



Ammoniak- en broeikasgasemissies van bedrijven met het Zonvarken-concept

Toepassing van de micro-meteorologische methode en lokale (box-)metingen

Rapport 1664

Fei Xie, Paria Sefeedpari, Annemieke Hol, André Aarnink



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Ammoniak- en broeikasgasemissies van bedrijven met het Zonvarken-concept

Toepassing van de micro-meteorologische methode en lokale (box-)metingen

Fei Xie ^{1,2}, Paria Sefeedpari ¹, Annemieke Hol ¹, André Aarnink ^{1,2}

¹ Wageningen Livestock Research

² Agricultural Biosystems Engineering Group, Wageningen University & Research

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Livestock Research en gesubsidieerd door de provincie Gelderland, in het kader van Subsidieregeling Innovatie en modernisering stikstof – Innovatie Overige sectoren (zaaknummer 2022-008282).

Wageningen Livestock Research
Wageningen, augustus 2026

Rapport 1664



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Xie, F., P. Sefeedpari, A. Hol, A.J.A. Aarnink, 2026. *Ammoniak- en broeikasgasemissies van bedrijven met het Zonvarken-concept; Toepassing van de micro-meteorologische methode en lokale (box-)metingen*. Wageningen Livestock Research, Openbaar rapport 1664.

Dit rapport beschrijft de resultaten van opzet en uitvoering van emissiemetingen van ammoniak (NH_3), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) in natuurlijk geventileerde Zonvarkenstallen met uitloop. Het Zonvarken-concept combineert emissiereductie aan de bron met scheiding en afvoer van urine en feces. De emissies werden bepaald via lokale metingen(box-metingen) op hokniveau en micro-meteorologische methode met een backward Lagrangian Stochastic (bLS) model op bedrijfsniveau, waarin gasconcentraties- en atmosferische parameters werden gemeten. De studie omvatte metingen op drie bedrijven in verschillende productiefasen. Daarnaast werd de toepasbaarheid van de meetmethoden in praktijkomstandigheden geëvalueerd door recovery tests. De verkregen resultaten laten zien dat het Zonvarken-concept aanzienlijk kan bijdragen aan de reductie van ammoniak- en methaanemissies en daarmee een belangrijke bijdrage kan leveren aan de vermindering van het broeikasgaspotentieel van de varkenshouderij.

This report describes the design and implementation of emission measurements of ammonia (NH_3), methane (CH_4), and nitrous oxide (N_2O) in naturally ventilated Zonvarken pig houses with outdoor runs. The Zonvarken concept combines emission reduction at the source with the separation and removal of urine and feces. Emissions were determined using local measurements (box measurements) at pen-scale for ammonia and micro-meteorological method with a backward Lagrangian Stochastic (bLS) model at farm level, where gas concentrations and atmospheric parameters were measured for all emissions. The study included measurements at three farms across different production stages. In addition, the applicability of the measurement methods under practical conditions was evaluated, and data were processed and filtered for model analysis and emission calculations. Based on the results obtained, the Zonvarken concept has the potential to substantially reduce ammonia and methane emissions and thereby make a significant contribution to reducing the global warming potential of pig production systems.

Dit rapport is gratis te downloaden op <https://doi.org/10.18174/721015> of op www.wur.nl/livestock-research (onder Wageningen Livestock Research publicaties).



Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-Niet Commercieel 4.0 Internationaal-licentie.

© Wageningen Livestock Research, onderdeel van Stichting Wageningen Research, 2026

De gebruiker mag het werk kopiëren, verspreiden en doorgeven en afgeleide werken maken. Materiaal van derden waarvan in het werk gebruik is gemaakt en waarop intellectuele eigendomsrechten berusten, mogen niet zonder voorafgaande toestemming van derden gebruikt worden. De gebruiker dient bij het werk de door de maker of de licentiegever aangegeven naam te vermelden, maar niet zodanig dat de indruk gewekt wordt dat zij daarmee instemmen met het werk van de gebruiker of het gebruik van het werk. De gebruiker mag het werk niet voor commerciële doeleinden gebruiken.

Wageningen Livestock Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Livestock Research is NEN-EN-ISO 9001:2015 gecertificeerd.

Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Animal Sciences Group van toepassing. Deze zijn gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank Zwolle.

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Materialen en methoden	12
2.1 Zonvarken-concept	12
2.2 Lokale metingen van ammoniakemissie met een dynamische box	14
2.2.1 Ammoniakemissie uit de individuele urineplas	14
2.2.2 Mestgedrag van varkens en bevulde oppervlakte	16
2.2.3 Ammoniakemissie vanaf de mestplaten	17
2.3 Micro-meteorologische methode	17
2.3.1 Backward Lagrangian Stochastic (bLS) model	17
2.3.2 Experimentele opstelling	18
2.3.3 Metingen van invoervariabelen voor het bLS-model	20
2.3.4 Voorbewerking en filtering van de gasconcentraties	22
2.3.5 Tracergas-ratiometing	24
2.4 Berekening van de jaarlijkse emissies en de emissiereducties	25
2.5 Berekening van de 'global warming potential'	26
3 Resultaten	27
3.1 Ammoniakemissie gemeten met de lokale methode	27
3.1.1 Urineplaskenmerken per varkenscategorie en seizoeneffect	27
3.1.2 Cumulatieve ammoniakemissie uit individuele urineplassen	29
3.1.3 Invloed van seizoen, lichtsnelheid, diercategorie en vloertype op de ammoniakemissie	30
3.1.4 Mestgedrag patronen en vloerbevulling op dichte vloeren in de uitloop	30
3.1.5 Ammoniakemissie vanaf de mestplaten	31
3.2 Micro-meteorologische methode	32
3.2.1 Meteorologische omstandigheden	32
3.2.2 Gasconcentraties	33
3.2.3 Gemeten emissies	38
3.2.4 Recovery test met lachgas	41
3.3 Bedrijfsspecifieke emissies	43
3.4 Berekende broeikasgasemissies en global warming potential (GWP) reductie	50
4 Discussie	52
4.1 Ammoniakemissie met lokale metingen	52
4.1.1 De chemische eigenschappen van urine	52
4.1.2 Cumulatieve ammoniakemissie uit de afzonderlijke urineplassen	54
4.1.3 Invloed van omgevingsfactoren en diercategorie op ammoniakemissie uit urineplassen	55
4.1.4 Patronen van mestgedrag van varkens	56
4.1.5 Ammoniakemissie van de mestplaten	57
4.2 Emissies volgens de micro-meteorologische methode	57
4.2.1 Ammoniakemissie	57
4.2.2 Methaanemissie	58
4.2.3 Lachgas emissie	59
4.2.4 Nauwkeurigheid van micro-meteorologische technieken	59
4.2.5 Factoren die emissiemetingen beïnvloeden	60

4.2.6	Reductie van het 'global warming potential' (GWP)	61
4.3	Implicaties voor emissiereductie	61
5	Conclusies	63
	Referenties	64
	Bijlage I	69
	Bijlage II	70
	Bijlage III	71
	Bijlage IV	72
	Bijlage V	74
	Bijlage VI	76
	Bijlage VII	77

Woord vooraf

Dit rapport presenteert de resultaten van emissiemetingen (ammoniak en broeikasgassen) die zijn uitgevoerd op varkensbedrijven met het Zonvarken-concept. De huisvesting binnen dit concept betreft natuurlijk geventileerde stallen met uitloop. Het onderzoek had tot doel meer inzicht te verkrijgen in de milieuprestaties van dit innovatieve varkenshouderijconcept. Het Zonvarken-concept is gericht op het milieu- en diervriendelijke houden van varkens, met een regionaal karakter.

Het onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Livestock Research (WLR), in samenwerking met de Leerstoelgroep Agricultural Biosystems Engineering van de Wageningen Universiteit. Het onderzoek maakt deel uit van voortdurende inspanningen ter ondersteuning van de ontwikkeling en evaluatie van emissiearme veehouderijssystemen onder praktische bedrijfsomstandigheden. Door lokale metingen op hokniveau te combineren met micro-meteorologische metingen op bedrijfsniveau draagt dit onderzoek bij aan een beter begrip van zowel de emissiemechanismen als de algehele emissieprestaties van de Zonvarken-stallen.

Wij willen alle betrokken collega's van het Air Quality Lab van WLR bedanken voor hun medewerking tijdens de meetcampagnes. Ook bedanken wij de provincie Gelderland voor de financiële steun aan het project. Tot slot willen wij Zonvarken coöperatie en de deelnemende varkenshouders bedanken voor hun constructieve samenwerking en toegewijde inzet, die essentieel zijn geweest voor het succes van dit innovatieve onderzoeksproject.

We hopen dat de gepresenteerde resultaten in dit rapport zullen bijdragen aan de verdere ontwikkeling van innovatieve milieu- en welzijnsvriendelijke varkenshouderij-concepten en nuttige input zullen bieden aan onderzoekers, beleidsmakers en praktijkmensen die zich bezighouden met duurzamere veehouderij.

De auteurs,
Wageningen
Augustus 2026

Samenvatting

Dit rapport presenteert de meetresultaten van de emissies van ammoniak (NH_3), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) uit natuurlijk geventileerde Zonvarkenstallen met uitloop. Het Zonvarken-concept is ontworpen om emissies bij de bron te verminderen door sturing van het mestgedrag van varkens te combineren met directe scheiding en snelle afvoer van urine en feces. De emissies werden beoordeeld aan de hand van twee benaderingen: lokale dynamische box-metingen om de NH_3 -emissies op hokniveau te bestuderen, en micro-meteorologische metingen om de emissies op bedrijfsniveau te bepalen. De metingen werden uitgevoerd op drie Zonvarken-bedrijven tijdens verschillende productiefasen.

De resultaten van de lokale metingen op hokniveau lieten duidelijke verschillen zien in het NH_3 -emissiepotentieel tussen de verschillende diercategorieën. De urine van dragende zeugen had de hoogste ureum-N-concentratie en veroorzaakte de hoogste cumulatieve NH_3 -emissies uit individuele urineplassen, terwijl de urine van vleesvarkens de laagste emissies vertoonde. Uit de statistische analyse bleek dat de diercategorie, de luchtsnelheid en het seizoen een significante invloed hadden op de NH_3 -emissies, terwijl er geen significant verschil werd gevonden tussen de dichte vloer binnen met strooisel en de dichte vloer in de uitloop zonder strooisel. Uit gedragsobservaties bleek dat vleesvarkens voornamelijk op de roostervloer urineerden, terwijl kraam en dragende zeugen vaker de dichte vloer gebruikten, wat leidde tot grotere vervuilde oppervlakken in de buitenruimte. In de binnenruimte was er geen of nauwelijks vloerbevuiling waargenomen. De NH_3 -emissies vanuit de mestopvangplaten waren in de winter bijna nul en in de zomer laag, wat erop wijst dat de scheiding van urine en feces en de regelmatige mestafvoer de emissies vanuit het mestverwijderingssysteem beperkten.

Voor de micro-meteorologische metingen werd gebruikgemaakt van één bemonsteringspunt in de richting waar de wind vandaan komt (bovenwinds) en twee meetlijnen in de richting waar de wind naar toe gaat (benedenwinds), op een afstand van ongeveer 40 m en 75–80 m van de stal. De gasconcentraties werden gemeten met een Picarro multigas-monitor, terwijl de lokale windomstandigheden werden bepaald met 3D-ultrasone anemometers. De emissies werden vervolgens geschat met behulp van het backward Lagrangian Stochastic (bLS)-model. Uit de resultaten bleek dat het Zonvarken-stalsysteem de gasemissies kan verminderen in vergelijking met conventionele varkensstal-systemen. Op basis van de vergelijking voor een gesloten bedrijf met 50 zeugen daalden de NH_3 -emissies van 1938 naar 750 kg/jaar, een vermindering van 61,3%, terwijl de CH_4 -emissies daalden van 10815 naar 1183 kg/jaar, een vermindering van 89,1%. Zowel de NH_3 - als de CH_4 -emissies lagen consequent onder de referentiewaarden, terwijl de N_2O -emissies over het algemeen laag bleven en dicht bij nul lagen. De micro-meteorologische methode werd met succes toegepast in natuurlijk geventileerde systemen voor emissie-monitoring, met gemiddelde recovery van het tracergas van $84,1 \pm 9,8\%$ op 40 m en $71,7 \pm 11,1\%$ op 80 m onder de gewenste veldomstandigheden. De resultaten toonden echter ook aan dat de meetkwaliteit sterk afhankelijk is van het terrein van het bedrijf. Op bedrijf 3 verstoorden omringende bomen en gebouwen het transport van de emissiepluim en leidden tot onbetrouwbare resultaten, waardoor deze gegevens werden uitgesloten van de berekening van de jaarlijkse emissie. In algemene zin, wijzen de resultaten er op dat het Zonvarken-concept een veelbelovend systeem is met lage emissies. Verdere verbeteringen kunnen waarschijnlijk worden bereikt door vloerbevuiling in de uitloop te verminderen, de robuustheid en frequentie van de mestverwijdering te verbeteren, de mestopvangplaten schoon te houden, desinfectie van de mestopvangplaten met middelen zoals Electrolyzed Oxidizing Water (EOW) toe te passen, het reinigen van de urinegoot met water of desinfectiemiddelen en mogelijk aanvullende maatregelen op het gebied van voermanagement te implementeren. Nader onderzoek naar de effectiviteit van de laatstgenoemde maatregelen wordt aanbevolen.

1 Inleiding

De varkenshouderij is een belangrijke bron van emissies van ammoniak (NH_3), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O), die bijdragen aan luchtvervuiling, aantasting van het milieu en klimaatverandering (Blanes-Vidal et al., 2008). Hoge ammoniakconcentraties in de stal kunnen ademhalingsproblemen veroorzaken bij zowel varkens als mensen (Donham et al., 1995). Ammoniak draagt bij aan de vorming van fijnstof in de atmosfeer en speelt een sleutelrol in de verzuring en eutrofiëring van ecosystemen (Wyer et al., 2022). In 2024 was de varkenshouderij in Nederland verantwoordelijk voor ongeveer 14% van de ammoniakemissie door de veehouderij (Compendium voor de Leefomgeving, 2026) en de Nederlandse landbouwsector is verantwoordelijk voor ca. 90% van de totale ammoniakemissie (Emissieregistratie, 2024). Er zijn ook strengere voorschriften voor ammoniakemissie ingevoerd om de ecologische kwaliteit van Natura 2000-gebieden te beschermen. De wettelijke doelstelling is dat in 2030 en 2035 respectievelijk 50% en 74% van het oppervlak aan stikstofgevoelige natuur in Natura 2000-gebieden onder de drempelwaarden voor de kritische belasting moet vallen (PSN, 2022).

De emissie van ammoniak, methaan en lachgas door de varkenshouderij wordt beïnvloed door verschillende factoren. Ammoniak wordt voornamelijk geproduceerd door de hydrolyse van ureum in urine door de katalyserende werking van het enzym urease. Urease komt voor op de vloer in varkenshokken, in de feces en in de mengmest (Le Dinh et al., 2022). De snelheid van de hydrolyse hangt af van de ureumconcentratie in de urine en de urease-activiteit, die wordt beïnvloed door de temperatuur, de pH-waarde, het ammoniak- en ammoniumgehalte van de feces en de eigenschappen van het vloeroppervlak (Braam & Swierstra, 1999; Dai & Karring, 2014). Een deel van de opgeloste ammoniakmoleculen reageert met water en vormt een evenwicht met ammonium; de richting van dit evenwicht hangt af van de temperatuur en de pH van de vloeistof (Monteny & Erisman, 1998). De vervluchtiging van ammoniak uit de vloeistofgrenslaag (van urine en mengmest) met de lucht daarboven wordt beïnvloed door de temperatuur en de luchtsnelheid boven het emitterende oppervlak (Aarnink & Elzing, 1998; Rong et al., 2009).

Naast de factoren die van invloed zijn op de fysisch-chemische processen van ureumhydrolyse en ammoniakvervluchtiging, wordt de ammoniakemissie ook beïnvloed door biologische en nutritionele factoren, zoals de samenstelling van het voer en de efficiëntie waarmee de stikstof wordt aangezet in de dieren. De samenstelling van het voer kan van invloed zijn op de uitscheidingspatronen van varkens (Andersen et al., 2020) en op de samenstelling van urine en feces (Canh et al., 1997). De eiwit- en aminozuurbalans in het voer beïnvloedt de totale stikstof inname en de efficiëntie van het gebruik ervan. De stikstof in overtollig aminozuren wordt nauwelijks vastgehouden en grotendeels als ureum via de urine uitgescheiden (Zhao et al., 2019). Voedingsvezels, met name fermenteerbare niet-zetmeelhoudende polysacchariden (NSP), hebben een sterk effect op zowel de uitscheidingspatronen van varkens als de stikstofverdeling tussen urine en feces. Een hogere vezelinname verhoogt de microbiële activiteit in de achterste darm, waardoor meer stikstof wordt opgenomen in microbiële eiwit en via de feces wordt uitgescheiden. Daardoor wordt minder stikstof als ureum via de urine uitgescheiden en wordt een groter deel van de stikstof van de urine naar de feces verplaatst (Canh et al., 1997). In de intensieve veehouderij worden steeds vaker maatregelen zoals emissiearme stallen, mestverwerking, aanpassingen in het voer en gecontroleerde uitrijtechnieken toegepast om ammoniakverliezen te verminderen en de milieueffecten ervan te beperken.

Methaan is een broeikasgas (BKG) dat per eenheid over een periode van 100 jaar gemiddeld 27 keer krachtiger is als broeikasgas dan koolstofdioxide (CO_2) (IPCC, 2023), waardoor de mondiale temperatuur stijgt, wat leidt tot smeltend ijs, stijgende zeeniveaus en extremere weersomstandigheden (Hansen et al., 2016). Methaan draagt ook bij aan de vorming van ozon op leefniveau, wat schadelijk is voor de menselijke gezondheid, gewassen en ecosystemen (Fowler et al., 2008). Om de opwarming van de aarde te beperken tot minder dan twee graden Celsius ten opzichte van het niveau van 1990, werd in 2016 het Klimaatakkoord van Parijs opgesteld en ondertekend door 195 landen. In het verlengde hiervan heeft Nederland zijn eigen doelstellingen vastgesteld: een vermindering van de emissie van broeikasgassen met 55% in 2030 ten opzichte van 1990, en het bereiken van klimaatneutraliteit in 2050 (Rijksoverheid, 2023). Daarnaast streeft

Nederland ernaar de emissie van methaan, een belangrijk broeikasgas, tegen 2030 met 30% te verminderen ten opzichte van het niveau van 2020 (Rijksoverheid, 2025). In 2021 was de Nederlandse land- en tuinbouwsector verantwoordelijk voor 16% van de totale emissie van broeikasgassen in het land, waarbij meer dan de helft hiervan afkomstig was uit de veehouderij (Berkhout et al., 2023; WUR, 2025). Om de klimaatdoelstellingen van de Nederlandse overheid te halen en bij te dragen aan de doelstellingen van het Akkoord van Parijs, is een reeks maatregelen voorgesteld voor de veehouderijsector, waaronder de ontwikkeling van emissiearme en duurzame huisvestingssystemen.

Methaan wordt voornamelijk geproduceerd in het spijsverteringskanaal van varkens en in de mestput door anaërobe afbraak van organisch materiaal (Philippe & Nicks, 2015). De vorming van methaan in het spijsverteringskanaal wordt voornamelijk beïnvloed door het voer van varkens, met name de hoeveelheid en het type vezels (Sattarova et al., 2025). Methaan uit mest wordt beïnvloed door temperatuur, pH-waarde, vochtgehalte en opslagduur (Monteny et al., 2001). Gezien het vormingsproces van methaan spelen strategieën voor mestverwijdering een cruciale rol bij het verminderen van methaanemissie uit varkensstallen. Frequente mestafvoer is voorgesteld als een effectieve methode om de emissie te verlagen (Philippe & Nicks, 2015). Verschillende schuifsystemen en spoelsystemen hebben aangetoond dat de methaanemissie kan worden verminderd door de tijd dat mest in anaërobe omstandigheden verblijft te beperken en de microbiële activiteit te remmen (Sefeedpari, Wagenveld, et al., 2024). Een andere aanpak om de emissie te beperken is het scheiden van feces en urine bij de bron, waardoor de vorming van een vochtige, verdichte en anaërobe omgeving wordt voorkomen waarin methaanvorming kort na afzetting zou kunnen plaatsvinden (Mahdi et al., 2025). Een relatief droge mesthoop kan een dunne aërobe laag nabij het oppervlak vormen, die het in de diepere, anaërobe zones geproduceerde methaan kan oxideren voordat het in de atmosfeer terechtkomt (Chang et al., 2023). In zo'n situatie kan de emissie van lachgas echter toenemen omdat de vorming van een korst de zuurstofpenetratie in de oppervlaktelaag bevordert, waardoor nitrificatie wordt gestimuleerd en er meer stikstofoxiden beschikbaar komen voor daaropvolgende denitrificatie, wat samen leidt tot hogere lachgasfluxen (Hansen et al., 2009).

Als een andere belangrijke categorie broeikasgassen verdient ook de emissie van lachgas uit varkenshouderijssystemen met uitloop aandacht. Lachgas is een broeikasgas met een lange levensduur en een zeer hoog broeikaspotentieel, dat over een periode van 100 jaar ongeveer 273 keer zo groot is als dat van CO₂ (IPCC, 2023). In varkensproductiesystemen wordt lachgas voornamelijk geproduceerd door microbiële nitrificatie- en denitrificatieprocessen in strooisel, op het oppervlak van de hokken in de uitloop en in mestopslag (Oenema et al., 2005). De vorming van vochtige mestplekken, korstvorming aan het oppervlak en tijdelijke vochtophopingen, kan de zuurstofdiffusie beperken, waardoor ruimtelijk heterogene zuurstofomstandigheden ontstaan in de laag waar mest en lucht met elkaar in contact komen (Sommer et al., 2004), waardoor de kans op de vorming van lachgas toeneemt door gekoppelde nitrificatie- en denitrificatieprocessen.

Hoewel innovatieve veehouderijssystemen mogelijkheden kunnen bieden om emissies te verminderen, moet hun daadwerkelijke milieuprestatie zorgvuldig worden geëvalueerd door middel van robuuste metingen en analyses. Op dit moment bestaat er geen vastgesteld of gestandaardiseerd protocol voor het meten van emissies in open stalsystemen met uitloop (Winkel et al., 2026). Deze kennislacune wordt steeds relevanter doordat varkenshuisvestingssystemen met uitloop, gericht op een hoger niveau van dierenwelzijn, in Europa aan populariteit wint, mede als gevolg van het groeiende bewustzijn van consumenten ten aanzien van dierenwelzijn. Het monitoren van emissies in deze systemen is een uitdaging. In mechanisch geventileerde varkensstallen kunnen luchtstroomsnelheden worden bepaald met behulp van meetventilatoren die zijn afgestemd op de ventilatiekanalen (Mosquera et al., 2002). Daarentegen ontbreken in natuurlijk geventileerde stalsystemen met toegang tot de buitenlucht duidelijk gedefinieerde luchtin- en -uitlaten, waardoor directe luchtstroommetingen onpraktisch zijn en alternatieve methoden nodig zijn voor het schatten van ammoniak- en methaanemissies. Daarnaast blijft het nauwkeurig kwantificeren van gasemissies, met name vanaf de uitloop of vanuit open stallen, een uitdaging vanwege de open omgeving en de invloed van variabele factoren zoals windomstandigheden, weersveranderingen en een ongelijkmatige mestverdeling (Laubach et al., 2024). Conventionele meetmethoden slagen er vaak niet in om de ruimtelijke en temporele variabiliteit van emissies onder dergelijke omstandigheden adequaat weer te geven. Bovendien zijn betrouwbare schattingen van ammoniak- en methaanemissies essentieel voor het behalen van nationale en internationale milieu- en klimaatdoelstellingen (Velthof et al., 2019).

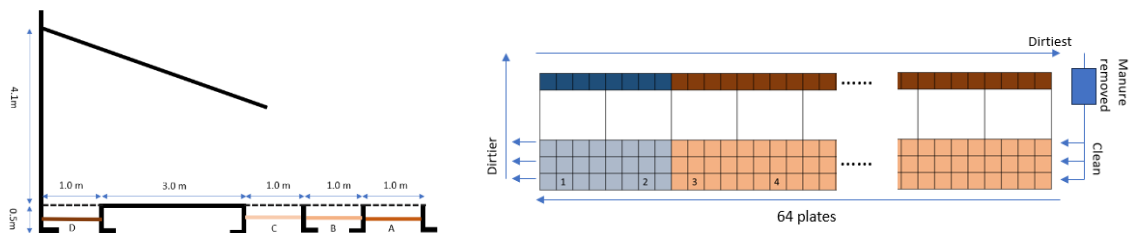
Er bestaan verschillende methoden om de emissies uit open stallen met uitloop te bepalen. Ten eerste kunnen de ammoniakemissie uit deze type varkensstallen worden bepaald door lokale variabelen te meten (Aarnink et al., 2016). Andere methoden zijn onder meer de stikstofbalansmethode om het totale stikstofverlies te bepalen (Hristov et al., 2011) en tracergastechnieken zoals de tracervervalmethode en de constante-concentratiemethode (Ogink et al., 2013). Deze laatste twee technieken zijn gebaseerd op het vermengen van lucht met een tracergas binnen in de varkensstal, wat op de uitloop van de varkensstal in dit onderzoek niet mogelijk is. Ook zou de CO₂-massabalansmethode kunnen worden gebruikt, waarbij CO₂ als tracergas wordt ingezet, dat niet kunstmatig wordt vrijgegeven maar op natuurlijke wijze door de dieren wordt uitgestoten (Ogink et al., 2013). Een belangrijke beperking van deze methode doet zich echter voor in situaties waarin het verschil tussen de ingaande en uitgaande CO₂-concentratie klein is. Onder dergelijke omstandigheden is dit concentratieverschil gevoelig voor verdunning en meetonnauwkeurigheden, waardoor het moeilijk is om de methode betrouwbaar toe te passen en nauwkeurige resultaten te verkrijgen.

Zonvarken is een samenwerkingsverband met als missie het produceren van varkensvlees dat diervriendelijk en boervriendelijk is, terwijl de impact op het milieu, de omliggende gemeenschappen en het klimaat tot een minimum wordt beperkt (Zonvarken, n.d.). In dit systeem hebben zowel zeugen als vleesvarkens continu toegang tot een uitloop en hebben ze, als het weer het toelaat, toegang tot een weide. Een belangrijk kenmerk van het Zonvarken-concept met betrekking tot emissiearme huisvesting is het innovatieve mestmanagement systeem, dat urine en feces scheidt om de vorming van ammoniak en methaan te beperken (Tangelder, 2022b).

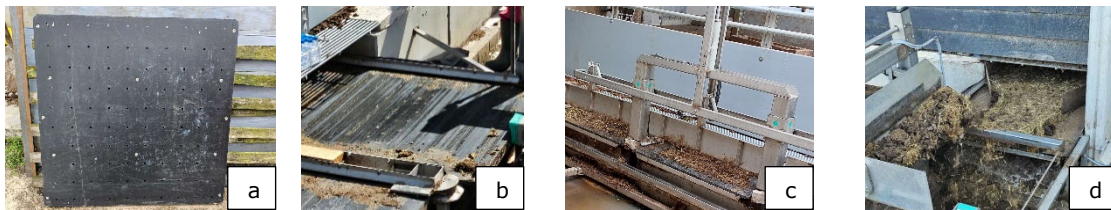
De emissie in het Zonvarken-huisvestingssysteem wordt verder verminderd door het mestgedrag actief te sturen via een geoptimaliseerd hokontwerp en een geoptimaliseerde mestverwijderings-strategie. Biggen blijven vanaf de geboorte tot het slachtgewicht in hetzelfde hok, waardoor ze het uitscheidingsgedrag goed kunnen aanleren. De zeug draagt gedeeltelijk bij aan dit leerproces. De hokken kunnen flexibel worden vergroot of verkleind, afhankelijk van de grootte van de biggen en de vleesvarkens. De indeling van de hokken kan indien nodig ook worden aangepast om het lig- en uitscheidingsgedrag beter te sturen. Het is de bedoeling dat de varkens hun excreta (feces en urine) buiten op de roostervloer van de uitloop deponeren. De uitloop bestaat deels uit een roostervloer en deels uit een dichte vloer. Mest wordt dagelijks onder de roostervloer verwijderd met behulp van een roterend plaatsysteem dat urine fysiek van feces scheidt. Urine loopt via perforaties in kunststof platen in een hellende goot en wordt continu afgevoerd, terwijl de feces naar het einde van de stal worden getransporteerd en in een overdekte opslagruimte buiten de stal worden opgeslagen. Naast het ontwerp van de huisvesting en het mestmanagement moet het Zonvarken-concept worden beschouwd als een integraal productiesysteem. Het omvat ook specifieke voerstrategieën (circular voer), de voersamenstelling en de dagelijkse bedrijfsvoering. De exacte voersamenstelling en bedrijfsvoering kunnen echter tussen bedrijven en tussen jaren enigszins verschillen, waardoor variatie in gemeten emissies kan optreden.

Dit onderzoek had tot doel de emissies en het emissiereductiepotentieel van het Zonvarken-concept onder praktische bedrijfsomstandigheden te beoordelen. Het onderzoek was niet bedoeld om een officiële emissiefactor vast te stellen. De gemeten emissies en berekende reducties weerspiegelen het gecombineerde effect van huisvesting, voeding, bedrijfsvoering, diergebonden factoren en weersomstandigheden en kunnen daarom niet uitsluitend aan het huisvestingssysteem worden toegeschreven. Om de emissies te kwantificeren en de prestaties van dit systeem op het gebied van emissiereductie te beoordelen, zijn meerdere meetcampagnes uitgevoerd waarbij de nadruk lag op de emissie van ammoniak, methaan en lachgas, met behulp van twee verschillende meetmethoden. Dit rapport presenteert de resultaten die zijn verkregen door de toepassing van beide methoden. In dit onderzoek was de varkenshouder verantwoordelijk voor de implementatie en de dagelijkse bediening van het emissiereductiesysteem. Wageningen Livestock Research (WLR) voerde de emissiemetingen uit, verrichtte de gegevensanalyse en schatte de verwachte operationele emissiefactoren en het emissiereductiepotentieel van het onderzochte systeem. Hoofdstuk 2 beschrijft de meetlocatie, de toegepaste meettechnieken en de kenmerken van het emissiereductiesysteem. Een overzicht van de belangrijkste resultaten wordt gepresenteerd in hoofdstuk 3 en nader besproken in hoofdstuk 4. Ten slotte worden in hoofdstuk 5 de belangrijkste conclusies samengevat en worden aanbevelingen gedaan voor het verbeteren van zowel het meetprotocol als de emissiereductieprestaties van het systeem, evenals suggesties voor verder onderzoek.

beginnen. Tijdens de werking, wanneer rij A in beweging is, blijven rij B en rij C stilstaan. Een plaat heeft ongeveer 5 tot 6 uur nodig om één volledige rij te doorlopen, en het systeem staat ongeveer 12 uur stil voordat de volgende cyclus begint.

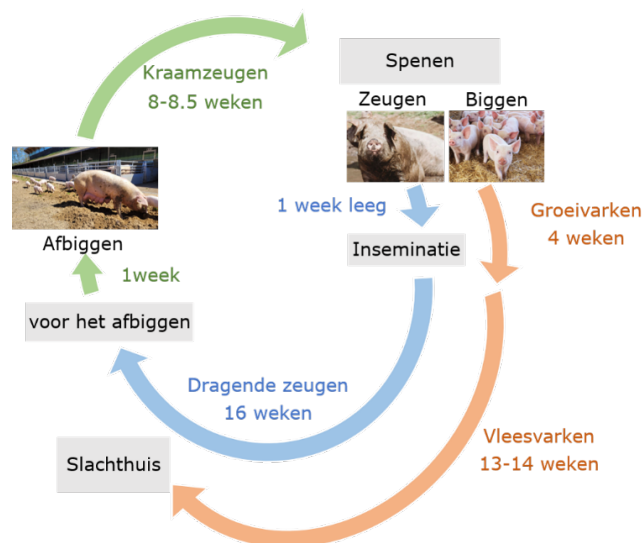


Figuur 2 Overzicht van het mestafscheidingssysteem onder de roostervloer: de afbeelding links toont een zijaanzicht en de afbeelding rechts de indeling van de uitloop. De blauwe hokken zijn voor dragende zeugen en de gele hokken zijn voor vleesvarkens en kraamzeugen.



Figuur 3 Mestplaat (a) en twee zijden van het systeem: (b) schone zijde; (c) vuilere zijde; (d) vuilste zijde.

Zonvarken heeft een vaste productiecycclus van ongeveer 26 weken (Figuur 4). Omdat het systeem volgens het SSF-principe werkt, is de huisvesting ingedeeld in vier fasen. Tijdens fase 1-2 worden twee kraamzeugen in één hok gehuisvest, elk met een eigen kraamruimte. De zeugen worden volledig vrij gehouden, waarbij de toegang alleen beperkt is tot de biggennestruimte. Deze fase begint één week voor het werpen en duurt totdat de biggen ongeveer 8 tot 8,5 weken oud zijn. Tijdens fase 2-3 worden in het systeem gespeende biggen gehuisvest. Ze beschikken over flexibele hokken; de dichte buitenvloer dient als verrijkingsruimte en de roostervloer buiten wordt gebruikt voor mesten en urineren. Tijdens fase 3-4 worden de varkens verder opgefokt als vleesvarkens. Wanneer de zeugen na ongeveer 8,5 weken worden verwijderd, blijven de varkens in hetzelfde hok. De afmestperiode duurt van ongeveer 12 weken tot de slacht op 25-26 weken. Tegelijkertijd worden dragende zeugen in aparte hokken gehuisvest en overlapt de drachtperiode fase 3-4. De hokken van de dragende zeugen volgen dezelfde indeling om een consistent gedragspatroon te behouden, waarbij verrijking wordt geboden op de dichte buitenvloer om vloerbevuilding te beperken.



Figuur 4 De productiecycclus binnen het Zonvarken-concept. Het groene gedeelte is de lactatieperiode, het blauwe gedeelte is de drachtperiode, het oranje gedeelte is de afmestperiode. Na het spenen blijven de biggen in dezelfde hokken en worden de zeugen verplaatst naar hokken voor (guste en) dragende zeugen.

De voerstrategie bij Zonvarken is volledig gebaseerd op circulaire voeding, wat betekent dat mengvoeders voornamelijk worden samengesteld uit reststoffen uit de menselijke voedselketen, waaronder ingrediënten zoals broodmeel, moutspruiten, knäckebrödmeel, koolzaadvlokken, bietenpulp en aardappeleiwit. De samenstellingen zijn sojavrij en verminderen het gebruik van conventionele voedergewassen. De chemische samenstelling van het voer wordt weergegeven in bijlage I. Gedurende de gemeten perioden varieerde het ruw-eiwitgehalte van 161 tot 168 g/kg voor vleesvarkens, van 160 tot 166 g/kg voor kraamzeugen en van 133 tot 135 g/kg voor dragende zeugen. De energiewaarde, uitgedrukt als EW*100, varieerde van 108 tot 111 voor vleesvarkens, van 106 tot 108 voor kraamzeugen en bedroeg 100 voor dragende zeugen.

2.2 Lokale metingen van ammoniakemissie met een dynamische box

2.2.1 Ammoniakemissie uit de individuele urineplas

2.2.1.1 Proefopzet

De kenmerken van de urineplassen werden vastgelegd in de periode van november 2023 tot augustus 2024. De metingen werden uitgevoerd met een dynamische box in totaal zes metingen, aangezien er in twee seizoenen (winter en zomer) metingen werden verricht voor drie productiegroepen (vleesvarkens, kraamzeugen en dragende zeugen), zoals weergegeven in Tabel 1. De metingen werden gedaan in twee hokken, zowel binnen (dichte vloer met strooisel) als buiten (dichte vloer zonder strooisel), bij drie verschillende lichtsnelheden, wat in totaal 12 metingen aan gesimuleerde urinelozingen opleverde. De metingen werden uitgevoerd bij vleesvarkens en bij kraam- en dragende zeugen. Hok 1 werd gebruikt voor de metingen bij dragende zeugen. Tijdens een meting werden urinelozingen gesimuleerd door vers opgevangen urine op de vloer te gieten. Bij elke urinelozing werden de afmetingen van de urineplas, de samenstelling van de verse urine voordat het op de vloer werd gegoten (ureum-N-gehalte, NH₄-N-gehalte en pH) en de ammoniakconcentratie van de plas gemeten. Ook werden de urease-activiteit van de betreffende vloer en de klimatologische meetomstandigheden (lichtsnelheid, temperatuur en relatieve vochtigheid) bepaald. Elke meting duurde vier dagen, één dag per vloertype en hok. In de volgende paragrafen wordt een gedetailleerde beschrijving gegeven van de proefopzet en de specificaties van de meetapparaten.

Tabel 1 Kenmerken van de metingen van ammoniakemissie uit de individuele urine.

Sessie	Seizoen	Diercategorie	Data
1	Winter	Vleesvarkens	12, 13, 19 en 20 februari 2024
2	Winter	Kraamzeugen	20, 21, 22 en 24 november 2023
3	Winter	Dragende zeugen	4 en 5 maart 2024
4	Zomer	Vleesvarkens	30, 31 juli en 5, 6 augustus
5	Zomer	Kraamzeugen	3, 4, 10 en 11 juni 2024
6	Zomer	Dragende zeugen	7 en 12 augustus

Een meetdag begon met het verzamelen van verse ochtendurine van varkens uit dezelfde productiegroep om de initiële ureum-N-concentratie en de initiële TAN-concentratie te bepalen. Om hydrolyse van ureum in de bemonsterde urine te voorkomen, werd deze bewaard in een gesloten buisje met 1 ml 1% HCl. Daarnaast werd de start-pH bepaald met behulp van een pH-meter. Vervolgens werd 500 mL van de verzamelde urine op de vloer gegoten vanaf een hoogte ter hoogte van de achterhand van een staand varken. De urine werd in één gecontroleerde straal aangebracht om het spatten, de verspreiding en de vorming van een plas tijdens natuurlijk urineren zo goed mogelijk na te bootsen. Ten slotte werd de ammoniakemissie van de plas bepaald door de dynamische box gedurende twee uur bovenop de plas te plaatsen. De ammoniakconcentraties werden gemeten met behulp van twee Gasera-gasmonitoren, zowel aan de inlaat als aan de uitlaat van de box, met een meetinterval van 2 minuten en 38 seconden. Daarnaast werd de ventilatiehoeveelheid in de box gemeten met een ventilator in het afvoerluchtkanaal en was zo ingesteld dat er een gemiddelde lichtsnelheid in de box ontstond van 0,1, 0,3 of 0,5 m s⁻¹. Twee anemometers maten de realtime ventilatiehoeveelheid, één bij de luchtinlaat en één bij de luchtuitlaat van de box. Tijdens deze box-metingen werden de klimatologische omstandigheden, waaronder de vloertemperatuur, de

buitentemperatuur en de relatieve vochtigheid, eveneens continu gemeten met behulp van twee RV/T-sensoren, met een tijdsinterval van 2 minuten en 38 seconden. Eén RV/T-sensor werd in de dynamische box geplaatst, op een hoogte van ongeveer 3 cm boven de vloer. De andere sensor werd buiten geplaatst om de buitentemperatuur te meten. Tijdens de box-metingen werd de urease-activiteit van de vloer gemeten op vier locaties in hetzelfde hok. Twee locaties bevonden zich vlak naast de box en de andere twee locaties werden willekeurig gekozen in dezelfde binnen- of buitenruimte van het hok. Bij het einde van de box metingen werd de eind-pH van de urineplas bepaald met behulp van de pH-meter en werd er nog een warmtebeeld van de plas gemaakt.

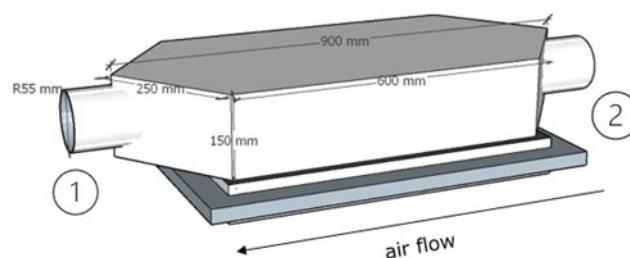
2.2.1.2 Metingen van de kenmerken van de afzonderlijke urineplassen

Gasconcentratie

Er werd een foto-akoestische multigasanalysator (Gasera One Shed-gasmonitor, Gasera Ltd., Finland) gebruikt om de ammoniakconcentratie in de inkomende en uitgaande lucht van de dynamische box te meten. Deze gasmonitor meet de ammoniakconcentratie in delen per miljard (ppb).

Ventilatiehoeveelheid en ammoniakemissie

De ammoniakemissiegegevens van een gesimuleerde urinelozing werden gemeten met behulp van een dynamische box. De binnenafmetingen van de box bedroegen 400 mm breed en 600 mm lang, wat een meetoppervlak van 0,24 m² opleverde. De dynamische box had een open bodem die werd afgesloten door het emissieoppervlak. De inlaat van de box bestond uit een aangesloten buis die ervoor zorgde dat er lucht in de box kon worden gevoerd. De uitlaat van de box, aan de tegenovergestelde kant ten opzichte van de inlaat, was eveneens voorzien van een aangesloten buis waardoor de lucht weer uit de box kon worden afgevoerd. Een ventilator in het afvoerluchtkanaal regelde de in- en uitgaande luchtstroom. Deze ventilator werd sneller of langzamer ingesteld om de ventilatiehoeveelheid te regelen. Een schematische weergave van de dynamische box is te zien in Figuur 5.



Figuur 5 Schematische weergave van de dynamische box. De box heeft een open bodem die wordt afgesloten door het emitterende vloeroppervlak. De luchtinlaat en -uitlaat zijn respectievelijk aangeduid met nummer 1 en 2. Zowel de inlaat als de uitlaat zijn voorzien van een anemometer en een luchtmonsterleiding die is aangesloten op de Gasera-gasmonitor.

pH-waarde

De pH werd gemeten met behulp van een pH-meter (LAQUEAact Portable pH, D-72G, HORIBA Advanced Techno Co., Ltd.). Deze pH-meter meet de pH in een range van 0,00 tot 14,00 met een resolutie van 0,01.

Temperatuur

De relatieve luchtvochtigheid en temperatuur (RV/T) werden gemeten met behulp van een RV/T sensor (HMP60, Vaisala, Finland). Deze sensor meet de relatieve vochtigheid in een range tussen 0-100% en de temperatuur in een bereik van -40 tot +60 °C. De gemetendata werden vastgelegd in een datalogger (LoggerNet, Campbell Scientific, Inc., VS).

Urease-activiteit

De urease-activiteit werd gemeten op de dichte vloer met stro en op de dichte vloer zonder stro volgens de methode van Braam et al. (1997) en Braam and Swierstra (1999). Er werd een cilinder op de vloer geplaatst, waarna 55 ml ureumoplossing in de cilinder werd gegoten en geroerd. Bij $t = 0$ min werd een monster van 5 ml afgenomen en toegevoegd aan een buisje met 1 ml 1% HCl, om de omzetting van ureum in het monster te stoppen. De resterende 50 ml ureumoplossing in de cilinder werd van de buitenlucht afgeschermd door de cilinder af te dekken met een plastic dop. Na 30 minuten werd de oplossing geroerd en werd opnieuw een monster van 5 ml afgenomen, dat op dezelfde manier werd behandeld als het monster dat bij 0 min was afgenomen. De totale ammoniak stikstof ($\text{TAN} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) concentraties in beide monsters werd gemeten met behulp van een spectrofotometer. Deze meting is gebaseerd op de absorptie van licht met een golflengte van 655 nm, dat door een monster in een glazen buisje werd geleid. De absorptie werd vergeleken met een absorptiecurve die was verkregen uit de resultaten van spectrofotometertests op monsters met een bekend ammoniakstikstofconcentratie ($\text{NH}_4\text{-N}$). De curve werd telkens gekalibreerd wanneer een reeks monsters werd geanalyseerd. De urease-activiteit werd uitgedrukt als de toename van ammoniumstikstofconcentratie in de oplossing die in de cilinder was aangebracht, uitgedrukt in $\text{mg NH}_4\text{-N/l}$, en vervolgens omgerekend naar $\text{g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$.

2.2.1.3 Analyse van cumulatieve ammoniakemissie uit urineplassen

De cumulatieve ammoniakemissie werd berekend op basis van de 2-uursmetingen aan de urineplassen. De invloed van het seizoen, het vloertype, de luchtsnelheid en de ontwikkelingsstadia van de dieren op de gemeten ammoniakemissie over een periode van 2 uur werd geanalyseerd met behulp van een multifactoriële statistische variantieanalyse (ANOVA) op basis van een lineair model volgens de methode van de kleinste kwadraten. Omdat de emissiegegevens een scheve verdeling vertoonden, werden ze omgezet naar een logaritmische schaal om de aanname van normaliteit beter te benaderen. Alle vier factoren werden als vaste effecten behandeld, en de interactie tussen telkens twee factoren werd eveneens geanalyseerd.

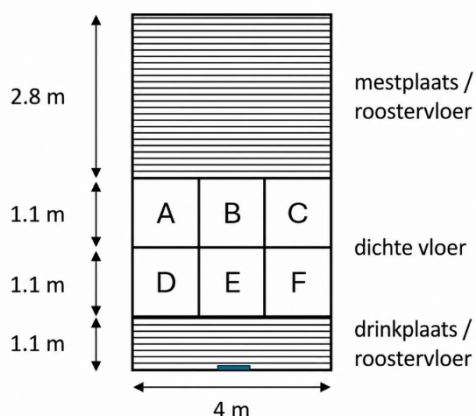
2.2.2 Mestgedrag van varkens en bevulde oppervlakte

Mestgedrag- en vloerbevuilingsdata van varkens werden verzameld door middel van video-opnames. De camera was een Bascom-bulletcamera. Deze RGB-camera nam videobeelden op in Full HD met een beeldsnelheid van 25 fps. Het gezichtsveld bedroeg 112° . De camera beschikte over nachtzicht tot 20 meter. Na elke meting met de dynamische box werden deze video-opnames gemaakt boven de binnen- en buitenhokken. Elke RGB-camera nam gedurende een periode van één week continu op.

Om het oppervlak van de bevuiling in de hokken te kwantificeren, werden tijdens de observatiedagen tweemaal daags, om 06:00 en 18:00 uur, beelden gemaakt, wat resulteerde in 64 beelden. ImageJ-software (National Institutes of Health, VS) werd gebruikt om het bevulde oppervlak te markeren en te berekenen. Eerst werd de ruimtelijke schaal gekalibreerd aan de hand van een bekende referentielengte in het beeld, bijvoorbeeld de afmeting van de stal. Voor elke diercategorie werd de schaal op alle beelden toegepast om de consistentie van tijdstip en opnamehoeken te waarborgen. Na het schalen werden meerdere rastercellen van $0,5 \times 0,5$ m over de beelden geplaatst en werd het bevuilingsoppervlak berekend op basis van het aantal rastercellen dat duidelijke tekenen van vocht vertoonde.

Het mest- en urinegedrag van de varkens in de uitloop werd gedurende de observatieperioden ook geregistreerd. De dichte vloer van de uitloop werd verdeeld in zes zones, A tot en met F (Figuur 6). Zone F lag altijd het dichtst bij de drinkplaats. Tijdens de observatie werden voor elke excretie (feces en urine apart) het tijdstip en de locatie geregistreerd. Aangezien het volume van de urineplassen van dragende en kraamzeugen ongeveer 1,5 tot 2 liter bedroeg en één urineplas twee zones op de dichte vloer kon beslaan, werd de grootte van de urineplas voor elke urinelozing ook genoteerd als klein, middelgroot of groot.

Het moet worden vermeld dat tijdens onze observaties geen bevuiling is aangetroffen op de dichte vloer van de binnen ruimte. Daarom is er met deze methode geen mestgedrag op de dichte vloer van het binnenhok verder geanalyseerd.



Figuur 6 Schematische weergave van de uitloop, inclusief de indeling van de dichte vloer in zes secties (A tot en met F). De blauwe marking geeft de deur tussen de binnen- en buitenruimte aan.

2.2.3 Ammoniakemissie vanaf de mestplaten

De ammoniakemissie van de mestplaten onder de roostervloer in de uitloop werd gemeten met behulp van een dynamische box. Zowel in de winter als in de zomer werden schone platen, platen met een deel vaste mest en platen vol vaste mest gemeten. De platen werden verwijderd en op een houten plaat geplaatst om een gesloten ruimte te creëren, zodat er geen lucht via de gaten in de plaat kon binnendringen. Voor elke meting werd een dynamische box op de plaat geplaatst en werd de ammoniakemissie gedurende 30 minuten gemeten. Tijdens de metingen werden de ammoniakconcentratie van de in- en uitgaande lucht, de lichtsnelheid, de temperatuur en de pH gemeten. De emissie van één plaat werd als volgt berekend (Eq. 1):

$$E_{plate} = \frac{(C_{outgoing} - C_{incoming}) \times VR}{A_{chamber}} \times A_{plate} \quad \text{Eq. 1}$$

Waarbij E_{plate} (g/min) is de emissie van één plaat, $C_{outgoing}$ en $C_{incoming}$ (ppm) zijn de concentraties van ammoniak in de uitgaande en inkomende lucht van de box, VR (m^3/h) is de ventilatiehoeveelheid, $A_{chamber}$ (m^2) is de binnen-oppervlakte van de dynamische box, en A_{plate} (m^2) is de oppervlakte van één mestplaat.

2.3 Micro-meteorologische methode

In dit onderzoek werd het backward Lagrangian Stochastic (bLS)-model toegepast om de ammoniak- en methaanemissies van Zonvarken varkensbedrijven te bepalen en de optimale meetopstelling voor het meten van gasconcentraties te onderzoeken. De veldmetingen voor dit onderzoek werden uitgevoerd op drie bedrijven in verschillende fases van de productiecycli, waarbij de normale bedrijfsvoering werd gevolgd. Op bedrijf 1 en bedrijf 3 werd één stal gemeten, terwijl op bedrijf 2 twee stallen werden gemeten. Om de recovery van de berekende emissies te beoordelen, werden op twee van de drie bedrijven tracergas metingen uitgevoerd.

2.3.1 Backward Lagrangian Stochastic (bLS) model

Het bLS-model schat de gasemissies vanuit de emitterende emissiebron door de beweging van het traject van gasmoleculen in de richting waar de wind naar toe gaat (benedenwinds) te simuleren (Flesch et al., 2004). De simulatie werd uitgevoerd met behulp van de open access programmeertaal R, gebruikmakend van het pakket bLSmodelR (versie 4.12-2, <https://github.com/ChHaeni/bLSmodelR>), en leverde de concentratie-emissieverhouding (CE-ratio) op. De CE-ratio werd gesimuleerd met het bLS-model op basis van atmosferische parameters, waaronder windrichting (WD , °), wrijvingssnelheid (u^* , m s^{-1}), de stabiliteitslengte van Obukhov (L , m) en de oppervlakteruwheidslengte (z_0 , m).

De gasemissies werden berekend aan de hand van de CE-ratio, in combinatie met het verschil tussen de concentraties gemeten in de richting waar de wind vandaan komt (bovenwinds) en in de richting waar de wind naar toe gaat (benedenwinds) van de bron en de oppervlakte van de emissiebron, zoals weergegeven in Eq. 2:

$$E = \frac{C_{downwind} - C_{upwind}}{CE_{ratio}} \times A \quad \text{Eq. 2}$$

Waarbij $C_{downwind}$ de gasconcentratie is die benedenwinds van de bron is gemeten (mg m^{-3}), en C_{upwind} de gasconcentratie is die bovenwinds van de bron is gemeten (mg m^{-3}), de CE_{ratio} de verhouding tussen concentratie en emissie (s m^{-1}), A de oppervlakte van de bron (m^2), en E de gasemissie (mg s^{-1}). De metingen van gasconcentraties en meteorologische parameters die als invoergegevens voor het model zijn gebruikt, worden later in deze paragraaf beschreven.

2.3.2 Experimentele opstelling

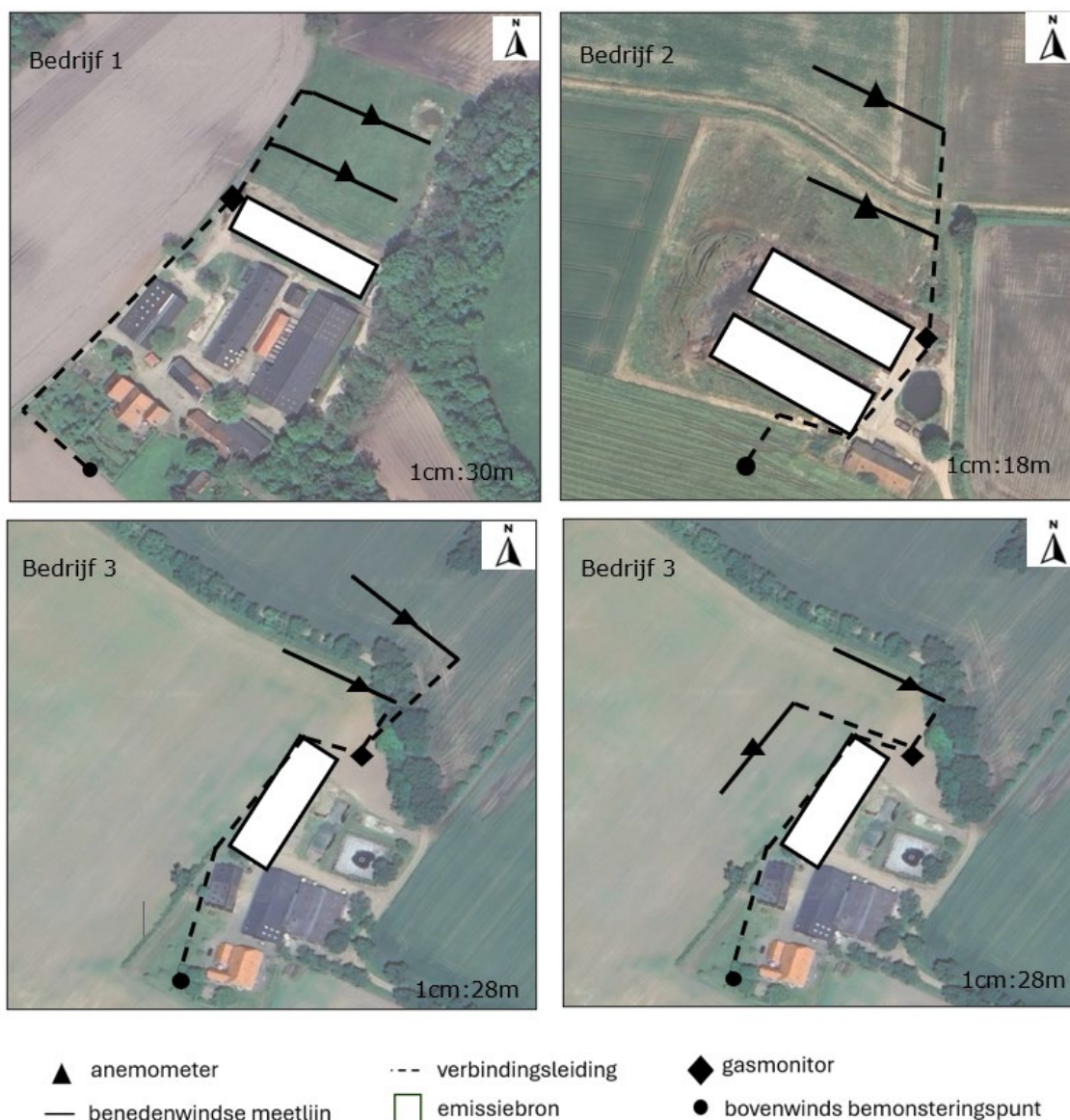
De emissiemetingen werden uitgevoerd op drie Zonvarken-bedrijven, met vergelijkbare stallen met uitloop en die een vergelijkbare bedrijfsvoering hanteerden. De meetperioden worden weergegeven in Tabel 2, en de meetopstelling is te zien in Figuur 7.

Om het bLS-model betrouwbaar te laten simuleren en nauwkeurige resultaten te laten opleveren, zijn zowel de kwaliteit als de continuïteit van de gasconcentraties en de atmosferische metingen van cruciaal belang. In Nederland waait de wind overwegend uit het zuidwesten. Om gaspluimopvang en een voldoende lange bemonsteringsduur te waarborgen, werd de benedenwindse meetlijn daarom in de richting van de noord-oostzijde van elk bedrijf geplaatst. Op bedrijf 1 en bedrijf 2 waren er weinig obstakels rondom de bedrijven, met name in de buurt van de meetlijnen. Een minimale afstand van ongeveer tien keer de hoogte van de emissiebron werd aangehouden tussen de bron en de benedenwindse meetlijn, conform de aanbeveling van Gao et al. (2010), om voldoende pluimontwikkeling en betrouwbare emissieschattingen met het bLS-model te waarborgen. In deze studie is tevens een kortere afstand tot de bron onderzocht. Daarom werden twee meetlijnen benedenwinds geplaatst op afstanden van 40 m en 75–80 m van de stal. Op bedrijf 1 werd de lijn op 75 meter geplaatst omdat er op 80 meter afstand een vijver lag. Deze lijnen waren parallel georiënteerd aan de lange zijde van de stallen, waar de uitloop voor varkens lag. De uitloop vormt, vanwege de mestproductie die daar grotendeels plaatsvindt, namelijk de belangrijkste bron voor de emissies. Eén bemonsteringspunt werd tegen de wind in (bovenwinds) geplaatst om de achtergrondconcentraties te meten, en in het midden van elke benedenwindse lijn werd een anemometer geïnstalleerd om de atmosferische parameters te registreren. Op bedrijf 3 maakten bomen op ongeveer 40 meter ten noord-oosten van het bedrijf het moeilijker om de meetlijnen benedenwinds te plaatsen. Bovendien liep de zuidwest-as niet parallel aan de uitloop (op de lengte van de stal), wat de resultaten zou kunnen beïnvloeden. Daarom werden op deze locatie in maart en juli 2025 twee alternatieve opstellingen geïmplementeerd, zoals weergegeven in Figuur 7.

Tabel 2 *Overzicht van de meetperioden (De leeftijd van de dieren is weergegeven in bijlage III).*

Locatie	Start	Eind	Categorie ¹	Aantal varkens			
				VV/biggen	KZ	DZ	Gelten
Bedrijf 1	12-02-2024	20-02-2024	VV & DZ	298	-	20	-
	10-04-2024	15-04-2024	VV & DZ	133	-	20	-
	23-05-2024	30-05-2024	KZ	312	26	-	32
	1-07-2024	7-07-2024	KZ	303	25	-	32
	10-09-2024	7-10-2024	VV & DZ	300	-	24	-
	20-11-2024	29-11-2024	KZ	350	30	-	-
Bedrijf 2	22-07-2024	25-07-2024	VV & DZ	426	-	56	20
	7-09-2024	10-09-2024	VV & DZ & KZ	168	30	37	-
Bedrijf 3	20-03-2025	27-03-2025	KZ	-	26	-	-
	19-07-2025	21-07-2025	VV & DZ	321	-	26	-

¹ VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen



Figuur 7 Overzicht van de meetopstellingen op de drie locaties: bedrijf 1 (linksboven), bedrijf 2 (rechtsboven), eerste meting op bedrijf 3 (linksonder) en tweede meting op bedrijf 3 (rechtsonder).

2.3.3 Metingen van invoervariabelen voor het bLS-model

In de volgende paragrafen worden de opzet van de gasconcentratiemetingen, de metingen van atmosferische parameters en de voorbereiding van de meetgegevens voor invoer in het bLS-model beschreven. De werkwijze voor de voorbewerking en filtering van de atmosferische gegevens is opgenomen in bijlage IV.

2.3.3.1 Gasconcentraties

Het luchtbemonsteringssysteem bestond uit drie delen: de benedenwindse meetgasbuizen op de meetafstand voor het bemonsteren van de lucht, het bovenwindse bemonsteringspunt en de verbindingsleiding voor het transport van de bemonsterde lucht naar de gasmonitor (Figuur 7). De PE bemonsteringsleidingen hadden een lengte van 65 m van de eerste tot de laatste capillair; er waren 7 capillairen met een plaatkritische opening die in totaal 7 liter per minuut per leiding bemonsterden, ± 1 liter per minuut per capillair. De inlaten van de meetlijnen werden geplaatst op een hoogte van circa 1,5–2,0 m boven het maaiveld, waarbij de exacte hoogte werd afgestemd op de gewashoogte van de betreffende percelen. Het bovenwindse meetpunt werd op een hoogte van 4 m geplaatst om ervoor te zorgen dat de aangevoerde lucht zo min mogelijk werd

beïnvloed door de emissiebronnen. Het bemonsteringssysteem was volledig gesloten en transporteerde gedurende de gehele meetperiode continu luchtmonsters.

De concentraties werden geanalyseerd met een Picarro-gasmonitor (G2508, VS). Deze monitor maakt gebruik van Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS) en kan na één minuut gasconcentraties met hoge precisie meten (<10 ppb voor N₂O, <7 ppb voor CH₄ en <3 ppb voor NH₃). CRDS is een zeer gevoelige lasergebaseerde absorptietechniek die meet hoe lang het duurt voordat licht in een optische caviteit vervalst (Wheeler et al., 1998). Een laserpuls wordt in een optische ruimte met sterk reflecterende spiegels ingebracht, waardoor een lange effectieve weglengte ontstaat. De snelheid waarmee het licht in de loop van de tijd afneemt, wordt bepaald door de moleculen in de caviteit. Verschillende moleculen absorberen licht bij specifieke golflengten. Door de laser op deze specifieke golflengten af te stemmen, kan CRDS de aanwezigheid van specifieke moleculen identificeren en kwantificeren op basis van hun unieke absorptie. CRDS heeft een hoge gevoeligheid en dit maakt het een veelzijdig instrument voor het bepalen van specifieke concentraties van moleculen (Wheeler et al., 1998). De Picarro-gasmonitor kan één gasstroom tegelijk analyseren. Daarom werd een 16-poorts distributie manifold, of 16-poorts sequencer (=Multipoint Sampler, MPS), gebruikt om tussen de afzonderlijke meetlijnen te schakelen. Beide meetlijnen waren uitgerust met een eigen pomp, waardoor een continue en onafhankelijke bemonstering van de gasconcentraties werd gewaarborgd. De 16-poorts sequencer werd gebruikt om de gasstroom van elke bemonsteringslijn met vaste interval van 10 minuten naar de Picarro gas-monitor te leiden, terwijl de andere lijnen via een bypass werden omgeleid. Deze methode zorgt voor een nauwkeurige en efficiënte analyse van de gasconcentratie van elke meetlijn. In eerdere studies met vergelijkbare meetopstellingen (Hafner et al., 2024; Kamp & Feilberg, 2024), werden bemonsteringsleidingen continu verwarmd om condensatie van water en het daarmee gepaard gaande verlies van ammoniak te voorkomen. In dit onderzoek is echter geen continue leidingverwarming toegepast, vanwege het energieverbruik en de praktische beperkingen onder veldomstandigheden. Om te beoordelen of de temperatuur de ammoniakmetingen in onze meetopstelling kon beïnvloeden, is de respons van een bemonsteringsleiding van 150 m onderzocht in een klimaatkamer bij verschillende temperaturen. Hieruit bleek dat bij temperaturen lager dan 5 °C de ammoniakconcentratie ongeveer 10 minuten langer nodig had om een stabiel niveau te bereiken. De tijdens de meetcampagnes gemeten temperaturen vielen niet binnen dit temperatuurbereik (zie paragraaf 4.2.1). Naar verwachting zal ammoniakverliezen, transportvertragingen en de reactietijd worden voorkomen door gebruik te maken van de bypass om een continue, hoge doorstroming door de bemonsteringsleidingen te handhaven.

2.3.3.2 Atmosferische parameters

Er werden 3D-ultrasone anemometers (Gill Instruments Ltd, 2022) gebruikt om de atmosferische parameters te meten. De anemometers maten elke seconde de windsnelheid, de windrichting en de verticale windsnelheid¹. De ruwe gegevens werden omgezet naar de horizontale windcomponenten *u* en *v*. In deze experimentele opstelling werden twee anemometers geïnstalleerd op dezelfde hoogte als de meetlijnen, één op de 40 m-meetlijn en één op de 75 of 80 m-meetlijn. Tijdens de meetperiode konden ongunstige weersomstandigheden leiden tot verbindingsproblemen met de anemometer. In dergelijke gevallen werden ontbrekende gegevens vervangen door gegevens verkregen van een andere goed functionerende anemometer. De relatieve vochtigheid en temperatuur werden om de 5 minuten gemeten met behulp van een RV/T sensor (HMP60, Vaisala, Finland). Deze sensor mat de relatieve vochtigheid in een bereik van 0-100% en de temperatuur in een bereik van -40 tot +60 °C. De meetgegevens werden automatisch geregistreerd en opgeslagen in dataloggersoftware (LoggerNet, Campbell Scientific, VS).

Het BLS-model is alleen van toepassing op de oppervlaktelaag, waar de Monin-Obukhov gelijkaardigheidstheorie² geldt. Zelfs binnen deze oppervlaktelaag wordt het echter moeilijk om turbulentie en atmosferische stabiliteit af te leiden uit standaard atmosferische parameters wanneer de omgeving complex is, bijvoorbeeld door de aanwezigheid van obstakels of hoge vegetatie. Omdat de atmosferische omstandigheden tijdens de metingen varieerden, waren sommige perioden niet geschikt voor BLS-

¹ De verticale windsnelheid is de snelheid waarmee lucht zich omhoog of omlaag beweegt als gevolg van atmosferische turbulentie. Hoewel de gemiddelde verticale luchtbeweging over langere perioden meestal dicht bij nul ligt, kunnen op korte tijdschalen aanzienlijke op- en neerwaartse luchtstromen optreden. In het BLS-model wordt de verticale windsnelheid niet direct gebruikt, maar wel de bijbehorende turbulentieparameters, zoals de standaardafwijking van de verticale windsnelheid (σ_w), die belangrijk zijn voor het modelleren van de verspreiding van emissies.

² Monin-Obukhov gelijkaardigheidstheorie is een empirische theorie die relaties beschrijft tussen turbulente fluxen (warmte, momentum en massa) en verticale profielen van windsnelheid, temperatuur en stabiliteit in de atmosferische oppervlaktelaag.

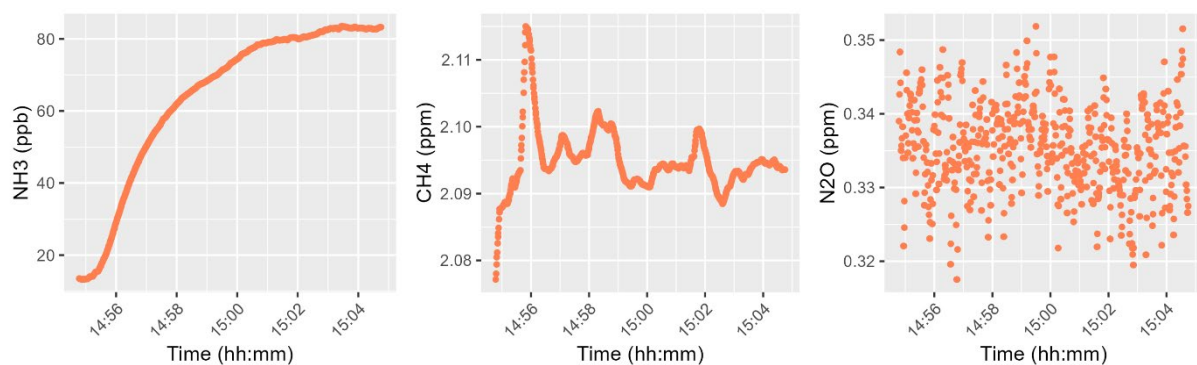
modellering, bijvoorbeeld wanneer de windsnelheid of wrijvingsnelheid te laag was, wat wijst op onvoldoende turbulentie, of wanneer sterke verticale windcomponenten duiden op niet-stationaire of verstoorde luchtstroming. Daarom moeten perioden onder dergelijke omstandigheden uit de analyse worden gefilterd. In navolging van de aanbevelingen uit eerdere studies (Baldé et al., 2016; Flesch et al., 2014), zijn de filtercriteria voor de modelinput samengevat in Tabel 3. Daarnaast zijn intervallen met windrichting < 180 of windrichting > 270 uitgefilterd, in de veronderstelling dat de pluimen van intervallen met een windrichting buiten het zuidwestelijke bereik onvoldoende overlap vertonen met de bron. In totaal werd, afhankelijk van de bLS-filtercriteria, 22,0% tot 72,3% van de data tijdens een meetperiode verwijderd.

Tabel 3 Filtercriteria voor de invoer in het bLS-model.

MOST-parameter	Filter
Wrijvingsnelheid u_*	$u_* \geq 0.05$ m/s
Obukhov-stabiliteitslengte L	$L \leq -2$ m of $L \geq 2$ m
Windrichting wd_avg	$180^\circ N \leq wd_avg \leq 270^\circ N$

2.3.4 Voorbewerking en filtering van de gasconcentraties

De Picarro-gasmonitor kan slechts één gasstroom tegelijk meten. Daardoor betekent het schakelen tussen meetlijnen dat de geregistreerde concentraties per lijn niet representatief zijn voor het volledige meetinterval, omdat stabiele concentraties pas worden bereikt na een korte stabilisatieperiode na elke omschakeling. Voor elk gas reageert de monitor anders vanwege de verschillende eigenschappen van elk gas. Ammoniak is reactief (plakkerig) en zeer goed oplosbaar in water dat traag reageert. Het duurt enige tijd voordat de monitor stabiele concentraties meet, daarom moeten metingen die aan het begin van elke meetstap worden uitgevoerd uit de dataset worden verwijderd. De meetdata uit de laatste periode van elke stap zijn het meest betrouwbaar, maar het is ook belangrijk om voldoende data te behouden om de gegevens goed te kunnen analyseren. De ammoniakconcentraties vertoonden een duidelijke stabilisatie in de laatste twee minuten van elke meetperiode van tien minuten per meetlijn (Figuur 8). Gezien deze stabilisatie en de benodigde meng- en responstijd van het meetsysteem worden deze laatste twee minuten als het meest representatief beschouwd voor de heersende ammoniakconcentraties binnen het betreffende interval. Bij de metingen van methaan en lachgas deed dit probleem zich niet voor. Om de dataverwerking consistent te houden, werd voor elk gas het gemiddelde van de concentraties berekend op basis van uitsluitend de laatste twee minuten van elke meetperiode (van tien minuten). Dit gemiddelde werd vervolgens toegewezen aan het overeenkomstige halfuursinterval. Zo was per lijn een representatieve gemiddelde concentratie per half uur beschikbaar voor verdere analyse.



Figuur 8 Voorbeeld van een 10-minutenconcentratiemeting van ammoniak (links), methaan (midden) en lachgas (rechts), gegevens: 10-09-2024 Bedrijf 1, 40 m meetlijn.

Tijdens de metingen werden enkele perioden waargenomen waarin de gemeten gasconcentraties kortdurend afwijkende waarden vertoonden die achteraf niet eenduidig konden worden toegewezen aan een fysisch of meetkundig proces. Dergelijke afwijkingen kunnen zowel het gevolg zijn van tijdelijke veranderingen in de achtergrondconcentratie als van meetartefacten.

Voor de identificatie en verwijdering van deze uitbijters is de Z-scoremethode toegepast. Deze methode standaardiseert de data door per waarneming te bepalen hoeveel standaarddeviaties deze afwijkt van het gemiddelde binnen de betreffende meetperiode. In dit onderzoek is een drempelwaarde van ± 3 gehanteerd. Waarnemingen met een Z-score kleiner dan -3 of groter dan 3 zijn geclassificeerd als uitbijters en uit de dataset verwijderd (Bijlage VII).

De keuze voor deze drempelwaarde is gebaseerd op de eigenschappen van een normale verdeling, waarbij circa 99,7% van de observaties binnen drie standaarddeviaties van het gemiddelde valt. Waarden buiten dit bereik worden daarom beschouwd als statistisch zeldzaam en niet representatief voor het onderliggende proces. De Z-score werd berekend als (Eq. 3):

$$Z = \frac{X - \mu}{\sigma} \quad \text{Eq. 3}$$

Waarbij Z de Z-score is, X de waarde van het gegevenspunt, μ het gemiddelde van de dataset uit een meetperiode en σ de standaardafwijking (Anusha et al., 2019) .

Om deze filtermethode toe te passen, zijn de volgende stappen uitgevoerd:

- Eerst werden de ruwe gemeten concentraties binnen elke meetperiode gefilterd met behulp van de Z-score-methode. Dit gebeurde afzonderlijk per MPS-positie, overeenkomend met de verschillende meetlijnen voor elk gas. Hierbij werd doorgaans ongeveer 1–4% van de ruwe meetwaarden als uitschieter geïdentificeerd en verwijderd.
- Na deze eerste filtering werd het gemiddelde van de resterende concentraties berekend. Zoals eerder aangegeven, per meetperiode zijn hierbij uitsluitend de data van de laatste twee minuten gebruikt om de gemiddelde concentratie en de bijbehorende standaardfout te bepalen. Deze periodegemiddelden zijn vervolgens toegewezen aan opeenvolgende tijdsintervallen van 30 minuten.
- Vervolgens is de Z-score-filtering een tweede keer toegepast op de 30-minuten gemiddelden. Deze extra stap werd uitgevoerd omdat op geaggregeerd niveau nog steeds uitbijters kunnen voorkomen, ondanks de eerdere filtering van de ruwe data.
- Ten slotte is, na berekening van de emissies op basis van concentratieverschillen tussen de bovenwindse en benedenwindse meetlijnen, dezelfde Z-scoremethode toegepast op de berekende emissiewaarden. Hiermee werden extreme emissieschattingen geïdentificeerd en verwijderd, die het gevolg konden zijn van abnormale concentratieverschillen of de factoren van het model. Deze aanvullende kwaliteitscontrole resulteerde doorgaans in de verwijdering van ongeveer 1–2% van de berekende emissiewaarden.

2.3.5 Tracergas-ratiometing

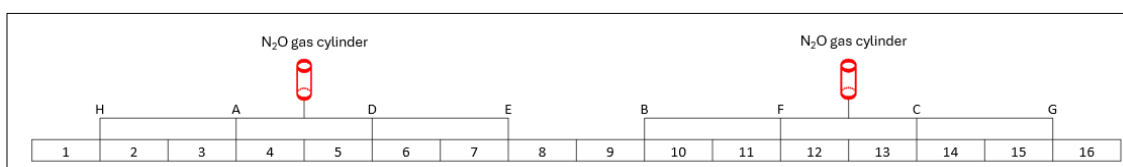
Om de met het bLS-model berekende recovery percentage te valideren, werd op twee locaties (bedrijf 1 en 3) de tracergasmethode toegepast, waarbij lachgas (N_2O) als tracergas werd gebruikt. N_2O is afkomstig van langdurig opgeslagen mest. Doordat de Zonvarken bedrijven de mest frequent afvoerden en feces en urine onder de vloer goed gescheiden werden, was de N_2O -emissie uit de varkensstal en mestopslag op het erf verwaarloosbaar. In vier van de zes meetperioden was het gemiddelde verschil in N_2O -concentratie tussen benedenwindse en bovenwindse zijde niet significant, wat erop wijst dat de gemeten N_2O -concentraties grotendeels binnen de achtergrondvariatie vielen (Bijlage II). Daarom werd N_2O in dit experiment als tracergas gekozen. N_2O werd vrijgegeven met behulp van glazen capillairen die zo zijn ontworpen dat ze 1 liter per minuut afnemen wanneer er aan de binnenkant een vacuüm wordt aangelegd. De opstelling van deze metingen is weergegeven in Figuur 9. Zoals weergegeven werden tijdens de N_2O -vrijgave twee gascilinders van 10 L en 50 bar gebruikt, die aan het einde van de lijn van het vrijlatingssysteem waren geplaatst. Een cilinderdrukregelaar (Tweetraps drukregelaar, SpectroLab LM53-6-L-200-4-0-M-M-0-A-B) werd gebruikt om de druk die uit de N_2O -cilinder werd vrijgegeven in te stellen op 2 bar. Er werd een debiet van ongeveer 5 liter N_2O per minuut per opening verkregen.

De vrijlatingscapillairen werden geïnstalleerd bij de scheidingswand tussen opeenvolgende hokken, met een onderlinge afstand van 8 m, zoals weergegeven in Figuur 9. Een gelijkmatige verdeling van het gas is belangrijk om de werkelijke situatie van het emitterende oppervlak zo nauwkeurig mogelijk weer te geven. Het vrijlatingssysteem was verdeeld in twee lijnen, elk met vier vrijlatingscapillairen. Deze verdeling is toegepast om een grote drukval te voorkomen tussen de gascilinder en de laatste capillairen in de leiding. Een bijkomend voordeel van het splitsen van de vrijlatingsleidingen is dat, doordat de cilinder centraal in het systeem was geplaatst, de drukval over capillairen op gelijke afstand van de cilinder als gelijk kan worden beschouwd. Dit maakt een gecontroleerde en uniforme gasafgifte mogelijk.

Het systeem is in het laboratorium getest met omgevingslucht om de nauwkeurigheid van de gasafgiftesnelheden te bepalen. Uit de kalibratieresultaten bleek dat de relatie tussen druk en luchtstroom voor de acht capillairen varieerde van 3245 tot 3535 $\text{mL min}^{-1} \text{bar}^{-1}$, met een gemiddelde van 3413 $\text{mL min}^{-1} \text{bar}^{-1}$ en een variatiecoëfficiënt van 3,0%. Binnen het werkdrukgebied varieerden de gemeten debieten met 2,8% bij 2,0 bar en met 2,4% bij 1,7–1,8 bar. In de praktijk werden de debieten vóór elke afgifte opnieuw gecontroleerd. De capillairen vertoonden variatiecoëfficiënten van 4,2%, 3,6% en 3,6% bij respectievelijk 1,5, 1,6 en 2,0 bar, met een maximale afwijking van 5,6% ten opzichte van het gemiddelde. Deze mate van variatie werd als acceptabel beschouwd om een gelijkmatige gasverdeling over de capillairen te waarborgen en de correcte werking van het systeem te bevestigen.

De releaseperiode van elke releasebeurt was 30 tot 60 minuten. Op elke meetdag vonden twee vrijgaven plaats. Het gewicht van de twee gascilinders werd vóór en na elke vrijgave gemeten om de totale hoeveelheid vrijgekomen N_2O te bepalen, met behulp van een weegschaal met een resolutie van 0,01 g.

De gemeten N_2O -concentraties aan de bovenwindse en benedenwindse zijde werden ingevoerd in het bLS-model, waarmee de door het model berekende N_2O -vrijgavesnelheid werd geschat. De terugwinningsgraad werd vervolgens berekend door de met het bLS-model gesimuleerde emissies te vergelijken met de daadwerkelijk vrijgekomen hoeveelheid N_2O .



Figuur 9 De opstelling van het tracergas releasesysteem. De letters A-G zijn de impingers voor het vrijgeven van gas, de nummers 1-16 zijn hok-nummers.

2.4 Berekening van de jaarlijkse emissies en de emissiereducties

De jaarlijkse emissies werden berekend voor zowel een conventioneel varkensstal (referentie) als voor de Zonvarken-stal. De conventionele varkensstal werd gedefinieerd als een gesloten varkenshouderij met 50 zeugen. Het aantal dierplaatsen per diercategorie werd afgeleid van een gesloten varkenshouderij met 550 zeugen en gedeeld door 11 om het equivalente aantal plaatsen voor 50 zeugen te verkrijgen (Blanken et al., 2018). De resulterende aantallen werden naar boven afgerond tot hele dierplaatsen, wat resulteerde in 43 plaatsen voor guste en dragende zeugen, 12 plaatsen voor kraamzeugen, 228 plaatsen voor gespeende biggen en 500 plaatsen voor vleesvarkens.

Voor de conventionele varkensstal werden de jaarlijkse emissies berekend door het aantal dierplaatsen te vermenigvuldigen met de bijbehorende jaarlijkse emissiefactor voor elke diercategorie zoals weergegeven in Eq. 4:

$$E_{ref} = \sum(N_i \times EF_i) \quad \text{Eq. 4}$$

Waarbij E_{ref} de jaarlijkse emissie van het referentiesysteem is, N_i het aantal dierplaatsen in diercategorie i is, en EF_i de emissiefactor in kg per dierplaats per jaar is. De gasemissiefactoren zijn weergegeven in Tabel 4.

Voor het Zonvarken-concept werden de jaarlijkse emissies berekend aan de hand van de gemeten emissie tijdens de veldmetingen voor elke varkenscategorie. De gemiddeld gemeten emissie per dierplaats werd vervolgens genormaliseerd naar het aantal varkens in een Zonvarkensysteem. In het geval van 25 zeugen, werden de gemeten emissiesnelheden vermenigvuldigd met 2 om de standaardbedrijfsgrootte weer te geven die in de formule werd gebruikt. De geschaalde uuremissie werd vervolgens vermenigvuldigd met 24 uur om de dagelijkse emissie van het bedrijf te berekenen (Eq. 5):

$$E_{day,j} = E\bar{R}_j \times 2 \times 24 \quad \text{Eq. 5}$$

Waarbij $E_{day,j}$ de dagelijkse emissie is voor de Zonvarken-productiefase j , en $E\bar{R}_j$ de gemiddelde gemeten emissiesnelheid is op basis van de metingen op 40 m en 75-80 m.

De jaarlijkse emissie van het Zonvarken-concept werd vervolgens berekend door de dagelijkse emissie te vermenigvuldigen met het aantal dagen van de groeiperiode en met de bijbehorende bezettingsgraad:

$$E_{ZV,j} = t_j \times E_{day,j} \times IF_j \quad \text{Eq. 6}$$

Waarbij $E_{ZV,j}$ de jaarlijkse emissie voor productiefase j is, t_j de tijd is die in die productiefase wordt doorgebracht in dagen per jaar, en IF_j de bezettingsgraad is. Er werden twee productiefasen berekend, waarbij de kraamzeugen met biggen jaarlijks ca. 127 dagen in het Zonvarken-concept verblijven. Er is uitgegaan van een bezettingsgraad van 0,90. Guste en dragende zeugen en vleesvarkens hebben een gemiddelde verblijfsduur van ca. 238 dagen per jaar (17 weken $\times$ 7 dagen $\times$ 2 rondes) en er is uitgegaan van een bezettingsgraad van 0,97 (Tabel 4).

De totale jaarlijkse emissie van het Zonvarken-concept ($E_{ZV,total}$) werd bepaald door de emissies van de twee productiefasen bij elkaar op te tellen.

$$E_{ZV,total} = \sum E_{ZV,j} \quad \text{Eq. 7}$$

De emissiereductiepercentage van het Zonvarken-concept ten opzichte van het conventionele referentiesysteem werd berekend als:

$$\text{Emissiereductie (\%)} = \frac{E_{ref} - E_{ZV, total}}{E_{ref}} \times 100 \quad \text{Eq. 8}$$

Tabel 4 Emissiefactoren van ammoniak en methaan voor de categorie 'Overige huisvestingsystemen' van de verschillende varkenscategorieën.

Referentiewaarde	Bezettingsgraad	NH ₃ -emissie (kg/jaar/dpl.) ¹	CH ₄ -emissie (kg/jaar/dpl.)	NH ₃ -emissie - gecorrigeerd ⁶ (kg/jaar/dpl.)	CH ₄ -emissie - gecorrigeerd ⁶ (kg/jaar/dpl.)
Gespeende biggen	0,91	0,69	5,1 ²	0,76	5,60
Kraamzeugen	0,89	8,3	59,9 ³	9,33	67,3
Dragende zeugen	0,97	4,2	25,2 ⁴	4,33	26,0
Vleesvarkens	0,97	3,0	15,7 ⁵	3,09	16,2

¹ Bijlage V bij de Omgevingswet, Bron: <https://wetten.overheid.nl/BWBR0045528/2025-07-12#BijlageV>

² Winkel et al., 2011)

³ (Booijen et al., 2023)

⁴ (Mosquera, Hol, Winkel, Nijeboer, et al., 2011)

⁵ (Mosquera, Hol, Winkel, Lovink, et al., 2011)

⁶ Gecorrigeerd voor de bezettingsgraad (Groenestein & Aarnink, 2008)

2.5 Berekening van de 'global warming potential'

De totale broeikasgasemissies (BKG) werden berekend voor bedrijf 1 en bedrijf 2 en vergeleken met een referentiesysteem. De emissies omvatten methaan (CH₄), lachgas (N₂O) en kooldioxide (CO₂) afkomstig van het energieverbruik op het bedrijf. De totale methaanemissie werd geschat op basis van gemeten uurgemiddelde waarden. Gemeten ammoniakemissie werd vervolgens gebruikt om indirecte N₂O-emissies via vervluchtiging (NH₃/NO_x) te schatten, met toepassing van standaard conversiecoëfficiënten. Indirecte N₂O-emissies door uitspoeling werden verondersteld nul te zijn. Directe N₂O-emissies uit mestmanagement werden gemeten en rechtstreeks in de berekeningen opgenomen. Emissies gerelateerd aan energieverbruik op het bedrijf werden berekend op basis van het gerapporteerde jaarlijkse verbruik van stroom (groen en/of grijs), diesel en aardgas, met gebruik van standaard CO₂-emissiefactoren. Op Zonvarken wordt elektriciteit opgewekt met zonnepanelen, wat voldoende is om in de energiebehoefte van de bedrijfsuitvoering te voorzien. Op deze bedrijven wordt geen aardgas gebruikt.

Alle specifieke emissies zijn omgerekend naar CO₂-equivalent (CO₂-eq) met behulp van de 'global warming potential' (het aardopwarmingspotentieel, GWP)-coëfficiënten (Tabel 5), om de afzonderlijke emissies te kunnen uitdrukken in een consistente eenheid (kg CO₂-equivalent). De totale broeikasgasemissies per bedrijf werden verkregen door de bijdragen van methaan, lachgas en energieverbruik op te tellen. De resultaten werden vervolgens vergeleken met een conventioneel referentiesysteem om de relatieve emissiereducties te kwantificeren.

Tabel 5 Coëfficiënten, emissiefactoren en inputgegevens.

Parameter	Waarde	Bron
kg N ₂ O-N/kg NH ₃ -N (kg N ₂ O-N/kg NH ₃ -N)	0,01	IPCC (2023)
Aardgas (kg CO ₂ /m ³)	0,595	Ecoinvent (2024)
Stroom – grijs (kg CO ₂ /kWh) - middenspanning, NL	0,630	Ecoinvent (2024)
Groene stroom (kg CO ₂ /kWh)	0,015	Ecoinvent (2024)
Diesel (kg CO ₂ /L)	3,1	Ecoinvent (2024)
GWP methaan	27	IPCC (2023)
GWP lachgas	273	IPCC (2023)
Aardgas – gangbare varkensstal met 50 zeugen (m ³ /jaar)	2800	Sefeedpari, van Boxmeer, et al. (2024)
Stroomverbruik – gangbare varkensstal met 50 zeugen, zonder luchtwater (kWh/jaar)	20.000	Sefeedpari, van Boxmeer, et al. (2024)
Diesel – gangbare varkensstal met 50 zeugen (l/jaar)	1000	Sefeedpari, van Boxmeer, et al. (2024)

3 Resultaten

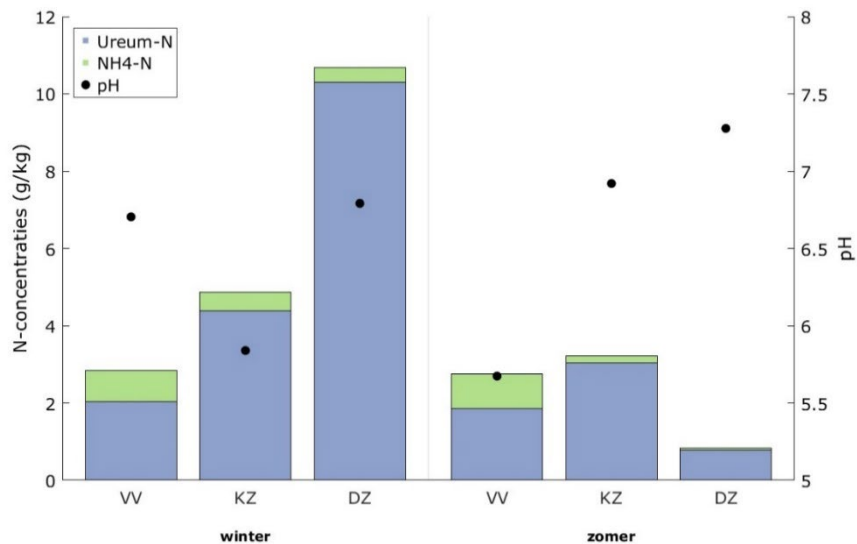
Dit hoofdstuk presenteert de resultaten van de modelmatige benadering voor de bepaling van ammoniakemissie op basis van lokale hokmetingen, en van de micro-meteorologische methode voor de bepaling van ammoniak-, methaan- en lachgasemissies. Daarnaast worden de berekende emissiereducties ten opzichte van een gangbare varkensbedrijf (referentiewaarden) gepresenteerd. Paragraaf 3.1 beschrijft de resultaten van de lokale metingen van ammoniakemissie met behulp van de dynamische box-metingen. Paragraaf 3.2 behandelt de met de micro-meteorologische methode gemeten wind- en concentraties gevolgd door de berekende emissies en de bijbehorende reductiepercentages. Berekende emissiereducties zijn opgenomen in Bijlage VI.

3.1 Ammoniakemissie gemeten met de lokale methode

Er werden zes meetsessies met de dynamische box uitgevoerd, waarbij in totaal 59 kunstmatige urineplassen werden gemeten. Voor elke diercategorie (vleesvarkens, kraamzeugen en dragende zeugen) en elk seizoen (winter en zomer) werd de ammoniakemissie gekwantificeerd bij verschillende luchtsnelheden in de stal en op de uitloop. Daarnaast werden de chemische kenmerken van de verse urine die werd gebruikt om de plassen te maken, geanalyseerd (ureum-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ en pH-waarde), en werd de urease-activiteit van de vloer afzonderlijk gemeten voor de binnen- en uitloop.

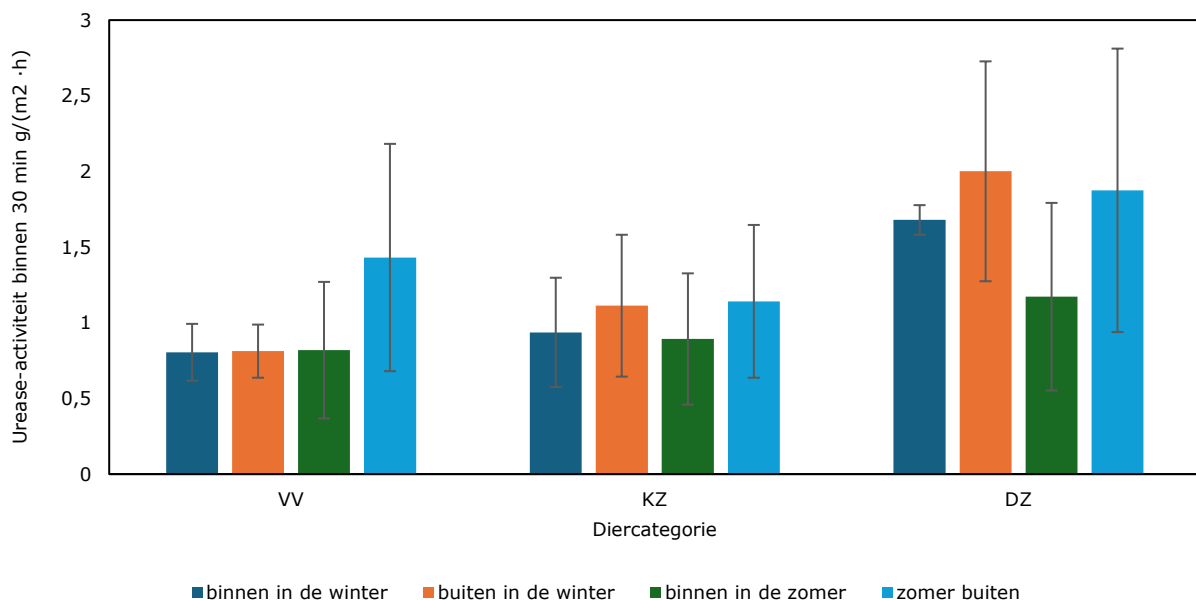
3.1.1 Urineplaskenmerken per varkenscategorie en seizoeneffect

De gemiddelde concentraties ureum-N en $\text{NH}_4\text{-N}$ in verse urine verschilden per seizoen en per categorie dieren (Figuur 10). In alle monsters was de ureum-N-concentratie veel hoger dan die van $\text{NH}_4\text{-N}$, wat duidt op beperkte ureumhydrolyse vóór de meting en dat de urinemonsters vers waren. De ureum-N concentraties waren over het algemeen hoger in de winter dan in de zomer voor alle diercategorieën. Het seizoenverschil was het grootst bij dragende zeugen, terwijl vleesvarkens slechts een klein seizoenverschil lieten zien. In de winter varieerden de pH-waarden van 5,8 tot 6,7, waarbij de laagste waarde werd waargenomen bij kraamzeugen en de hogere waarden bij vleesvarkens en dragende zeugen. In de zomer varieerden de pH-waarden van 5,7 tot 7,3, met de laagste waarde bij vleesvarkens en de hoogste waarde bij dragende zeugen.



Figuur 10 Gemiddelde ureum-N- en $\text{NH}_4\text{-N}$ -concentraties (linker y-as) en pH (rechter y-as) van verse urine per diercategorie en seizoen (VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen).

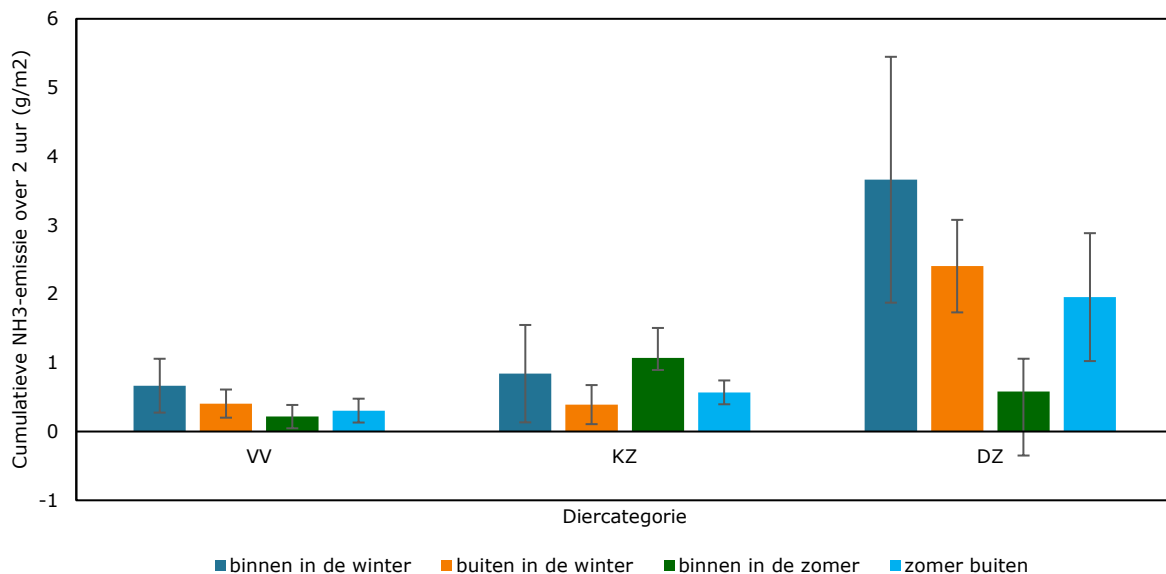
De maximale urease-activiteit op dichte vloeren binnen en buiten varieerde per diercategorie en tussen locaties binnen en buiten in zomer en winter (Figuur 11). Gemiddeld lagen de waarden tussen circa 0,8 en 2,0 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. De laagste waarden werden waargenomen bij vleesvarkens en kraamzeugen, doorgaans rond 0,8–1,1 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, terwijl bij dragende zeugen hogere waarden zijn waargenomen, variërend van ongeveer 1,2–2,0 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. De foutbalken wijzen op aanzienlijke variabiliteit, met name bij metingen in de uitloop en bij dragende zeugen. Hoewel vloeren in de uitloop doorgaans een iets hogere urease-activiteit lieten zien dan vloeren in de binnenruimte, waren de verschillen tussen binnen en buiten beperkt. Eveneens werd geen duidelijk of consistent seizoenpatroon waargenomen; winter- en zomerwaarden waren binnen elke diercategorie en vloerlocatie over het algemeen vergelijkbaar. Hierdoor was de variabiliteit binnen de metingen groter dan de verschillen tussen binnen- en buitenlocaties of tussen seizoenen.



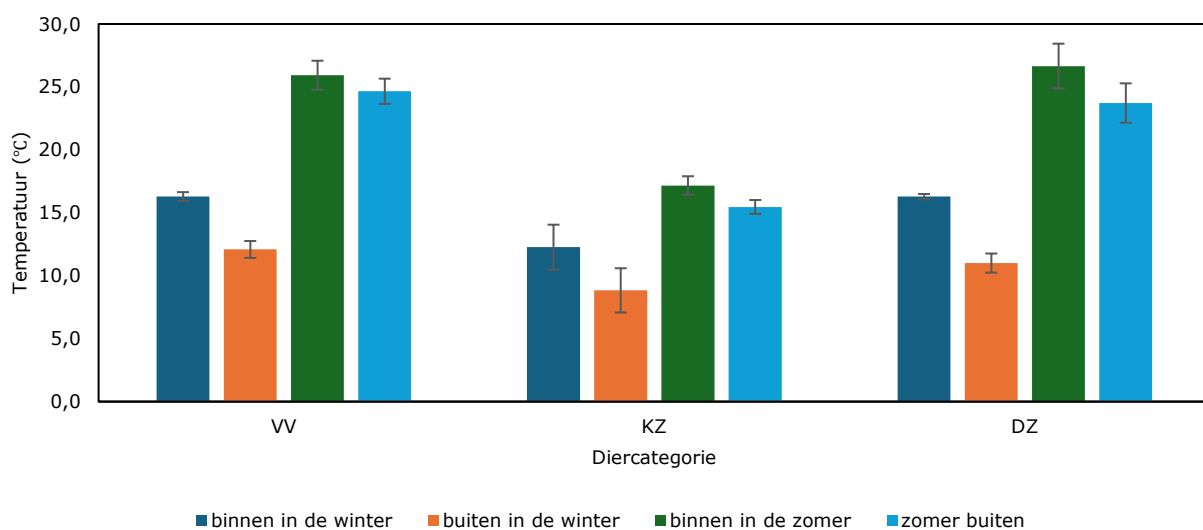
Figuur 11 Waarden voor de maximale urease-activiteit ($\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$) voor elke productiegroep, in elk seizoen en voor elk vloertype (VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen).

3.1.2 Cumulatieve ammoniakemissie uit individuele urineplassen

De cumulatieve ammoniakemissie gedurende een meting van 2 uur met een dynamische box varieerde per diercategorie, seizoen en vloertype (Figuur 12). Er waren duidelijke verschillen tussen de diercategorieën, die een vergelijkbaar patroon weergeven als voor de urease-activiteit en de stikstofconcentratie in de urine. Dragende zeugen vertoonden de hoogste emissies en vleesvarkens de laagste emissies onder de meeste omstandigheden. Het niveau van de cumulatieve ammoniakemissie kwam echter niet in alle gevallen overeen met het patroon van de urease-activiteit per vloertype. Hoewel de locaties in de uitloop een hogere urease-activiteit vertoonde dan de locaties binnen, met name in de winter, was de cumulatieve ammoniakemissie daar juist lager. Tijdens de wintermetingen was de buitentemperatuur voor alle diercategorieën ongeveer 3–5 °C lager dan de binnentemperatuur (Figuur 13). In de zomer waren de binnen- en buitentemperaturen meer vergelijkbaar, hoewel de binnentemperaturen doorgaans nog steeds hoger lagen.



Figuur 12 Cumulatieve ammoniakemissie (g/m^2) uit binnen- en buitenhokken per seizoen en per diercategorie (VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen).



Figuur 13 Luchttemperatuur (°C) in binnen- en buitenhokken per seizoen en per diercategorie (VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen).

3.1.3 Invloed van seizoen, luchtsnelheid, diercategorie en vloertype op de ammoniakemissie

De resultaten van de ANOVA-analyse van de hoofdeffecten en van de tweezijdige interacties van seizoen, luchtsnelheid, diercategorie en vloertype (binnen- en buitenvloer) op de gemiddelde ammoniakemissie uit urineplassen worden gepresenteerd in Tabel 6. De luchtsnelheid had een sterk en zeer significant hoofdeffect op de ammoniakemissie ($p < 0,001$), wat aangeeft dat de emissies toenamen met toenemende luchtbeweging boven het oppervlak van de plas. Ook het seizoen liet een significant hoofdeffect zien ($p < 0,05$), wat wijst op een systematisch verschil tussen zomer- en winteromstandigheden. De diercategorie had het grootste hoofdeffect ($p < 0,001$), wat aangeeft dat de emissies per m² emitterend vloeroppervlak aanzienlijk verschilden tussen vleesvarkens, kraamzeugen en dragende zeugen. Het vloertype vertoonde geen significant algemeen hoofdeffect ($p > 0,05$). Het ontbreken van een hoofdeffect betekent echter niet dat het vloertype onder alle omstandigheden irrelevant was, aangezien er twee significante interactietermen werden waargenomen. De interactie tussen vloertype en seizoen was significant (Vloertype $\times$ Seizoen: $p < 0,05$), wat aangeeft dat het effect van het vloertype op de emissies verschilde tussen zomer en winter. Bovendien was de interactie tussen vloertype en diercategorie eveneens significant (Vloertype $\times$ Diercategorie: $p < 0,001$), wat aangeeft dat het effect van het vloertype varieerde tussen de verschillende diercategorieën. Ten slotte was de interactie Seizoen $\times$ Diercategorie zeer significant ($p < 0,001$), wat impliceert dat seizoenverschillen niet uniform waren over de drie diercategorieën heen. Andere tweezijdige interacties waren niet significant ($p > 0,05$), waaronder Vloertype $\times$ Luchtsnelheid, Luchtsnelheid $\times$ Seizoen en Luchtsnelheid $\times$ Diercategorie. Over het geheel genomen toonden de ANOVA-resultaten aan dat de diercategorie de belangrijkste factor was die de ammoniakemissie beïnvloedde, gevolgd door de luchtsnelheid en het seizoen. Het vloertype vertoonde geen significant hoofdeffect, maar de interacties ervan met het seizoen en de diercategorie waren significant.

Tabel 6 ANOVA-analyse van verschillende factoren die de ammoniakemissie beïnvloeden. Het aantal urineplassen vormt de experimentele eenheden ($n = 59$).

Factor	df	F	p-waarde	Significantie
Diercategorie	2	39,8	<0,001	***
Luchtsnelheid	2	11,9	<0,001	***
Seizoen	1	11,3	0,003	**
Vloertype	1	0,025	0,877	ns
Seizoen $\times$ Diercategorie	2	13,0	<0,001	***
Vloertype $\times$ Diercategorie	2	5,95	0,008	**
Vloertype $\times$ Seizoen	1	11,3	0,003	**
Luchtsnelheid $\times$ Diercategorie	4	1,91	0,143	ns
Vloertype $\times$ Luchtsnelheid	2	2,29	0,123	ns
Luchtsnelheid $\times$ Seizoen	2	0,106	0,900	ns

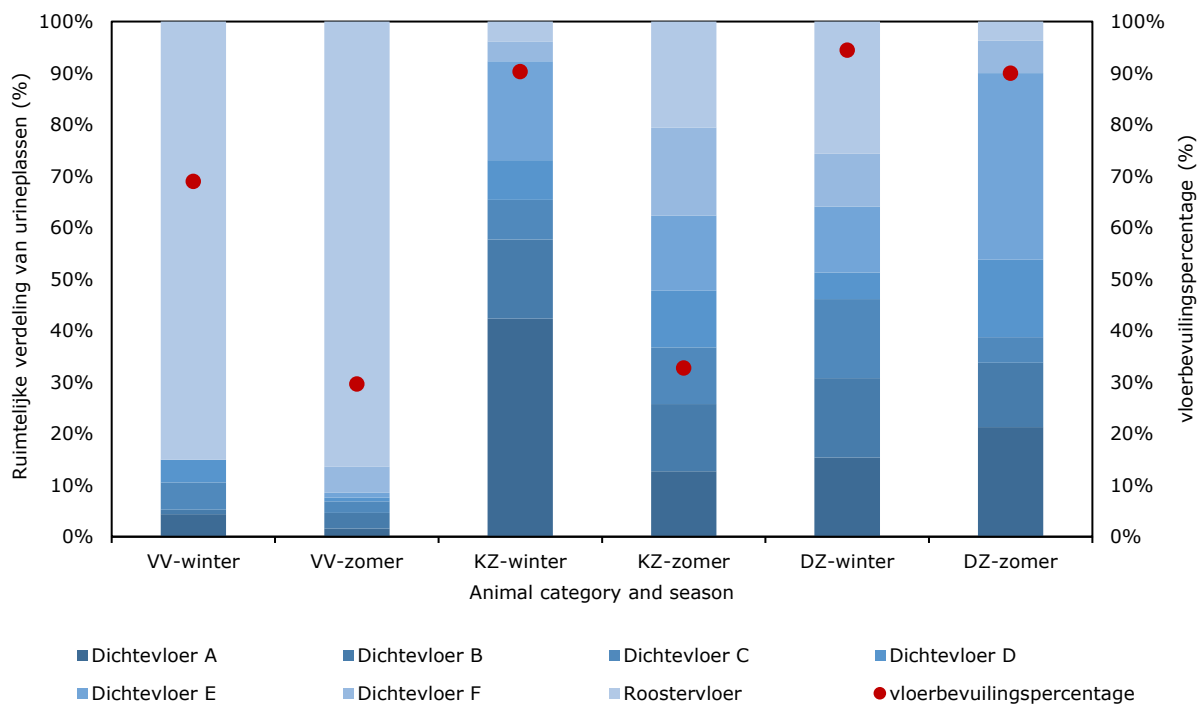
df: vrijheidsgraad; F: F-waarde (verhouding tussen het gemiddelde kwadraat van het effect en het gemiddelde kwadraat van de fout).
Significantie: statistische significantie; ns: niet significant ($p \geq 0,05$); **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

3.1.4 Mestgedrag patronen en vloerbevuiling op dichte vloeren in de uitloop

De ruimtelijke verdeling van urineplassen en de vloerbevuilingspercentage per diercategorie en seizoen op dichte vloeren in de uitloop worden weergegeven in Figuur 14. De verdeling van urineplassen werd bepaald aan de hand van de geregistreerde locatie van elke urinelozing, met behulp van de vooraf gedefinieerde zones op de dichte vloer in de buitenlucht (Figuur 6). Het vloerbevuilingspercentage werd afzonderlijk bepaald aan de hand van tweemaal daags gemaakte foto's en werd berekend als het percentage rastercellen

van 0,5 × 0,5 m dat zichtbaar vochtig was. Als de rastercellen gedeeltelijk bedekt waren, werd dit eveneens als vervuild gebied aangemerkt.

Vleesvarkens urineerden zowel in de winter als in de zomer voornamelijk op de (grote) roostervloer van de uitloop, waarbij slechts een klein deel van de urinelozen plaatsvond op de dichte vloer. Dit patroon was in beide seizoenen vergelijkbaar. Kraamzeugen urineerden in de winter voornamelijk op de dichte vloer van de uitloop, met name in de gebieden dicht bij de (grote) roostervloer, terwijl de verdeling in de zomer meer verspreid was over de dichte vloer en de roostervloer. Dragende zeugen vertoonden in beide seizoenen eveneens een relatief hoog aandeel urineerincidenten op de dichte vloer, hoewel de verdeling over de verschillende delen van de dichte vloer varieerde tussen winter en zomer. De mate van bevuilding verschilde per diercategorie en per seizoen. Bij vleesvarkens daalde het vloerbevuilingspercentage van ongeveer 70% in de winter tot ongeveer 30% in de zomer, hoewel er in beide seizoenen voornamelijk op de roostervloer werd geurineerd. Een vergelijkbare seizoensgebonden daling werd waargenomen bij kraamzeugen, waarbij de vloerbevuilingspercentage daalde van ongeveer 90% in de winter tot ongeveer 30% in de zomer. Dragende zeugen lieten in beide seizoenen een hoog vloerbevuilingspercentage zien, die in de winter ongeveer 95% en in de zomer 90% bedroeg. Dit kwam overeen met het relatief hoge aandeel urineerincidenten op de dichte vloer bij dragende zeugen. Deze resultaten wijzen erop dat het vloerbevuilingspercentage niet alleen verband hield met de ruimtelijke spreiding van urineerincidenten, maar mogelijk ook werd beïnvloed door seizoensgebonden omstandigheden die van invloed waren op hoe lang natte plekken op de vloer bleven liggen (hogere verdamping in de zomer).



Figuur 14 Ruimtelijke verdeling van urineplassen (y1-as) en vloerbevuilingspercentage (y2-as) op de dichte vloer in de uitloop bij verschillende diercategorieën en seizoenen. De definities van de verschillende locaties zijn beschreven in Figuur 6. (VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen).

3.1.5 Ammoniakemissie vanaf de mestplaten

De ammoniakemissie van de mestplaten onder de buitenroostervloer zijn weergegeven in Tabel 7. Tijdens de wintermetingen waren de ammoniakconcentraties bij zowel de ingaande als uitgaande luchtleiding ongeveer 0 ppm; daarom werd aangenomen dat de ammoniakemissie vanuit de platen in de winter verwaarloosbaar was. In de zomer was de emissie van de volledig met mest bedekte platen het hoogst, omdat een groter met mest bedekt oppervlak meer substraat voor ammoniakvorming biedt. Opvallend was echter dat de emissies van platen met gedeeltelijke mestbedekking lager waren dan die van ogenschijnlijk schonere mestplaten. Dit kan mogelijk worden verklaard doordat de schone platen werden gemeten direct nadat de mest in het

rondgaande systeem was verwijderd, waarbij het natte oppervlak tijdelijk werd blootgesteld aan de meetkamer, wat een kortdurende verhoging van de ammoniakemissie kan veroorzaken. De platen met gedeeltelijke mestbedekking waren bedekt met een dunne laag mest en vertoonden een droog oppervlak, wat waarschijnlijk leidde tot een lagere ammoniakemissie.

Tabel 7 Ammoniakemissie van de platen met verschillende hoeveelheden vaste mest in de zomer.

	Schone platen ¹	Platen met een kleine hoeveelheid mest ²	Platen vol mest ³
Aantal platen*	16	32	16
Ammoniakemissie per oppervlakte van de plaat (mg min ⁻¹ m ⁻²)	1,3 ± 0,03	0,8 ± 0,08	4 ± 0,6
Ammoniakemissie van alle platen (mg min ⁻¹)	20,8	25,6	64

¹ Schone platen: platen zonder zichtbare mestbedekking (Figuur 3b).

² Platen met een kleine hoeveelheid mest: platen die na ongeveer een halve omwenteling zijn bemonsterd (Figuur 3c).

³ Platen vol mest: platen waarvan het oppervlak vrijwel volledig met mest was bedekt (Figuur 3d).

* Het systeem bevatte in totaal 64 platen.

3.2 Micro-meteorologische methode

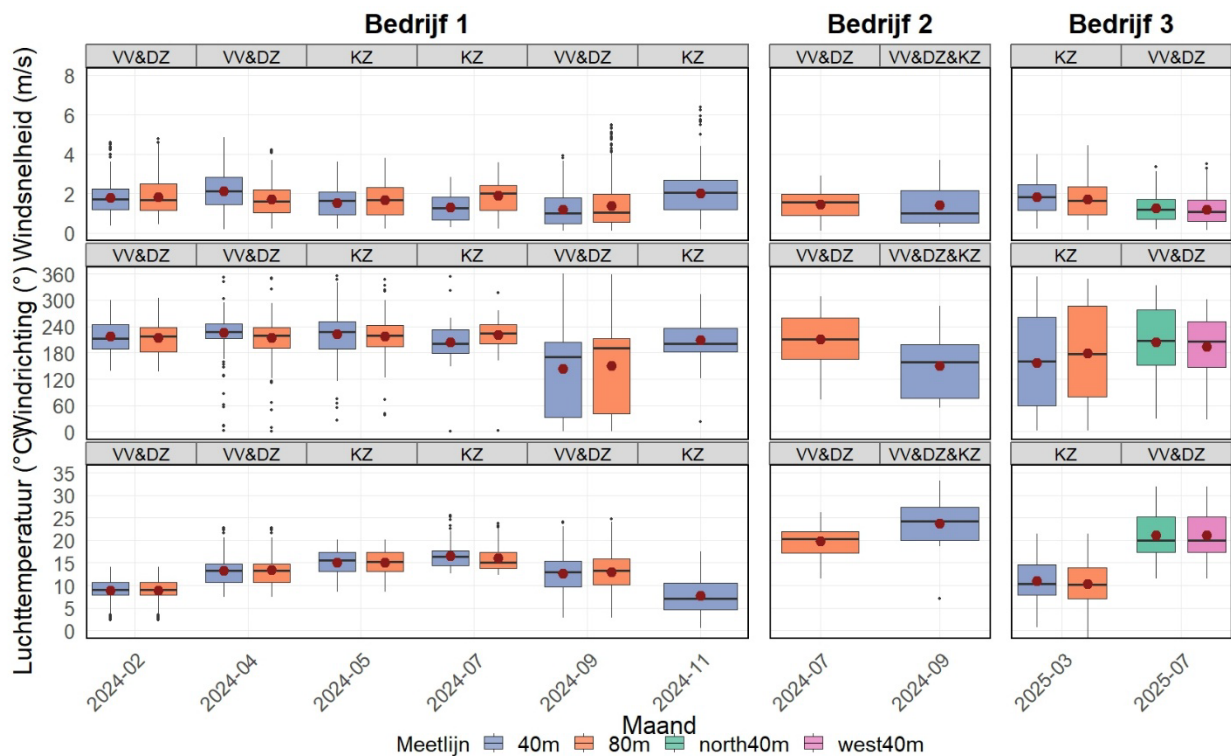
3.2.1 Meteorologische omstandigheden

Windsnelheid, windrichting en temperatuur werden continu gemeten tijdens verschillende meetcampagnes op drie Zonvarken-bedrijven. De meteorologische omstandigheden zijn samengevat in Figuur 15. Deze figuur toont de maandelijkse variatie van meteorologische variabelen, gemeten op 40 m (blauw) en 75-80 m (oranje) hoogte, in elk diagram. Op bedrijf 1 en bedrijf 3 was op elke meetlijn één anemometer geïnstalleerd. De temperatuurgegevens werden voor beide meetlijnen centraal geregistreerd. Op bedrijf 2 werd tijdens elke meetcampagne één anemometer ingezet op één van de meetlijnen.

De verdelingen van windsnelheid, windrichting en luchttemperatuur op 40 m en 75-80 m afstand vertonen duidelijke seizoenpatronen gedurende de meetperiode. De mediane windsnelheden varieerden ongeveer van 0,8 tot 2,0 m s⁻¹, waarbij op 75-80 m over het algemeen hogere waarden werden waargenomen dan op 40 m. De hogere windsnelheid op 75-80 m kan worden verklaard door de grotere afstand tot de stal en nabijgelegen obstakels, waardoor de luchtstroming minder werd verstoord. De windsnelheden waren het laagst tijdens de zomermaanden en namen toe in de richting van de herfst en winter.

De windrichting was gedurende de meeste meetperioden overwegend zuidwest tot west, waarbij de mediane richtingen zich concentreerden tussen ongeveer 200° en 240°. De variabiliteit in windrichting was relatief beperkt tijdens de lente en vroege zomer, terwijl tijdens de herfstmeetperiode een bredere verdeling werd waargenomen. Er werden geen systematische verschillen in de heersende windrichting tussen 40 m en 75-80 m waargenomen.

De luchttemperatuur vertoonde een duidelijke seizoengebonden trend, waarbij de mediaantemperaturen vanaf het einde van de winter tot in de zomer stegen en tegen de herfst weer daalden. De mediaantemperaturen varieerden van ongeveer 8–10 °C tijdens de meetcampagnes in de winter tot rond de 15–17 °C in de zomer, gevolgd door een daling tot ongeveer 6–8 °C in november. De temperatuurverschillen tussen 40 m en 75-80 m waren klein. Over het geheel genomen weerspiegelen de waargenomen meteorologische omstandigheden de typische seizoengebonden variabiliteit.



Figuur 15 Weersomstandigheden van halfuurgemiddelde van de gemeten met de sensor (temperatuur) en de 3D-anemometer (windrichting en windsnelheid) gegevens tijdens verschillende meetcampagnes op drie locaties (links: bedrijf 1; midden: bedrijf 2; rechts: bedrijf 3). VV = vleesvarkens; KZ = kraamzeugen; DZ = dragende zeugen. De boxplots geven het interkwartielbereik (25e–75e percentiel) weer, waarbij de horizontale lijn de mediaanconcentratie aangeeft. De rode punten geeft de gemiddelde concentratie van de gemeten gegevens weer. De whiskers (de snorren) geven de minimale en maximale waarden weer, exclusief uitbijters. Waarden buiten dit bereik worden als afzonderlijke punten weergegeven.

3.2.2 Gasconcentraties

Gasconcentraties zijn gemeten tijdens verschillende meetcampagnes op drie verschillende bedrijven. Figuren 16-18 tonen boxplots van de gemeten concentraties van methaan (CH_4), lachgas (N_2O) en ammoniak (NH_3) voor verschillende meetperioden en meetlijnen per bedrijf. De gekleurde boxen vertegenwoordigen de drie bemonsteringslocaties: bovenwinds (achtergrondconcentraties) (groen), 40 m benedenwinds (blauw) en 75-80 m benedenwinds (oranje).

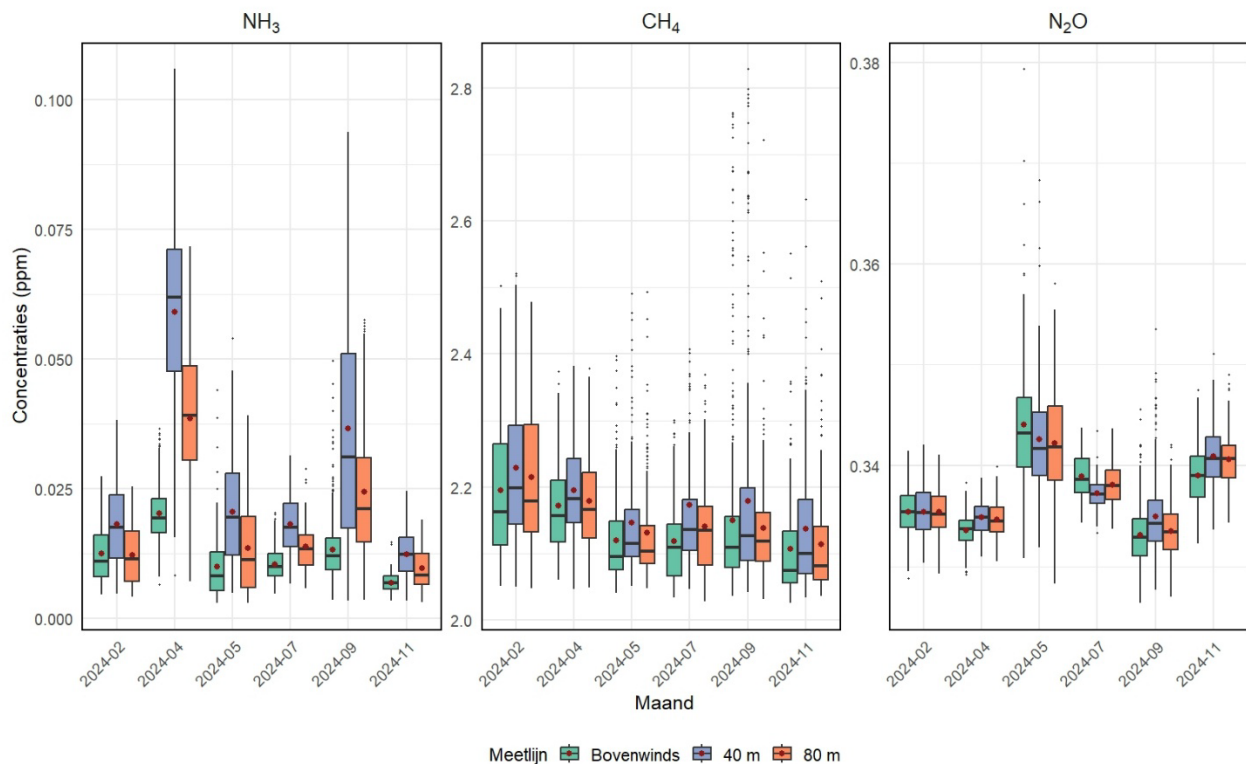
Bedrijf 1

Tijdens zes meetcampagnes zijn de concentraties van methaan (CH_4), lachgas (N_2O) en ammoniak (NH_3) continu gemeten op bedrijf 1 op verschillende afstanden (40 m, 75 m) en bovenwinds van de varkensstal (Figuur 16). De onstabiele omstandigheden zijn uit de dataset verwijderd zoals beschreven in paragraaf 2.3.4.

Voor ammoniak waren er duidelijk sterke ruimtelijke gradiënten waarneembaar. De bemonsteringslijn op 40 m vertoonde de hoogste mediaanconcentraties en de breedste interkwartiel-afstanden, gevolgd door de lijn op 75 m, terwijl de concentraties in de bovenwindse richting consistent laag bleven. Er werden verschillende hoge concentraties waargenomen, met name in april en september, die wijzen op korte pieken in de NH_3 -concentraties. Tijdens de meting in april vertoonde het mestverwijderingssysteem defecten, wat waarschijnlijk heeft bijgedragen aan de verhoogde en zeer variabele NH_3 -concentratie. De grotere spreiding van de boxplots duidt op aanzienlijke temporele variabiliteit in vergelijking met CH_4 en N_2O .

Voor methaan waren de concentraties bij de benedenwindse meetlijnen (40 m en 75 m) gedurende alle meetperioden consequent hoger dan bij de bovenwindse lijn. De mediane concentraties (horizontale lijnen binnen de boxen) waren over het algemeen het hoogst op 40 m, gevolgd door 75 m, wat wijst op een afnemende concentratiegradiënt met toenemende afstand tot de bron. De spreiding van de gegevens, weergegeven door de boxhoogte en whiskers (de snorren geven de minimale en maximale waarden weer), was het grootst in mei en september, wat duidt op een grotere temporele variabiliteit in deze periodes.

Voor lachgas waren de verschillen tussen de meetlijnen minder uitgesproken dan voor CH₄. De mediane concentraties op de benedenwindse locaties waren slechts licht hoger dan op de bovenwindse locatie, met uitzondering van mei, waarin zowel de mediane waarden (horizontale lijnen binnen de boxen) als de variabiliteit over alle meetlijnen toenamen. Het beperkte aantal uitbijters buiten de whiskers in de meeste meetperioden, met uitzondering van mei, wijst op relatief stabiele N₂O-concentraties.



Figuur 16 Boxplot van de halfuurgemiddelde concentraties van ammoniak (NH₃), methaan (CH₄) en lachgas (N₂O) gemeten tijdens de micro-meteorologische campagnes in 2024 op bedrijf 1. De weergegeven gegevens zijn kwaliteitsgefilterd. De concentraties worden weergegeven voor de bovenwindse bemonsteringslijn en voor de benedenwindse lijnen op 40 m en 75 m. De boxplots geven het interkwartielbereik (25e–75e percentiel) weer, waarbij de horizontale lijn de mediaanconcentratie aangeeft. De rode punten geven de gemiddelde concentratie weer. De whiskers (de verticale lijnen) geven de minimale en maximale waarden weer, exclusief uitbijters. Waarden buiten dit bereik worden als afzonderlijke punten weergegeven.

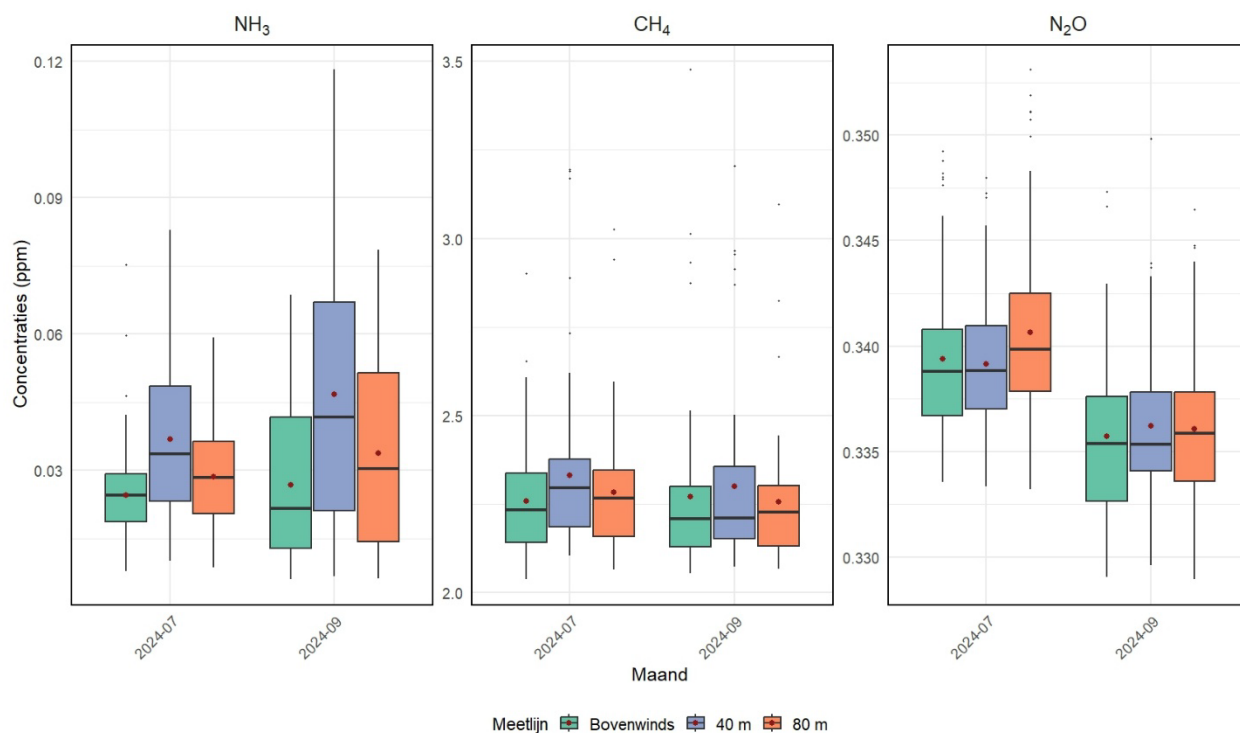
Bedrijf 2

Tijdens twee meetcampagnes werden de gasconcentraties continu gemeten op bedrijf 2 langs twee lijnen op een afstand van 40 m en 80 m van de varkensstal (Figuur 17).

Voor ammoniak waren de concentraties in september voor alle meetlijnen duidelijk hoger dan in juli. Zowel de mediaan als de gemiddelde waarden namen toe, met name bij de bemonsteringslijn op 40 m, waar een grotere variabiliteit en meer extreme waarden werden waargenomen. De concentraties in de bovenwindse meetlijnen waren consequent lager dan die in de benedenwindse meetlijnen. De bredere interkwartielafstanden en de toegenomen variatie van de gemeten concentraties in september duiden op meer heterogene emissieomstandigheden, mogelijk in verband met bedrijfsvoering of meteorologische factoren.

Voor methaan waren de concentraties in september over het algemeen hoger dan in juli, en dit gold voor beide meetlijnen. Tijdens de meetperiode in september bestond de dierbezetting uit 168 vleesvarkens (155 dagen na geboorte), 30 kraamzeugen en 37 dragende zeugen. In deze fase van de productiecycclus was de dierbezetting afwijkend ten opzichte van de standaardbedrijfsvoering. Er waren tijdens de metingen in juli 426 vleesvarkens (126 dagen na de geboorte) op het bedrijf, samen met 56 dragende zeugen en 20 opfokgelten. De mediaan en het gemiddelde van de concentraties namen in september aanzienlijk toe, wat gepaard ging met een grotere interkwartielafstand en een groter aantal concentraties met hoge waarden. De verschillen tussen de meetlijnen op 40 m en 80 m waren klein, terwijl de concentraties bij de bovenwindse lijn vergelijkbaar waren met die op de 80 m meetlijn.

De concentraties van lachgas vertoonden in beide meetcampagnes relatief weinig variatie tussen de meetlijnen. In september werd echter een bescheiden stijging van de mediaan- en gemiddelde concentraties waargenomen ten opzichte van juli. De verdelingen in september vertoonden ook een grotere spreiding en meer waarden buiten de whiskers, wat wijst op meer variabele emissieomstandigheden tijdens deze periode. De concentratieverschillen tussen benedenwindse en bovenwindse metingen bleven beperkt, hetgeen duidt op relatief lage N₂O-emissie vanuit de stal, zoals eveneens werd waargenomen op bedrijf 1.



Figuur 17 Boxplot van de halfuurgemiddelde concentraties van ammoniak (NH_3), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) gemeten tijdens de micro-meteorologische campagnes in 2024 op bedrijf 2. De weergegeven gegevens zijn kwaliteitsgefilterd. De concentraties worden weergegeven voor de bovenwindse bemonsteringslijn en voor de benedenwindse lijnen op 40 m en 75-80 m. De boxplots geven het interkwartielbereik (25e–75e percentiel) weer, waarbij de horizontale lijn de mediaanconcentratie aangeeft. De rode punten geven de gemiddelde concentratie weer. De whiskers (de verticale lijnen) geven de minimale en maximale waarden weer, exclusief uitbijters. Waarden buiten dit bereik worden als afzonderlijke punten weergegeven.

Bedrijf 3

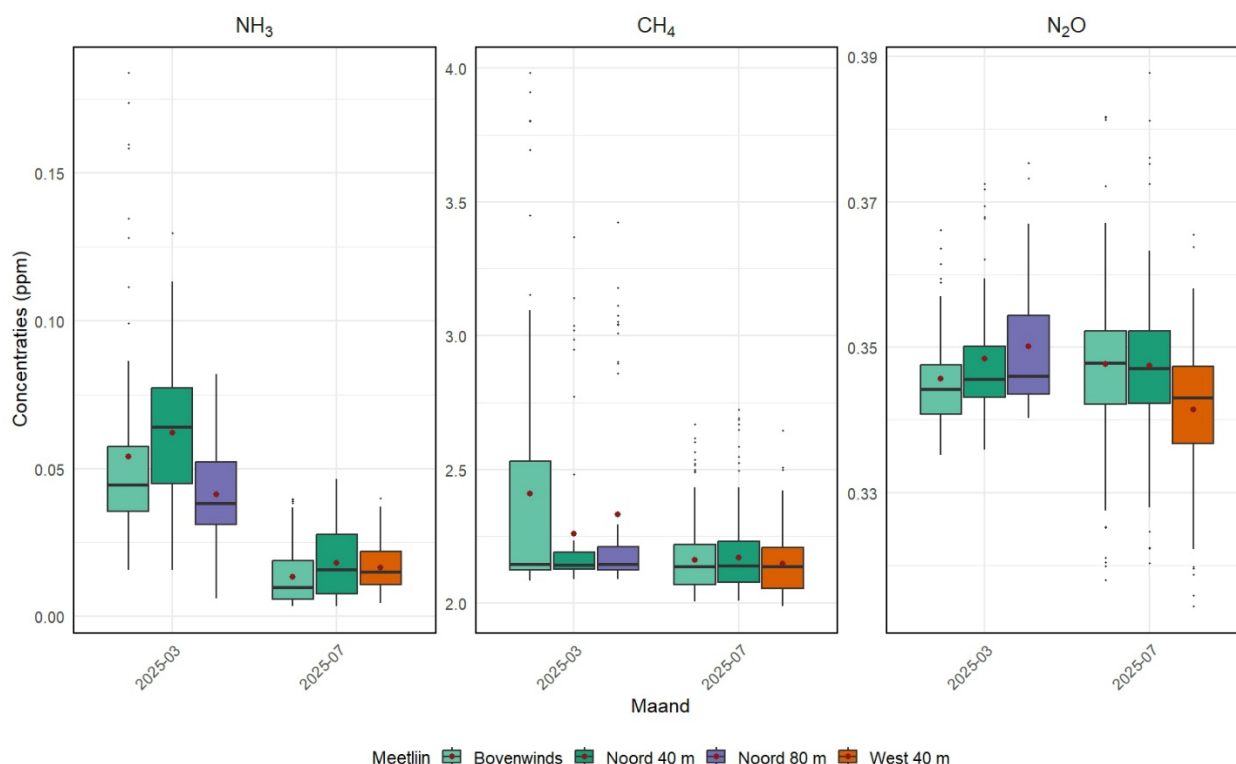
Op bedrijf 3 werd geen duidelijk patroon waargenomen, waarbij de concentraties aan de bovenwindse zijde lager waren dan aan de benedenwindse zijde (Figuur 18). In verschillende gevallen waren de concentraties aan de bovenwindse bemonsteringslijn vergelijkbaar met of hoger dan die aan de benedenwindse lijn.

Voor NH_3 waren de concentraties in maart over het algemeen hoger dan in juli. De gegevens van maart vertoonden ook een grotere spreiding en meer hoge waarden. Het verschil tussen de lijnen voor de bovenwindse en benedenwindse metingen was echter niet consistent. In juli waren de NH_3 -concentraties over het algemeen lager en waren de verschillen tussen de meetlijnen klein.

Voor CH_4 waren de concentraties in maart iets hoger dan in juli. De verschillen tussen de benedenwindse en bovenwindse lijnen waren echter klein, en er werd geen consistent patroon waargenomen waarbij de concentraties tegen de windrichting in hoger waren dan die met de wind mee.

Voor N_2O was de variatie in concentraties beperkt in vergelijking met NH_3 en CH_4 . De gegevens van juli lieten iets hogere en meer variabele waarden zien dan die van maart, maar de absolute verschillen tussen de meetlijnen bleven klein. Ook hier werd geen duidelijke toename benedenwinds waargenomen.

Over het geheel genomen wijzen deze resultaten erop dat het verwachte concentratieverschil tussen de gemeten concentraties bij de bovenwindse punt en benedenwindse meetlijnen op bedrijf 3 niet duidelijk werd waargenomen. Hoewel de gegevens op windrichting werden gefilterd, hebben de meetlijnen de pluim uit het stalsysteem mogelijk niet consistent opgevangen. Dit kan verband houden met de positie van de meetlijnen ten opzichte van de belangrijkste emissiebronnen, namelijk de uitloop (Figuur 7). In juli werden twee meetlijnen ten noorden en ten westen van de stal geplaatst, waardoor de gekozen windrichtingen mogelijk niet voor beide lijnen gelijktijdig optimaal waren. Hierdoor kan de emissiepluim gedurende delen van de meetperiode slechts één van de lijnen gedeeltelijk hebben bereikt, tussen beide lijnen zijn gepasseerd of de meetlijnen hebben gemist. De geschatte emissies van bedrijf 3 wordt daarom in de bijlage V weergegeven en dient uitsluitend als aanvullende informatie te worden beschouwd.



Figuur 18 Boxplot van de halfuurgemiddelde concentraties van ammoniak (NH_3), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) gemeten tijdens de micro-meteorologische campagnes in 2025 op bedrijf 3. De weergegeven gegevens zijn kwaliteitsgefilterd. De concentraties worden weergegeven voor de bovenwindse bemonsteringslijn en voor de benedenwindse lijnen op 40 m en 80 m. De boxplots geven het interkwartielbereik (25e–75e percentiel) weer, waarbij de horizontale lijn de mediaanconcentratie aangeeft. De rode punten geven de gemiddelde concentratie weer. De whiskers (de verticale lijnen) geven de minimale en maximale waarden weer, exclusief uitbijters. Waarden buiten dit bereik worden als afzonderlijke punten weergegeven.

3.2.3 Gemeten emissies

De emissies van ammoniak, methaan en lachgas werden berekend met het bLS-model, waarbij gemeten concentraties en meteorologische omstandigheden als invoer werden gebruikt op drie Zonvarken-bedrijven. De berekende emissies worden in de volgende paragrafen gepresenteerd. Zoals hierboven vermeld, zijn de resultaten van de gemeten emissies op bedrijf 3 weergegeven in Bijlage V.

3.2.3.1 Ammoniakemissie

De ammoniakemissies op beide locaties zijn voor elke meetcampagne weergegeven in vioolplots op basis van halfuurgemiddelde waarden (Figuur 19). De bijbehorende productiefasen (de bestaande varkenscategorieën) tijdens elke meetcampagne worden per campagne weergegeven. De gemeten emissies vertoonden aanzienlijke variabiliteit in de tijd en duidelijke verschillen tussen de productiefasen. Tijdens perioden met vleesvarkens en dragende zeugen (VV+DZ; februari, april en september) was de NH_3 -emissie over het algemeen hoger en variabler dan tijdens perioden met kraamzeugen (KZ; mei, juli en november).

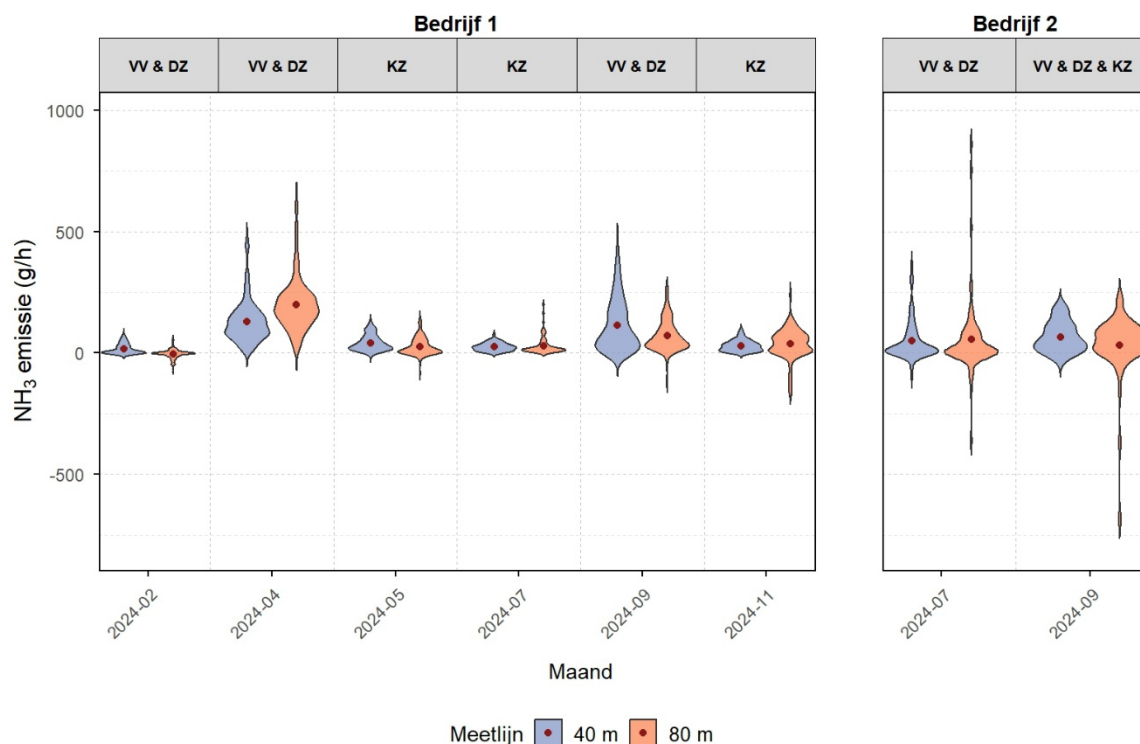
De hoogste NH_3 -emissie werd waargenomen tijdens de meetperiode met VV+DZ in april, met gemiddelde emissies van circa 100–200 g uur^{-1} en frequente pieken, met name op de bemonsteringslijn op 75–80 m afstand, waar de waarden incidenteel boven 600 g uur^{-1} uitkwamen. Tijdens deze meetperiode traden storingen op in het mestverwijderingssysteem, wat waarschijnlijk heeft bijgedragen aan de verhoogde en sterk variërende NH_3 -emissie. Deze resultaten laten zien dat de micro-meteorologische metingen wel direct beïnvloed worden door deze operationele verstoringen. Ook in de meetperiode met VV+DZ in september waren de emissies verhoogd, met gemiddelde waarden van circa 50–120 g uur^{-1} en met aanzienlijke

variabiliteit. De emissies in februari waren relatief laag, met mediane waarden onder ca. 50 g uur⁻¹, wat mogelijk samenhangt met de lagere temperaturen in deze periode (Figuur 15 - paragraaf 4.2.1).

Tijdens de kraamperiode (KZ) was de NH₃-emissie consequent lager en minder variabel. De gemiddelde emissies in mei en juli bedroegen circa 20–50 g uur⁻¹, terwijl in november hogere gemiddelde emissies werden waargenomen (circa 200–300 g uur⁻¹). Deze hogere emissies in november vielen samen met een groter aantal dieren op het bedrijf, wat waarschijnlijk heeft bijgedragen aan de toegenomen NH₃-emissie. In vergelijking met de perioden met VV+DZ vertoonden de KZ in mei en juli een meer geconcentreerde verdeling, wat wijst op minder variabiliteit in de NH₃-emissies. Dit patroon was minder duidelijk in november, toen zowel de emissieniveaus als de variabiliteit toenamen.

In de meeste maanden waren de emissies, geschat op basis van de bemonsteringsafstand van 75–80 m, vergelijkbaar met of iets hoger dan die op 40 m, met name tijdens de perioden met VV+DZ in april en november. Deze resultaten wijzen erop dat de ammoniakemissie op bedrijf 1 sterk werd beïnvloed door de diercategorie, waarbij VV+DZ bijdroegen aan hogere en meer variabele NH₃-emissie in vergelijking met KZ.

Op bedrijf 2 waren de NH₃-emissies over het algemeen vergelijkbaar met die op bedrijf 1, maar de spreiding van de emissies was groter, met name voor de schattingen gebaseerd op de meetlijn op 80 m. In juli lagen de meeste emissiewaarden onder circa 100 g uur⁻¹, hoewel incidenteel hoge waarden werden waargenomen die opliepen tot ongeveer 800–900 g uur⁻¹. In september bleven de centrale emissiewaarden eveneens relatief laag, doorgaans onder 100 g uur⁻¹, maar vertoonde de meetlijn op 80 m een grote variabiliteit en meerdere negatieve emissieschattingen, wat wijst op een grotere onzekerheid in de berekende emissies.



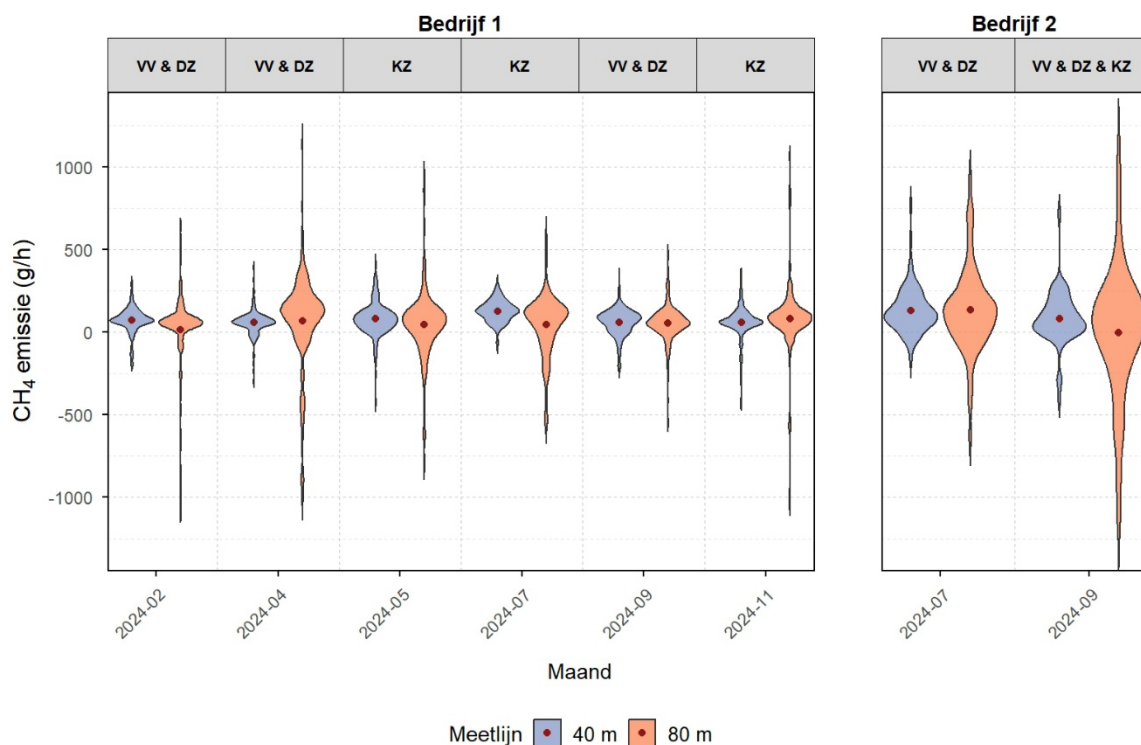
Figuur 19 Violinplots van de halfuurgemiddelde ammoniak (NH₃) -emissies op bedrijf 1 (linkerpaneel) en bedrijf 2 (rechterpaneel), geschat aan de hand van micro-meteorologische metingen op bemonsteringsafstanden van 40 m en 75–80 m. De resultaten worden weergegeven voor verschillende productiefasen: vleesvarkens plus dragende zeugen (VV+DZ) en kraamzeugen (KZ). Het rode punt in het midden geeft de gemiddelde emissie tijdens de meetperiode weer. Het verticale bereik en de vorm van elke viool geven de variabiliteit van de emissie weer, terwijl de uitlopende staarten wijzen op incidentele hoge of lage gemeten emissies.

3.2.3.2 Methaanemissie

De methaanemissies op beide bedrijven zijn voor elke meetcampagne weergegeven als vioolplots met een gemiddelde over een half uur (Figuur 20). Op bedrijf 1 vertoonden de methaanemissie relatief stabiele mediane waarden gedurende de gemonitorde maanden, waarbij de bemonsteringslijn op 40 m over het algemeen een smallere verdeling liet zien dan de lijn op 75 m. Dit suggereert dat metingen dicht bij de bron stabielere waren, terwijl de grotere spreiding op 75-80 m waarschijnlijk het gevolg is van atmosferische dispersie en variaties in meteorologische omstandigheden.

Zoals weergegeven liet bij bedrijf 2 (rechterpaneel) een grotere variabiliteit, met name bij de bemonsteringsafstand van 75-80 m, waar de verdelingen aanzienlijk breder waren en sterke negatieve emissies omvatten. Hoewel de mediane emissies positief bleven, duidt de bredere spreiding op een meer heterogene emissiedynamiek, mogelijk veroorzaakt door verschillen in mestproductie als gevolg van productiefase, mestverwerkingsactiviteiten of locatie specifieke omgevingsomstandigheden. De periode waarin alle varkenscategorieën aanwezig waren op bedrijf 2 (168 vleesvarkens, 37 dragende zeugen en 30 kraamzeugen) vertoonde een hoge variabiliteit in vergelijking met de overige productiefasen.

De vergelijking tussen de bedrijven wijst erop dat zowel de emissiewaarden als de variabiliteit tussen de bedrijven grotendeels vergelijkbaar zijn, mits de meetopstelling op de juiste wijze is geoptimaliseerd. Metingen die verder van de bron werden uitgevoerd, lieten consequent een grotere variabiliteit zien als gevolg van atmosferische dispersie, terwijl bemonstering dicht bij de bron leidde tot meer stabiele emissieschattingen.



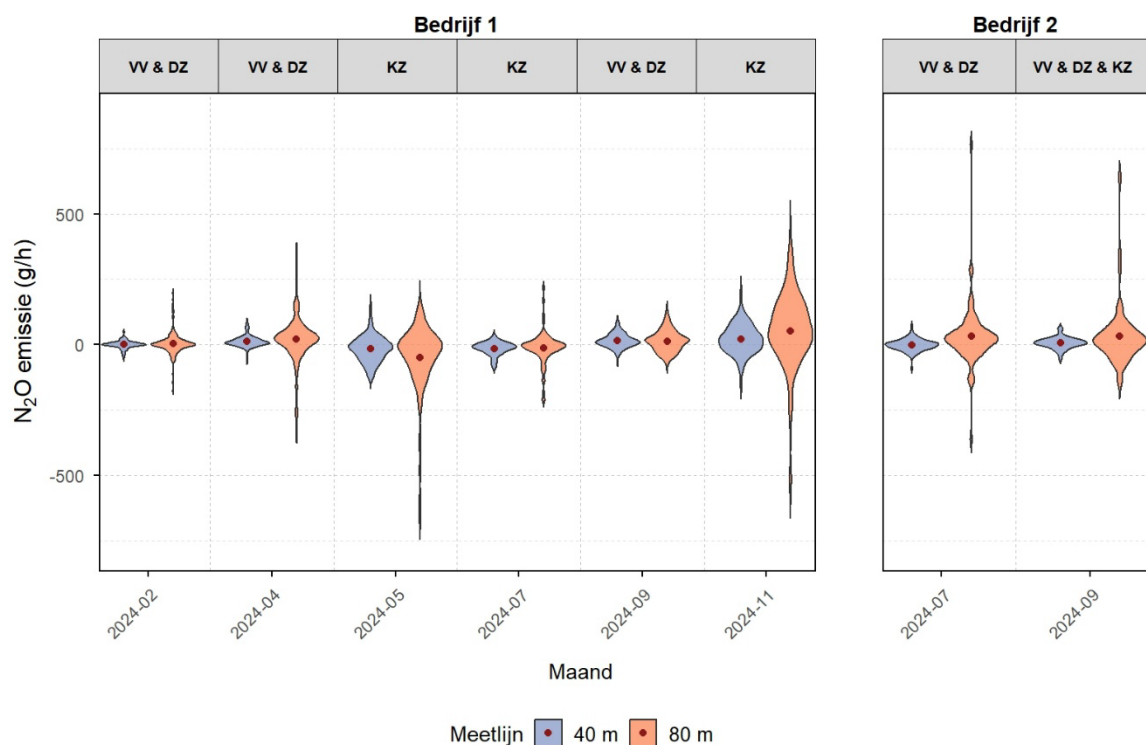
Figuur 20 Vioolplots van de halfuurgemiddelde methaanemissie (CH₄) op bedrijf 1 (linkerpaneel), bedrijf 2 (rechterpaneel), geschat op basis van micro-meteorologische metingen op bemonsteringsafstanden van 40 m en 75-80 m. De resultaten worden weergegeven voor de productiefasen vleesvarkens plus dragende zeugen (VV+DZ) en kraamzeugen (KZ). Het rode punt geeft het gemiddelde tijdens de meetperiode weer. De breedte en vorm van de viool geven de variabiliteit van de emissies weer, terwijl uitlopers wijzen op incidenteel hoge of lage emissiewaarden.

3.2.3.3 Lachgasemissie

De emissies van lachgas (N_2O) worden weergegeven als per halfuur gemiddelde vioolplots voor elke meetperiode op bedrijf 1 en 2 (Figuur 21). Over het algemeen lagen de geschatte N_2O -emissies zowel bij een bemonsteringsafstand van 40 m als bij 75-80 m grotendeels dicht bij nul. Dit geeft aan dat de N_2O -emissies tijdens de meetperioden zeer laag waren.

Op bedrijf 1 waren de meeste verdelingen relatief smal en gecentreerd rond nul, met name in februari, juli en september. In sommige periodes werden bredere verdelingen waargenomen, bijvoorbeeld op 75 m in april en november en op 40 m in mei. Deze bredere verdelingen omvatten zowel positieve als negatieve waarden, in plaats van een consistent positief emissiesignaal te vertonen. Ook de gemiddelde waarden bleven in de meeste gevallen dicht bij nul. Dit suggereert dat de variatie voornamelijk de onzekerheid in de micro-meteorologische schattingen weerspiegelt wanneer het concentratieverschil tussen benedenwinds en bovenwinds zeer klein was.

Op bedrijf 2 werd hetzelfde algemene patroon waargenomen. De geschatte N_2O -emissies lagen zowel op 40 m als op 80 m dicht bij nul, hoewel de verdelingen op 80 m breder waren en verschillende grote positieve en negatieve waarden omvatten. Omdat deze afwijkingen in beide richtingen optraden, duiden ze niet op een duidelijk of consistent N_2O -emissiepatroon vanuit de bron.



Figuur 21 Vioolplots van de halfuurgemiddelde lachgasemissie (N_2O) op bedrijf 1 (linksboven), bedrijf 2 (rechtsboven), geschat op basis van micro-meteorologische metingen op bemonsteringsafstanden van 40 m en 75-80 m. De resultaten worden weergegeven voor verschillende productiefasen: vleesvarkens plus dragende zeugen (VV+DZ) en kraamzeugen (KZ). Het rode punt in het midden geeft de gemiddelde emissie tijdens de meetperiode weer. Het verticale bereik en de vorm van elke viool geven de variabiliteit van de emissie weer, terwijl uitlopende staarten wijzen op incidentele hoge of lage emissiegebeurtenissen.

3.2.4 Recovery test met lachgas

De recovery test met lachgas als tracergas werd uitgevoerd op bedrijf 1 tijdens 3 meetcampagnes en op bedrijf 3 tijdens 2 meetcampagnes om de prestaties en nauwkeurigheid van het micro-meteorologische meetsysteem te evalueren.

Op bedrijf 1 lieten de afzonderlijke recovery tests variabele recovery percentages zien tussen herhaalde tests en tussen meetafstanden (Tabel 8 - Tabel 10). Op 40 m afstand van de stal varieerde de terugvindbaarheidsverhouding van 56,9% tot 116,8%, terwijl deze op 75 m varieerde van 38,2% tot 106,5%. De samenvattende statistieken voor bedrijf 1 worden weergegeven in tabel 16. De gemiddelde recovery op 40 m bedroeg $84,1 \pm 9,8\%$, gebaseerd op zes herhaalde tests. Het 95%-betrouwbaarheidsinterval was 58,9–109,3%, en de gemiddelde recovery verschilde niet significant van een recovery van 100% ($p = 0,165$). Op 80 m was de gemiddelde recovery lager, met een waarde van $71,7 \pm 11,1\%$. Het 95%-betrouwbaarheidsinterval bedroeg 43,2–100,3%, en het verschil ten opzichte van 100% recovery was bij $p < 0,05$ niet statistisch significant, hoewel het resultaat een indicatie laat zien voor een lagere recovery op grotere afstand ($p = 0,051$). Deze resultaten geven aan dat de micro-meteorologische opstelling op bedrijf 1 de emissie van het tracergas consistent heeft geregistreerd, met name op 40 m. De lagere gemiddelde recovery en grotere onzekerheid op 75-80 m suggereren echter dat de recovery gevoeliger werd voor veldomstandigheden bij een grotere meetafstand. Dit kan verband houden met een sterkere verdunning van de tracerpluim, veranderingen in de windrichting tijdens de meetperioden en grotere variabiliteit in het atmosferisch transport.

De resultaten van de recovery tests van het tracergas op bedrijf 3 worden weergegeven in Tabel 8. In vergelijking met bedrijf 1 vertoonde de recovery op bedrijf 3 veel grotere verschillen tussen bemonsteringslocaties en meetcampagnes. Tijdens de eerste meetcampagne op 27 maart 2025 werden twee meetlijnen geplaatst op 40 m ten noorden en 80 m ten noorden van het emissieoppervlak. De recovery op 40 m ten noorden waren laag, met waarden van 12,4% en 25,2%. De recovery op 80 m ten noorden waren nog lager, met waarden van 2,06% en -9,39%. Hoewel de recovery op 40 m ten noorden hoger was dan die op 80 m ten noorden, vertoonden beide bemonsteringsafstanden een slechte recovery. Dit suggereert dat de hoofdpluim van de tracer tijdens deze meetcampagne niet goed werd opgevangen door de meetlijnen.

Verschillende factoren kunnen de lage recovery tijdens de eerste campagne verklaren. Ten eerste was het emissieoppervlak op bedrijf 3 langgerekt, waardoor de meetlijnen niet altijd optimaal loodrecht op de transportrichting van de pluim waren gepositioneerd. Hierdoor kan de meetlijn slechts een deel van de tracerpluim hebben onderschept, of kan de pluim gedeeltelijk langs de meetlijn zijn gepasseerd. Ten tweede was de windsnelheid laag en lag de windrichting tussen 151,3 en 196,2 graden, wat niet de optimale omstandigheden tijdens de metingen vormden. Onder omstandigheden met lage windsnelheid kan de pluim minder stabiel zijn en gevoeliger voor kleine variaties in windrichting, wat kan leiden tot meandering van de pluim en een ongelijkmatige doorgang over de meetlijn. Ten derde waren bomen aanwezig tussen de noordelijke meetlijnen op 40 m en 80 m (Figuur 7). Deze bomen kunnen de luchtstroming hebben verstoord door afscherming, turbulentie, recirculatie of afbuiging van de pluim. Dit kan verklaren waarom de recovery op 80 m noord aanzienlijk lager was dan op 40 m noord. De negatieve recovery op 80 m noord dient niet te worden geïnterpreteerd als een fysiek negatieve emissie, maar eerder als een indicatie dat het tracersignaal zeer zwak was en dicht bij de onzekerheid van de achtergrondcorrectie lag.

Tijdens de tweede meetcampagne op 21 juli 2025 werd de opstelling aangepast en werden de meetlijnen geplaatst op 40 m ten noorden en 40 m ten westen van het emissieoppervlak (Figuur 7). De windrichting tijdens deze campagne lag ongeveer tussen 120 en 160 graden, overeenkomend met een zuidoostelijke windrichting. Onder deze omstandigheden was de recovery op 40 m noord aanzienlijk hoger dan tijdens de eerste campagne, met waarden van 88,9% en 78,7%. Dit wijst erop dat de noordelijke meetlijn op 40 m de belangrijkste tracerpluim tijdens de tweede campagne effectiever heeft onderschept. De recovery op 40 m west bleef echter laag, met waarden van 19,66% en 12,30%. De lage recovery op bedrijf 3 kan daarom niet uitsluitend worden verklaard door de afstand, aangezien de westelijke meetlijn op 40 m zich op dezelfde afstand van het emissieoppervlak bevond als de noordelijke meetlijn op 40 m, maar aanzienlijk lagere recovery liet zien.

Over het geheel genomen toonden de tracer-gas recovery tests aan dat bedrijf 1 duidelijk geschikter was voor micro-meteorologische metingen dan bedrijf 3. Op bedrijf 3 was de recovery sterk afhankelijk van de bemonsteringslocatie en de meetcampagne, wat erop wijst dat lokale omstandigheden een grote invloed hadden op de onderschepping van de pluim. De lage recovery op 80 m noord en 40 m west duiden erop dat deze meetlijnen onder de waargenomen windcondities niet optimaal waren gepositioneerd ten opzichte van de tracerpluim.

Tabel 8 Resultaten van individuele tracergas recovery tests op twee meetafstanden van de stal op bedrijf 1.

Datum	Meting	Hoeveelheid vrijgelaten gas (kg)	Recovery 40 m (kg)	Recovery 40 m (%)	Recovery 75-80 m (kg)	Recovery 75-80 m (%)
24-09-2024	1	1,84	2,15	116,8	1,96	106,5
	2	1,82	1,27	69,8	1,01	55,5
8-10-2024	1	4,48	2,55	56,9	1,71	38,2
	2	4,28	2,99	69,9	2,27	53,0
26-11-2024	1	4,56	3,71	81,4	3,60	78,9
	2	4,54	4,98	109,7	4,46	98,2

Tabel 9 Samenvattende statistieken van de recovery percentages van het tracergas en statistische vergelijking met 100% recovery op bedrijf 1.

Gemeten afstand tot de stal	Recovery, gemiddelde ± SE 95% betrouwbaarheidsinterval	p-waarde
40 m	84,1 ± 9,8 [58,9; 109,3]	0,165
75-80 m	71,7 ± 11,1 [43,2; 100,3]	0,051

SE: standaardfout van het gemiddelde o.b.v. zes recovery tests (n=6); p-waarde afkomstig van een t-toets met één steekproef ten opzichte van 100%

Tabel 10 Resultaten van de tracergas recovery tests op verschillende afstanden van de stal op bedrijf 3.

Datum	Meting	Hoeveelheid vrijgelaten gas (kg)	Recovery 40 m ten noorden (kg)	Recovery 40 m ten noorden (%)	Recovery 80 m ten noorden of 40 m ten westen (kg)	Recovery 80 m ten noorden of 40 m ten westen (%)
27-03-2025	1	4,32	0,54	12,4	0,09	2,06
	2	2,26	0,57	25,2	-0,21	-9,39
21-07-2025	1	4,76	4,23	88,9	0,94	19,66
	2	3,88	3,05	78,7	0,48	12,30

3.3 Bedrijfsspecifieke emissies

De resultaten van de schatting van de ammoniak-, methaan- en lachgasemissies voor de Zonvarken-bedrijven zijn te vinden in Tabel 11-Tabel 13 (voor bedrijf 1) en Tabel 14-Tabel 15 (voor bedrijf 2). In 2025 werden aanvullende NH₃-en CH₄-emissiemetingen uitgevoerd op een derde Zonvarken-bedrijf (bedrijf 3). Uit de tracergas recovery tests bleek dat de opstelling op bedrijf 3 suboptimaal was; de bijbehorende emissies werden daarom buiten de systeem specifieke emissieberekeningen gehouden. Over het geheel genomen lagen de gemeten emissies van zowel NH₃ als CH₄ aanzienlijk lager dan de referentiewaarden.

Op bedrijf 1 werd de hoogste NH₃-emissie waargenomen in april, toen het mestverwijderingssysteem niet goed functioneerde, met een gemiddelde van 0,132 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,182 kg uur⁻¹ op 75 m. Wanneer april buiten beschouwing werd gelaten, was de gemiddelde berekende NH₃-emissie 0,039 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,029 kg uur⁻¹ op 80 m. Voor de productiefase met kraamzeugen (KZ) bedroeg de gemiddelde NH₃-emissie 0,029 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,023 kg uur⁻¹ op 75 m, terwijl de gemiddelden voor de vleesvarkens en dragende zeugen (VV+DZ) respectievelijk 0,054 en 0,048 kg uur⁻¹ waren. Uit de betrouwbaarheidsintervallen in Tabel 11 blijkt dat de schattingen op 40 m over het algemeen zekerder waren dan die op 75 m, waarvoor in verschillende perioden bredere betrouwbaarheidsintervallen golden.

Voor CH₄-emissie gemeten op bedrijf 1 varieerde de gemiddelde emissie op 40 m van 0,049 tot 0,124 kg uur⁻¹. De hoogste waarde op 40 m werd waargenomen in juli, met een gemiddelde van 0,124 kg uur⁻¹. Wanneer april buiten beschouwing werd gelaten, was de gemiddelde CH₄-emissie 0,076 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,063 kg uur⁻¹ op 75 m. Voor de KZ-perioden was de gemiddelde CH₄-emissie 0,083 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,072 kg uur⁻¹ op 75 m, terwijl de gemiddelden voor de VV- en DZ-perioden respectievelijk 0,066 en 0,037 kg uur⁻¹ bedroegen. Uit de betrouwbaarheidsintervallen in Tabel 12 blijkt dat de schattingen op 40 m over het algemeen zekerder waren dan die op 75 m, waarvoor in verschillende perioden bredere betrouwbaarheidsintervallen golden.

De N₂O-emissie op bedrijf 1 was veel geringer en variabelere dan de NH₃- en CH₄-emissies (Tabel 13). In verschillende meetperiodes lagen de geschatte N₂O-emissies dicht bij nul en omvatten de betrouwbaarheidsintervallen nul, wat aangeeft dat deze schattingen niet duidelijk van nul afwijken. Op 40 m lieten alleen de metingen in april en september positieve N₂O-emissie zien met betrouwbaarheidsintervallen boven nul. De metingen in februari, mei, juli en november hadden betrouwbaarheidsintervallen die nul omvatten. Op 75 m vertoonden april en september eveneens positieve N₂O-emissie, met gemiddelde waarden van respectievelijk 0,0182 en 0,0120 kg uur⁻¹. In Mei daarentegen werd een negatieve schatting op 75 m aangetoond, met een gemiddelde van -0,0631 kg uur⁻¹ en een betrouwbaarheidsinterval onder nul. Deze negatieve schatting moet voorzichtig worden geïnterpreteerd, aangezien deze mogelijk een weerspiegeling is van onzekerheid in het kleine concentratieverschil tussen bovenwinds en benedenwinds, in plaats van een werkelijke netto-opname van N₂O. Deze resultaten suggereren dat N₂O-emissies afkomstig van deze varkensstallen in veel perioden gering was en moeilijk te onderscheiden van achtergrondvariatie en meetonzekerheid.

Op bedrijf 2 werden in juli en september NH₃-emissie gemeten. In juli bedroegen de gemiddelde NH₃-emissie van vleesvarkens en dragende zeugen 0,027 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,024 kg uur⁻¹ op 80 m. In september waren er tegelijkertijd vleesvarkens, dragende zeugen en kraamzeugen op het bedrijf aanwezig. De gemiddelde emissies waren 0,052 kg uur⁻¹ op 40 m en 0,011 kg uur⁻¹ op 80 m. De betrouwbaarheidsintervallen omvatten echter voor beide meetperiodes en beide afstanden de waarde nul, wat wijst op een relatief hoge onzekerheid in de NH₃-schattingen op bedrijf 2. Voor CH₄-emissie op bedrijf 2 bedroeg de emissie in juli op 40 m 0,115 kg uur⁻¹, met een 95%-betrouwbaarheidsinterval boven nul. De schatting voor juli op 80 m was 0,100 kg uur⁻¹, maar het betrouwbaarheidsinterval omvatte nul. In september bedroeg de CH₄-emissie op 40 m 0,082 kg uur⁻¹. Voor CH₄ werd de meting in juli op bedrijf 2 vergeleken met de gemiddelde emissie voor vleesvarkens en dragende zeugen op bedrijf 1, omdat deze perioden vergelijkbare diercategorieën en leeftijden van vleesvarkens hadden (bijlage III). Bedrijf 2 vertoonde hogere CH₄-emissie dan het gemiddelde emissies tijdens vleesvarkens en dragende zeugen perioden op Bedrijf 1, met 0,115 en 0,100 kg uur⁻¹ op 40 en 80 m, vergeleken met 0,066 en 0,037 kg uur⁻¹ op bedrijf 1. De hogere CH₄-emissie op bedrijf 2 kunnen verklaard worden met de langdurige accumulatie van de vaste mest die tijdens de meetperiodes werd waargenomen. Deze situatie kan hebben geleid tot sterkere anaerobe omstandigheden en een verhoogde methaanproductie. Aangezien in september sprake was van een afwijkende samenstelling van diercategorieën, zijn de emissiegegevens van bedrijf 2 niet opgenomen in de berekening van de jaarlijkse emissies die werden gebruikt voor de vergelijking met referentiesystemen.

Voor de schatting van de jaarlijkse ammoniak, methaan-, en lachgasemissies zijn de meetresultaten van bedrijf 1 en bedrijf 2 gebruikt, waar voor deze locatie de meeste meetgegevens van alle productiefasen beschikbaar waren. Het berekende reductiepercentage van ammoniak- en methaanemissies ten opzichte van de conventionele varkensstallen, gebaseerd op de gemeten emissies op bedrijf 1, is weergegeven in Tabel 16 (zie Bijlage VI voor de berekeningswijze). Voor bedrijf 2 konden geen jaarlijkse emissies worden berekend vanwege het ontbreken van metingen tijdens de kraamzeugen-periode.

Voor NH₃-emissie werd voor het Zonvarken-concept een jaarlijkse emissie van 750 kg jaar⁻¹ geschat, terwijl de overeenkomstige jaarlijkse emissie van het referentiesysteem 1938 kg jaar⁻¹ bedroeg. Dit komt overeen met een emissiereductie van 61,3%.

Voor CH₄-emissie was de op basis van metingen geschatte jaarlijkse emissie van het Zonvarken-concept 1183 kg jaar⁻¹, wat ten opzichte van een referentie-emissie van 10.815 kg jaar⁻¹, overeenkomt met een emissiereductie van 89,1%.

De vergelijking laat zien dat het Zonvarken-concept op bedrijf 1 gunstige lagere jaarlijkse emissies van NH₃- en CH₄-emissie vertoonde in vergelijking met het conventionele referentiehuisvestingssysteem. Bij bedrijf 2, lagen de jaarlijkse gemeten NH₃- en CH₄-emissies binnen hetzelfde bereik als die op bedrijf 1, wat erop wijst dat ook op bedrijf 2 potentie voor een hoge emissiereductie aanwezig is.

Tabel 11 Gemiddelde ammoniakemissie, standaardfout van het gemiddelde (SE) en 95%-betrouwbaarheidsinterval (BI) voor de verschillende meetperioden op bedrijf 1.

Periode	Ammoniakemissie - 40 m (kg uur ⁻¹)			Ammoniakemissie - 75 m (kg uur ⁻¹)				
	Gemiddelde	SE	BI	n	Gemiddelde	SE	BI	n
februari (VV + DZ)	0,017	0,006	[0,003; 0,031]	8	/	/	/	/
april (VV + DZ)	0,132	0,020	[0,081; 0,184]	6	0,182	0,019	[0,133; 0,231]	6
mei (KZ)	0,036	0,007	[0,017; 0,055]	6	0,021	0,011	[-0,008; 0,051]	6
juli (KZ)	0,025	0,003	[0,014; 0,035]	4	0,026	0,008	[-0,007; 0,059]	3
september (VV + DZ)	0,090	0,016	[0,056; 0,123]	22	0,048	0,012	[0,021; 0,075]	12
november (KZ)	0,025	0,006	[0,010; 0,041]	7	0,022	0,020	[-0,027; 0,072]	7
Gemiddelde emissie – incl. april	0,054	0,019	[0,005; 0,103]	6	0,060	0,031	[-0,026; 0,146]	5
Gemiddelde emissie – excl. april	0,039	0,013	[0,002; 0,075]	5	0,029	0,006	[0,009; 0,049]	4
Gemiddelde emissie – KZ	0,029	0,004	[0,013; 0,044]	3	0,023	0,002	[0,016; 0,030]	3
Gemiddelde emissie – VV + DZ	0,054	0,037	[-0,410; 0,517]	2	0,048	/	/	1

Opmerking: De waarden in de rijen met meetperioden zijn gemiddelde emissies op basis van dagelijkse gemiddelde emissies, waarbij de meetdag als experimentele eenheid wordt gebruikt.

De waarden in de rijen met gemiddelden zijn berekend op basis van gemiddelde emissies per periode, waarbij de meetperiode als experimentele eenheid wordt gebruikt.

De meetcampagne in april is uitgesloten van het gemiddelde „excl. april” omdat het mestverwijderingssysteem tijdens deze periode niet goed functioneerde.

SE = standaardfout van het gemiddelde; BI = 95%-betrouwbaarheidsinterval; n = aantal geldige meetdagen per meetcampagne en aantal geldige meetcampagnes voor de laatste rijen met de gemiddelden; „/” geeft aan dat er geen geldige emissieschatting beschikbaar was. VV = vleesvarkens; DZ = dragende zeugen ; KZ = kraamzeugen.

Tabel 12 Gemiddelde methaanemissie, standaardfout van het gemiddelde (SE) en 95%-betrouwbaarheidsinterval (BI) voor de verschillende meetperioden op bedrijf 1.

Periode	Methaanemissie - 40 m (kg uur ⁻¹)				Methaanemissie - 75 m (kg uur ⁻¹)			
	Gemiddelde	SE	BI	n	Gemiddelde	SE	BI	n
februari (VV + DZ)	0,068	0,009	[0,046; 0,089]	8	/	/	/	/
april (VV + DZ)	0,049	0,018	[0,004; 0,095]	6	0,071	0,047	[-0,051; 0,193]	6
mei (KZ)	0,072	0,014	[0,036; 0,108]	6	0,046	0,019	[-0,002, 0,094]	6
juli (KZ)	0,124	0,011	[0,089, 0,159]	4	0,065	0,041	[-0,113, 0,243]	3
september (VV + DZ)	0,063	0,010	[0,043, 0,084]	22	0,037	0,013	[0,009; 0,065]	12
november (KZ)	0,054	0,009	[0,032; 0,076]	7	0,104	0,028	[0,034; 0,173]	7
Gemiddelde emissie – incl. april	0,072	0,011	[0,043, 0,100]	6	0,065	0,012	[0,032; 0,097]	5
Gemiddelde emissie – excl. april	0,076	0,012	[0,042, 0,110]	5	0,063	0,015	[0,016; 0,110]	4
Gemiddelde emissie – KZ	0,083	0,021	[-0,007, 0,174]	3	0,072	0,017	[-0,002, 0,145]	3
Gemiddelde emissie – VV + DZ	0,066	0,003	[0,034, 0,097]	2	0,037	/	/	1

Opmerking: De waarden in de rijen met meetperioden zijn gemiddelde emissies op basis van dagelijkse gemiddelde emissies, waarbij de meetdag als experimentele eenheid wordt gebruikt.

De waarden in de rijen met gemiddelden zijn berekend op basis van gemiddelde emissies per periode, waarbij de meetperiode als experimentele eenheid wordt gebruikt.

De meetcampagne in april is uitgesloten van het gemiddelde „excl. april” omdat het mestverwijderingssysteem tijdens deze periode niet goed functioneerde.

SE = standaardfout van het gemiddelde; BI = 95%-betrouwbaarheidsinterval; n = aantal geldige meetdagen per meetcampagne en aantal geldige meetcampagnes voor de laatste rijen met de gemiddelden; „/” geeft aan dat er geen geldige emissieschatting beschikbaar was. VV = vleesvarkens; DZ = dragende zeugen ; KZ = kraamzeugen.

Tabel 13 Gemiddelde lachgasemissie, standaardfout van het gemiddelde (SE) en 95%-betrouwbaarheidsinterval (BI) voor de verschillende meetperioden op bedrijf 1.

Periode	Lachgasemissie - 40 m (kg uur ⁻¹)					Lachgasemissie - 75 m (kg uur ⁻¹)				
	Gemiddelde	SE	BI	n	p-waarde	Gemiddelde	SE	BI	n	p-waarde
februari (VV + DZ)	-0,0003	0,001	[-0,004; 0,003]	8	0,838	0,002	0,004	[-0,007, 0,011]	8	0,578
april (VV + DZ)	0,0113	0,001	[0,009; 0,014]	6	<0,001	0,018	0,007	[0,0001; 0,036]	6	0,050
mei (KZ)	-0,022	0,009	[-0,046; 0,001]	6	0,057	-0,063	0,023	[-0,121, -0,005]	6	0,038
juli (KZ)	-0,016	0,005	[-0,033; 0,001]	4	0,061	-0,011	0,007	[-0,040, 0,017]	3	0,228
september (VV + DZ)	0,013	0,003	[0,009; 0,017]	20	<0,001	0,012	0,002	[0,007; 0,017]	12	<0,001
november (KZ)	0,013	0,009	[-0,009; 0,034]	7	0,194	0,019	0,030	[-0,054; 0,091]	7	0,555

Opmerking: De waarden in de rijen met meetperioden zijn gemiddelde emissies op basis van dagelijkse gemiddelde emissies, waarbij de meetdag als experimentele eenheid wordt gebruikt.

De waarden in de rijen met gemiddelden zijn berekend op basis van gemiddelde emissies per periode, waarbij de meetperiode als experimentele eenheid wordt gebruikt.

De meetcampagne in april is uitgesloten van het gemiddelde „excl. april” omdat het mestverwijderingssysteem tijdens deze periode niet goed functioneerde.

SE = standaardfout van het gemiddelde; BI = 95%-betrouwbaarheidsinterval; n = aantal geldige meetdagen per meetcampagne en aantal geldige meetcampagnes voor de laatste rijen met de gemiddelden; „/” geeft aan dat er geen geldige emissieschatting beschikbaar was. VV = vleesvarkens; DZ = dragende zeugen ; KZ = kraamzeugen.

Tabel 14 Gemiddelde ammoniakemissie, standaardfout van het gemiddelde (SE) en 95%-betrouwbaarheidsinterval (BI) voor de verschillende meetperioden op bedrijf 2.

Periode	Ammoniakemissie - 40 m (kg uur ⁻¹)				Ammoniakemissie - 80 m (kg uur ⁻¹)			
	Gemiddelde	SE	BI	n	Gemiddelde	SE	BI	n
juli (VV & DZ)	0,027	0,018	[-0,020; 0,074]	6	0,024	0,034	[-0,063; 0,111]	6
september (KZ & VV & DZ)	0,052	0,021	[-0,015; 0,119]	4	0,011	0,038	[-0,109; 0,132]	4

Opmerking: De waarden zijn gemiddelde emissies op basis van dagelijkse gemiddelde emissies, waarbij de meetdag als experimentele eenheid wordt gebruikt.

SE = standaardfout van het gemiddelde; BI = 95%-betrouwbaarheidsinterval; n = experimentele eenheid (aantal geldige meetdagen);

VV = vleesvarkens; DZ = dragende zeugen ; KZ = kraamzeugen.

Tabel 15 Gemiddelde methaanemissie, standaardfout van het gemiddelde (SE) en 95%-betrouwbaarheidsinterval (BI) voor de verschillende meetperioden op bedrijf 2.

Periode	Methaanemissie - 40 m (kg uur ⁻¹)				Methaanemissie - 80 m (kg uur ⁻¹)			
	Gemiddelde	SE	BI	n	Gemiddelde	SE	BI	n
juli (VV & DZ)	0,115	0,033	[0,030; 0,200]	6	0,100	0,053	[-0,035; 0,235]	6
september (KZ & VV & DZ)	0,082	0,027	[-0,005; 0,168]	4	/	/	/	/

Opmerking: De waarden zijn gemiddelde emissiewaarden op basis van dagelijkse gemiddelde emissies, waarbij de meetdag als experimentele eenheid wordt gebruikt.

SE = standaardfout van het gemiddelde; BI = 95%-betrouwbaarheidsinterval; n = experimentele eenheid (aantal geldige meetdagen);

VV = vleesvarkens; DZ = dragende zeugen ; KZ = kraamzeugen.

Tabel 16 Reductiepercentage van het Zonvarken-concept ten opzichte van de jaarlijkse emissies van conventionele varkensstallen, gebaseerd op de metingen op bedrijf 1 (zie Bijlage VI voor de berekeningswijze).

Emissies	Emissie Zonvarken-concept (kg y ⁻¹)	Referentie-emissie (kg y ⁻¹)	Emissiereductie (%)
Ammoniakemissie	750	1938	61,3
Methaanemissie	1183	10815	89,1

3.4 Berekende broeikasgasemissies en global warming potential (GWP) reductie

De berekende totale broeikasgasemissies bedroegen 2,4 kg CO₂-eq per uur voor bedrijf 1 en 3,1 kg CO₂-eq per uur voor bedrijf 2, tegenover 14,1 kg CO₂-eq per uur voor het referentiesysteem (Tabel 17). Methaan leverde in alle gevallen de grootste bijdrage aan de totale broeikasgasemissie. De methaanemissie bedroeg 2,05 kg CO₂-eq per uur voor bedrijf 1 en 2,66 kg CO₂-eq per uur voor bedrijf 2, tegenover 11,7 kg CO₂-eq per uur voor het referentiesysteem. De berekende lachgasemissie bedroeg 0,14 kg CO₂-eq per uur voor beide Zonvarken-bedrijven en 0,40 kg CO₂-eq per uur voor het referentiesysteem. De emissies als gevolg van het energieverbruik bedroegen 0,20 kg CO₂-eq per uur voor bedrijf 1, 0,32 kg CO₂-eq per uur voor bedrijf 2 en 1,98 kg CO₂-eq per uur voor het referentiesysteem. Op basis van deze berekende vergelijking waren de totale broeikasgasemissies voor bedrijf 1 en bedrijf 2 respectievelijk ongeveer 83% en 78% lager dan de gebruikte referentiewaarde.

Tabel 17 Berekende broeikasgasemissies en -reducties van een (gesloten) Zonvarken-bedrijf met 50 zeugen met bijbehorende biggen en vleesvarkens, vergeleken met een (gesloten) referentiebedrijf met hetzelfde aantal dieren.

Parameter	Eenheid	Bedrijf 1	Bedrijf 2	Referentie
Methaanemissie (CH₄)				
Totale methaanemissie	kg CH ₄ /uur	0,076	0,10	0,43
Ammoniakemissie (NH₃)				
Totale ammoniakemissie	kg NH ₃ /uur	0,039	0,040	0,11
Lachgasemissie (N₂O)				
Directe emissie van N ₂ O	kg N ₂ O/uur	0,00	0,00	
Indirecte emissie van N ₂ O - NH ₃ / NO _x	kg N ₂ O /uur	0,0005	0,0005	0,0015
Indirecte emissie van N ₂ O - door uitspoeling	kg N ₂ O /uur	0,00	0,00	0,00
Totale lachgasemissie	kg N ₂ O /uur	0,0005	0,0005	0,0015
Energieverbruik				
Aardgas	m ³ /uur	0,00	0,00	0,32
Stroom - grijs	kWh/uur	0,00	0,00	2,28
Groene stroom	kWh/uur	1,48	2,63	0,00
Diesel	liter/uur	0,057	0,091	0,11
Emissies van energieverbruik				
Aardgas	kg CO ₂ /uur	0,00	0,00	0,19
Stroom (grijs)	kg CO ₂ /uur	0,00	0,00	1,44
Groene stroom	kg CO ₂ /uur	0,02	0,04	0,00
Diesel	kg CO ₂ /uur	0,18	0,28	0,35
Totale emissie - energieverbruik	kg CO ₂ /uur	0,20	0,32	1,98
Totale methaanemissie	kg CO ₂ -eq/uur	2,05	2,66	11,7
Totale lachgasemissie	kg CO ₂ -eq/uur	0,14	0,14	0,40
Totale emissie van energiegebruik	kg CO ₂ -eq/uur	0,20	0,32	1,98
Totale emissie van broeikasgassen	kg CO ₂ -eq/uur	2,4	3,1	14,1
Totale reductie van totale broeikasgasemissies	%	83%	78%	

4 Discussie

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste bevindingen besproken van de twee meetmethoden die in dit onderzoek zijn gebruikt. Het eerste deel richt zich op de lokale dynamische box-metingen, waaronder de kenmerken van urineplassen, ammoniakemissie uit individuele urineplassen, de effecten van het seizoen, de luchtsnelheid, de diercategorie en de locatie van de vloer (binnen – buiten), en emissies van bevulde oppervlakken en mestplaten. Het tweede deel bespreekt de emissies op bedrijfsniveau die zijn gemeten met de micro-meteorologische methode, waaronder NH_3 -, CH_4 - en N_2O -emissies, verschillen tussen meetlocaties en meetperioden, en de betrouwbaarheid van de methode onder veldomstandigheden. Het laatste deel bespreekt de implicaties van deze resultaten voor het Zonvarken-concept en bevat aanbevelingen voor emissiereductie, met name met betrekking tot mestgedrag, vloerbevuilding, mestafvoer en de scheiding van urine en feces.

4.1 Ammoniakemissie met lokale metingen

De lokale metingen werden gebruikt om beter inzicht te krijgen in waar de ammoniakemissie binnen de Zonvarken-hokken mogelijk vandaan komen en welke factoren deze emissies kunnen beïnvloeden. Deze metingen geven niet direct de totale emissie op bedrijfsniveau weer, maar ze bieden wel informatie over de belangrijkste emissieoppervlakken en -processen op hokniveau. In het Zonvarken-concept houdt de ammoniakemissie voornamelijk verband met de afzetting van urine op de dichte vloer in de uitloop en met de scheiding en afvoer van urine en feces op de platen van het mestverwijderingssysteem. Daarom richt de bespreking zich eerst op de chemische eigenschappen van urine, gevolgd door de ammoniakemissie uit individuele urineplassen, de invloed van omgevings- en management gerelateerde factoren, het bevuilingspatroon in de uitloop en de emissie vanaf de platen van het mestverwijderingssysteem.

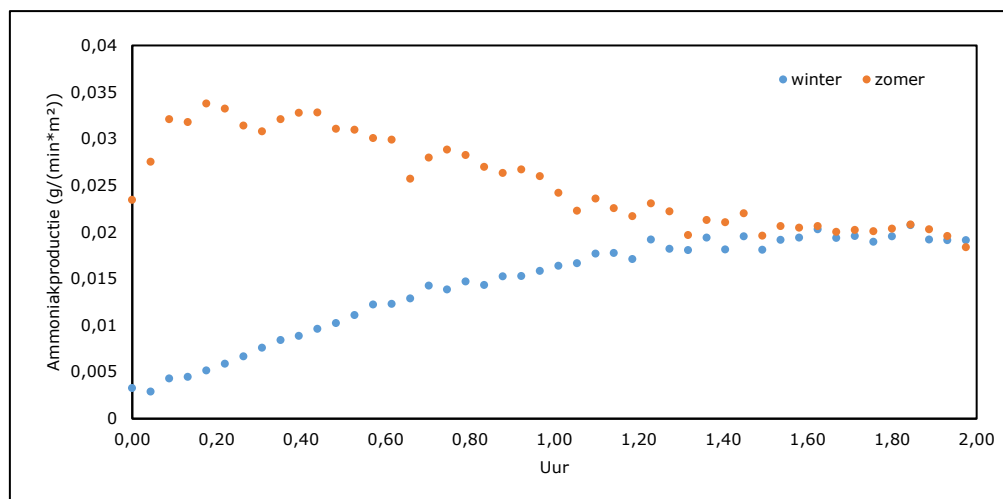
4.1.1 De chemische eigenschappen van urine

De eigenschappen van urine zijn van belang voor de mogelijke vorming en vervluchtiging van ammoniak uit verse urineplassen. Ureum-N vormt het belangrijkste substraat voor ammoniakvorming na ureumhydrolyse, terwijl de pH-waarde van de urine van invloed is op het aandeel van de totale ammoniakstikstofconcentratie ($\text{NH}_4\text{-N}$) dat aanwezig is als vluchtig ammoniak. In dit onderzoek werden duidelijke verschillen in de samenstelling van de urine waargenomen tussen diercategorieën en seizoenen. Dragende zeugen hadden de hoogste ureum-N-concentraties, met name in de winter (ongeveer 10 g/kg). Vleesvarkens vertoonden in beide seizoenen aanzienlijk lagere concentraties (ongeveer 2 g/kg), terwijl de concentraties bij kraamzeugen tussen die van dragende zeugen en vleesvarkens lagen. Dit patroon verklaart waarom urineplassen van dragende zeugen het hoogste ammoniakemissiepotentieel hadden, terwijl urineplassen van vleesvarkens relatief lage emissies vertoonden.

De samenstelling van de urine, met name de ureum- en $\text{NH}_4\text{-N}$ -concentraties, van de vleesvarkens in het Zonvarken-concept was laag in vergelijking met de waarden die zijn gerapporteerd bij conventionele stallen met gedeeltelijke roostervloeren. In Aarnink and Elzing (1998) bedroeg de ureumconcentratie in verse urine van opgroeiende varkens ongeveer 14,0–14,9 g/kg, wat overeenkomt met ongeveer 6,5–7,0 g ureum-N/kg. Aarnink et al. (2018) rapporteerden eveneens hogere potentiële $\text{NH}_4\text{-N}$ concentraties – bestaande uit ureum-N plus $\text{NH}_4\text{-N}$ – in verse urine van vleesvarkens dan de waarden die in de huidige studie bij vleesvarkens werden gemeten. Naast de lage ureum-N concentratie kan de lage urine-pH die in de zomer bij vleesvarkens werd gemeten, het aandeel TAN dat na ureumhydrolyse als vluchtig NH_3 aanwezig is, verder hebben verminderd. De lage ammoniakemissie uit urineplassen van vleesvarkens kunnen daarom waarschijnlijk worden toegeschreven aan zowel de beperkte beschikbaarheid van ureumstikstof (ureum-N) als de relatief lage pH van de urine.

De voersamenstelling verklaart deze urinekarakteristieken slechts gedeeltelijk. De relatief lage ureum-N concentratie en lage pH van de urine van de vleesvarkens kunnen niet uitsluitend worden toegeschreven aan een strategie met een verlaagd eiwitgehalte in het voer, aangezien de gehalten aan ruw eiwit en stikstof in de zomerrantsoenen niet lager waren. Op Bedrijf 1 steeg het ruw eiwit van 161 g/kg in februari tot 168 g/kg in augustus, en steeg het stikstofgehalte van 25,8 tot 26,9 g/kg. In vergelijking met de voersamenstellingen die zijn gerapporteerd door Booijen et al. (2023), bevatten de Zonvarken-voeders relatief veel ruw eiwit en meer circulaire bijproducten, zoals broodmeel, moutspruiten, knäckebrödmee, koolzaadvlokken, bietenpulp en aardappelwit. De invloed hiervan op de urinesamenstelling hangt mogelijk meer samen met de mineralenbalans, de elektrolytenbalans in het voer en de zuur-base-eigenschappen. Zo vertoonden de voederformules voor vleesvarkens op Bedrijf 1 een lagere elektrolytenbalans in het voer, namelijk 148 meq/kg, vergeleken met 247 meq/kg voor het voer voor dragende zeugen in augustus. Deze lagere dEB kan bijdragen aan een lagere pH-waarde van de urine, omdat diëten met een lagere elektrolytenbalans de zuurbelasting via de voeding kunnen verhogen en de zuuruitscheiding in de urine kunnen vergroten. Dit komt overeen met resultaten van Le Dinh et al. (2022), die aantoonde dat het verlagen van het ruw eiwitgehalte vooral de stikstofuitscheiding en de ammoniakemissie verminderde, terwijl verzurende diëten vooral de pH-waarde van verse urine verlaagden. Het ruw eiwitgehalte in varkensvoer kan worden verlaagd door optimalisatie van de aminozuurvoorziening met synthetische aminozuren en het concept van het 'ideale eiwit'. Uit zowel Nederlandse als internationale studies blijkt consequent dat een verlaging van het ruw eiwit leidt tot een significante reductie van de ammoniakemissie, met een gemiddelde reductie van circa 10% per 10 g/kg verlaging bij vleesvarkens (Canh et al., 1998; Cappelaere et al., 2021). Daarnaast kan ammoniakemissie worden beperkt door toevoeging van benzoëzuur aan het voer. Benzoëzuur verlaagt de pH van urine en mest via omzetting naar hippuursuur, waardoor ammoniakvorming afneemt. Studies laten zien dat toevoeging van 1% benzoëzuur gemiddeld leidt tot een ammoniakemissiereductie van circa 15%, met variatie tussen 3,6% en 40% (Aarnink et al., 2008; Giner Santonja et al., 2017). Het verlagerende effect van benzoëzuur is met name goed onderbouwd voor vleesvarkens. Voor zeugen en biggen is aanvullend onderzoek nodig om de effectiviteit en toepasbaarheid verder te onderbouwen (Sefeedpari et al., 2026).

De samenstelling van de urine alleen was echter niet bepalend voor de gemeten emissie tijdens de 2 uur durende box-metingen. Hoewel dragende zeugen in de winter hogere ureum-N-concentraties hadden dan in de zomer, vertoonden hun gemeten emissies geen duidelijk seizoensgebonden verschil. Dit kan worden verklaard door verschillen in het tijdsverloop van de ammoniakproductie. In de winter nam de ammoniakproductie uit urineplassen van dragende zeugen geleidelijk toe in de loop van de tijd, terwijl deze in de zomer in de vroege fase snel toenam en daarna afnam (Figuur 22). Wanneer de emissies over de volledige periode van 2 uur worden gemiddeld, worden de piek in de vroege zomer en de langzamere toename in de winter gedeeltelijk uitgemiddeld, waardoor het seizoensgebonden verschil kleiner wordt. Dit geeft aan dat de gemeten ammoniakemissie niet alleen werd bepaald door de initiële samenstelling van de urine, maar ook door de kinetika van de ureumhydrolyse en de ammoniakoverdracht van het vloeistofoppervlak naar de lucht, die worden beïnvloed door temperatuur, luchtsnelheid, urease-activiteit en vloeromstandigheden.



Figuur 22 Ammoniakproductie uit urine in de uitloop bij dragende zeugen bij een luchtsnelheid van 0,1 m/s in de zomer en winter als voorbeeld.

4.1.2 Cumulatieve ammoniakemissie uit de afzonderlijke urineplassen

De cumulatieve ammoniakemissie uit individuele urineplassen gedurende de 2-uur durende box-metingen verschilden duidelijk tussen diercategorieën, seizoenen en vloertypen (Figuur 12). Dragende zeugen vertoonden de hoogste waarden, vooral in de winter, met cumulatieve emissies van 3,66 g/m² voor urineplassen op de vloer binnen en 2,40 g/m² voor de uitloop. Ter vergelijking vertoonden vleesvarkens veel lagere waarden, variërend van 0,22 tot 0,67 g/m², ongeacht het seizoen en het vloertype. De emissies van kraamzeugen lagen hier tussenin, met waarden tussen 0,39 en 1,07 g m⁻². Deze resultaten geven aan dat het emissiepotentieel van een enkele urineplas veel hoger was voor dragende zeugen dan voor vleesvarkens en kraamzeugen. Dit patroon kwam deels overeen met de oorspronkelijke urinesamenstelling. De verse urine van dragende zeugen in de winter had de hoogste ureum-N-concentratie van alle gemeten groepen (Figuur 10).

De dicht vloer van de uitloop vertoonden in sommige gevallen een vergelijkbare of zelfs hogere urease-activiteit dan de vloer binnen, terwijl de cumulatieve emissie daar lager was, met name in de winter. Dit hield waarschijnlijk verband met de lagere buitentemperaturen. Tijdens de winterperiode lagen de buitentemperaturen ongeveer 3–5 °C lager dan de binnentemperaturen, wat mogelijk heeft geleid tot een vertraging van de ureumhydrolyse en een afname van de ammoniakvervluchtiging (Aarnink et al., 2016). De cumulatieve emissie van een individuele urineplas dient daarom te worden beschouwd als het resultaat van een samenspel van factoren, waaronder de initiële ureum-N-concentratie en de pH van de urine, de urease-activiteit van het vloeroppervlak, de temperatuur, de luchtsnelheid en het type vloer (vloer_binnen_buiten) gedurende de eerste twee uur na het urineren.

Opgemerkt moet worden dat de cumulatieve ammoniakemissie die op basis van individuele urineplassen wordt bepaald, mogelijk niet de volledige ruimtelijke en temporele variabiliteit van het emissieproces weergeven. De metingen beschrijven de emissie binnen een periode van twee uur, terwijl het emissiepotentieel na deze periode onzeker blijft. Daarom kunnen de cumulatieve ammoniakemissie voornamelijk wordt gebruikt voor een relatieve vergelijking tussen diercategorieën, seizoenen en vloertypen. Voor de berekening van emissies op hokniveau zijn aanvullende simulaties nodig waarin onder andere rekening wordt gehouden met het uitscheidingsgedrag van varkens, de vervanging van urineplassen en dynamische variaties in het stalklimaat.

4.1.3 Invloed van omgevingsfactoren en diercategorie op ammoniakemissie uit urineplassen

De resultaten van de ANOVA-analyse van vier factoren toonden aan dat de ammoniakemissie werd beïnvloed door het seizoen, de luchtsnelheid en de diercategorieën, terwijl de invloed van de locatie van de vloer (binnen vs. buiten) niet uniform is, maar sterk afhangt van het seizoen en de diercategorie.

De luchtsnelheid bleek een zeer significant effect te hebben ($p < 0,001$), en hogere luchtsnelheden leidden tot hogere ammoniakemissie. Dit komt overeen met eerdere studies. Een toenemende luchtsnelheid vermindert de dikte van de grenslaag dicht bij het oppervlak en verhoogt de massatransfercoëfficiënt, waardoor meer ammoniakgas vanuit het vloeistofoppervlak in de lucht terecht (Rong et al., 2009). De invloed van de luchtsnelheid op de gemeten ammoniakemissie bij metingen in de dynamische box onderstreept het belang van een nauwkeurige monitoring van de luchtsnelheid, met name bij metingen in de buitenlucht. Buitenhokken zijn open systemen waar de windsnelheid en -richting op korte tijdschalen fluctueren, wat verschilt van de stabiele luchtbeweging in binnenhuisvesting (Yi et al., 2020). In de praktijk wordt aanbevolen om sensoren met een hogere nauwkeurigheid te gebruiken, bijvoorbeeld 3D-ultrasone anemometers, of om de luchtstroom te simuleren met luchtstromingsmodellen (CFD) om de effecten van de indeling van de hokken en de oppervlakteruwheid op de windprofielen dicht bij de grond vast te leggen (Bjerg et al., 2013).

Ook diercategorie had een significant effect op de gemeten ammoniakemissie, wat wijst op grote verschillen tussen vleesvarkens, kraamzeugen en dragende zeugen. In vertoonden dragende zeugen in de winter de hoogste ureum-N concentratie, ongeveer 10 g/kg, terwijl vleesvarkens in beide seizoenen veel lagere waarden hadden, namelijk ongeveer 2 g/kg. Kraamzeugen bevonden zich in het midden, met ureum-N-concentraties van ongeveer 4–5 g/kg in de winter en ongeveer 3 g/kg in de zomer. Aangezien ureum-N het belangrijkste substraat is dat na ureumhydrolyse kan worden omgezet in TAN, vormt een hogere ureum-N concentratie een grotere potentiële ammoniakbron. De verschillen in ureum-N concentratie tussen de verschillende diercategorieën kunnen verband houden met verschillen in voeropname, voersamenstelling en stikstofbenutting (Aarnink & Ogink, 2007; Le Dinh et al., 2022). Een hogere voeropname of een hoger ruw eiwitgehalte in het voer verhoogt de stikstofopname (Gatel & Grosjean, 1992). Als er meer eiwit wordt verstrekt dan nodig is, wordt het overtollige stikstof voornamelijk als ureum via de urine uitgescheiden, wat leidt tot een grotere potentiële ammoniakbron zodra het ureum wordt gehydrolyseerd. De hoge ureum-N concentratie in de urine van dragende zeugen kan niet direct worden verklaard door het ruw-eiwitgehalte, omdat het ruw-eiwitgehalte in het voer voor dragende zeugen lager was dan voor vleesvarkens en kraamzeugen (Bijlage I). Dragende zeugen hebben echter een relatief lage N-retentie ten opzichte van de andere twee categorieën, waardoor de N-uitscheiding toch hoger kan zijn. Daarnaast speelt ook de wateropname een rol in de ureum-N concentraties. Een relatief lage wateropname kan ook zorgen voor hogere ureum-N concentraties in de urine. De wateropname is echter in dit onderzoek niet gemeten. Naast de ureum-N-concentratie heeft ook de pH-waarde van de urine invloed op de ammoniakproductie. De lage pH-waarde die in de zomer in de urine van vleesvarkens werd gemeten, zal het aandeel van TAN dat als vluchtig NH_3 aanwezig is, hebben verminderd, wat bij zal hebben gedragen aan hun lagere ammoniakemissie (Halas et al., 2010). Hoewel de reden voor deze lage pH onduidelijk blijft, wijzen deze resultaten erop dat het effect van de diercategorie op de ammoniakemissie verband hield met zowel de hoeveelheid ureum-N die beschikbaar was voor hydrolyse als de pH van de urine.

In deze studie was het seizoeneffect relatief klein in vergelijking met de effecten van luchtsnelheid en diercategorie. Het seizoen vertegenwoordigde voornamelijk het verschil tussen de meetomstandigheden in de winter en de zomer, waarbij temperatuur een belangrijke factor was. Over het algemeen kan een hogere temperatuur de vorming en vervluchtiging van ammoniak bevorderen, omdat een groter deel van de TAN als NH_3 aanwezig is en de massaoverdracht van het vloeistofoppervlak naar de lucht wordt versterkt (Sommer et al., 2009). In dit onderzoek is het seizoeneffect echter een gecombineerd winter-zomereffect en niet zozeer een afzonderlijk temperatuureffect. Zowel de temperatuur als de luchtsnelheid kunnen de ammoniakproductie op twee manieren beïnvloeden. Een hogere temperatuur en een sterkere luchtbeweging kunnen de aanvankelijke ammoniakproductie uit een verse urineplas verhogen. Tegelijkertijd kunnen ze ook de verdamping en het opdrogen van de plas versnellen. Als gevolg hiervan kunnen de emissies in het begin hoger zijn, maar kan de emissieperiode korter worden wanneer de plas opdroogt of wanneer het grootste deel van de beschikbare ureum-N is omgezet en vrijgekomen. Als urineplassen niet worden vervangen door

nieuwe urine, kan het uiteindelijke cumulatieve emissieverschil na een langere periode kleiner worden. Dit kan gedeeltelijk verklaren waarom het verschil tussen zomer en winter minder duidelijk werd toen de emissies werden gemiddeld over de meetperiode van 2 uur. Het sterke effect van de luchtsnelheid is ook relevant voor het Zonvarken-concept, omdat de belangrijkste ammoniakemissie naar verwachting afkomstig is van urineplassen en bevulde plekken op de dichte vloer van de uitloop. Deze oppervlakken worden rechtstreeks blootgesteld aan luchtbeweging. Daarentegen worden emissies van onder de roostervloer waarschijnlijk minder direct beïnvloed door de windsnelheid, omdat het mestverwijderingssysteem gedeeltelijk beschut ligt onder de roosters. Daarom geven de metingen met de dynamische box voornamelijk de gevoeligheid weer van blootliggende urineplassen op de dichte vloer voor luchtsnelheid, temperatuur en droogomstandigheden.

De locatie van de vloer (binnen-buiten) vertoonde geen significant hoofdeffect op de ammoniakemissie. De vloeren in de stal produceerden niet consequent hogere of lagere emissies dan vloeren in de uitloop. Dit patroon werd ondersteund door de resultaten van de urease activiteit (Figuur 7). Hoewel vloeren in de uitloop soms een hogere urease-activiteit vertoonden dan vloeren binnen, bedroegen de verschillen tussen binnen en buiten doorgaans slechts ongeveer 0,1–0,3 g/(m²·h), terwijl de verschillen tussen de verschillende categorieën dieren groter waren. Zo lag de urease-activiteit bij vleesvarkens en kraamzeugen over het algemeen rond de 0,8–1,1 g/(m²·h), maar steeg deze tot ongeveer 1,2–2,0 g/(m²·h) bij dragende zeugen. De variatie tussen de verschillende diercategorieën was dus groter dan het algemene verschil tussen binnen- en buitenvloeren.

4.1.4 Patronen van mestgedrag van varkens

De patronen in het urineergedrag varieerden per diercategorie en, in mindere mate, tussen de seizoenen. Op stalniveau hangt de ammoniakemissie af van waar de urine terecht komt en hoe deze zich op het oppervlak gedraagt. Wanneer er op de dichte vloer wordt geplast, verspreidt de urine zich doorgaans en vormt een dun maar groot emissieoppervlak, waardoor de ammoniakemissie toeneemt. Het herhaaldelijk urineren op dezelfde plekken kan het bevulde oppervlak continu vernieuwen, waardoor de emissie in de tijd hoog blijft in plaats van dat de urineplassen de kans krijgen om te verdampen en op te drogen.

In dit onderzoek verschilden de urineerpatronen minder tussen de seizoenen, maar grotendeels tussen de verschillende diercategorieën. De inrichting van de uitloop is hiervoor wellicht de belangrijkste reden. Eerder onderzoek heeft laten zien dat de luchtsnelheid in de uitloop hoger kan zijn dan in reguliere stallen, wat mogelijk kan leiden tot hogere ammoniakemissies (Aarnink et al., 2015). Alle diercategorieën gebruikten de uitloop voornamelijk als mestplaats en hielden de vloeren binnen in beide seizoenen doorgaans schoon. De nauwelijks of niet waargenomen vervuiling van de vloer in de binnenruimte zou beïnvloed kunnen zijn door het sedumdak, wat kan bijdragen aan een betere temperatuurregeling in de stal en daardoor mogelijk leiden tot een beter mestgedrag in de binnenruimte. Het verschil tussen de seizoenen wat betreft de locatie van het urineren was klein. De verschillen tussen de diercategorieën houden mogelijk verband met zowel gedrag als fysieke conditie. In vergelijking met vleesvarkens zijn zeugen zwaarder en mogelijk minder geneigd om op (metalen) roostervloeren te lopen of te staan, wat oncomfortabel kan zijn voor de ledematen en het urineren op de roostervloer kan ontmoedigen (Devillers et al., 2019; Devillers et al., 2020). Daarnaast ligt de buitengelegen dichte vloer al ver verwijderd van het geprefereerde liggebied (Nannoni et al., 2020), waardoor deze een geschikt alternatief vormt als excretiegebied. In tegenstelling tot zeugen kunnen vleesvarkens roostervloeren beter verdragen en deze daardoor consistent gebruiken als excretieplaats. De hokken van vleesvarkens waren drukker bezet dan hokken met zeugen, waardoor dieren vaker urineren op de relatief rustige zones van de roostervloer. Ook verschillen in urinevolume kunnen de waargenomen ruimtelijke verdeling beïnvloeden. In onze studie was het urinevolume per urinelozing bij zeugen aanzienlijk groter dan bij vleesvarkens (1 tot 1,5 liter versus 0,3 tot 0,5 liter). Hierdoor kon één urinelozing van een zeug zich over een groter vloeroppervlak verspreiden. Het ruimtelijke patroon werd daarom voornamelijk bepaald door de gekozen urineer locatie, terwijl het urinevolume vooral de grootte van het vervuilde oppervlak na elke urinelozing beïnvloedde.

Het vervuilde gebied in de uitloop met dichte vloer geeft weer hoeveel van het oppervlak in de loop van de tijd nat en vervuild blijft, wat het effectieve emissiegebied van ammoniak aangeeft. De natte en vervuilde oppervlakken bevatten meer urease en actieve micro-organismen, die de hydrolyse van ureum tot TAN (Hao

et al., 2019). Een groter vervuild gebied betekent dat een groter deel van het vloeroppervlak herhaaldelijk met urine wordt bedekt, waardoor het oppervlak waar ammoniak vrijkomt toeneemt. Het waargenomen vervuilde gebied hangt echter niet alleen af van waar varkens urineren, maar ook van hoe lang urineplassen op de vloer blijven liggen en of ze worden vervangen door nieuwe urine. Het seizoen kan deze processen op tegengestelde manieren beïnvloeden. In de zomer kan een hogere temperatuur de aanvankelijke ammoniakemissie uit verse urineplassen verhogen, maar snellere verdamping en droging kunnen de levensduur van de plassen verkorten aangezien alle urine vervolgens verdampt. In de winter kunnen urineplassen langer nat blijven, maar de emissiesnelheid is lager vanwege de lagere temperatuur. Daarom kunnen een korte levensduur met een hoge emissiesnelheid in de zomer en een langere levensduur met een lagere emissiesnelheid in de winter elkaar gedeeltelijk compenseren. Dit kan verklaren waarom het seizoensgebonden verschil in vervuild oppervlak of cumulatieve emissie niet altijd duidelijk was. Om deze reden moet bij het interpreteren of modelleren van ammoniakemissie vanaf de uitloop rekening worden gehouden met verdamping, de levensduur van een plas en de vervanging van oude plassen door nieuwe.

Over het geheel genomen benadrukt het contrast tussen de ruimtelijke verspreiding van urineplassen en het bevuilde oppervlak de noodzaak om rekening te houden met het urinevolume, de vervanging van urineplassen en de invloed van verdamping op het proces van ammoniakvervluchtiging in de uitloop. Hiermee moet niet alleen bij directe metingen rekening worden gehouden, maar ook bij het opstellen van modellen b.v. mechanistische modellen. Bovendien is er tijdens onze metingen op de meetdagen enige regen gevallen. Hoewel het op meerdere dagen regende, werd de dichte vloer bij de buitenhokken beschermd door het dak en leek deze niet beïnvloed door regen. De mogelijke invloed van andere waterbronnen moet echter worden beschouwd als een beperking van de camera-visietechnieken.

4.1.5 Ammoniakemissie van de mestplaten

De ammoniakemissie van mestplaten was in de winter vrijwel nul en in de zomer laag. De lage emissies tonen aan dat de scheiding van urine en feces werkt zoals verwacht wat betreft het verminderen van ammoniakemissie. In de praktijk werd doorgaans één baan per dag gereinigd, waardoor een volledige cyclus ongeveer drie tot vier dagen duurde. Ondanks deze reinigingsfrequentie bleef de gemeten ammoniakemissie van de mestplaten laag. Een hogere reinigingsfrequentie kan de verblijftijd van mest op de platen mogelijk verder verkorten, maar zal ook leiden tot een hoger energieverbruik. Soortgelijke resultaten werden waargenomen in enkele eerdere studies naar mestbandsystemen die urine en feces bij de bron scheiden. Koger et al. (2014) pasten de mestband toe in varkensstallen en bereikten $1,0 \pm 0,2 \text{ kg y}^{-1} \text{varken}^{-1}$ tijdens de opfokperiodes, wat relatief lager was dan de emissieniveaus van $3,7 \text{ kg NH}_3 \text{ y}^{-1} \text{varken}^{-1}$ bij standaard varkenshuisvestingssystemen. Ahn et al. (2025) evalueerden verschillende mestafvoersystemen en stelden vast dat bandsystemen een vermindering van de ammoniakemissie met 91,7% realiseerden. Predicala et al. (2007) constateerden echter dat het bandsysteem de ammoniak- en geuremissies niet significant verminderde. Deze bevindingen wijzen erop dat het potentieel voor ammoniakvermindering door het scheiden van feces en urine kan worden beïnvloed door het ontwerp van het mestverwijderingssysteem en de inrichting van de hokken. In Aarnink and Ogink (2007) werd de prestatie van het bandsysteem bij de scheiding van urine en feces en de reductie van ammoniak onderzocht. Zij stelden vast dat de gescheiden urine nauwelijks verontreinigd was met feces, terwijl de feces in hoge mate verontreinigd waren met urine. Op basis hiervan werd geconcludeerd dat verder onderzoek nodig is naar mestplaten die een effectievere scheiding tussen feces en urine mogelijk maken.

4.2 Emissies volgens de micro-meteorologische methode

4.2.1 Ammoniakemissie

De met de micro-meteorologische methode geschatte NH_3 -emissies vertoonden duidelijke variaties tussen meetperioden en meetlocaties. Deze variaties hielden verband met zowel bedrijf gerelateerde factoren, zoals de productiefase en de werking van het mestverwijderingssysteem, als met meetomstandigheden, waaronder atmosferische stabiliteit, de configuratie van de bemonsteringsleidingen en klimatologische omstandigheden.

Op bedrijf 1 werden de NH₃-emissie sterk beïnvloed door de productiefase en de bedrijfsomstandigheden. Periodes met vleesvarkens en dragende zeugen vertoonden over het algemeen hogere en meer variabele emissies dan periodes met kraamzeugen. Dit patroon komt overeen met een hogere totale stikstofuitscheiding en een grotere mestproductie bij vleesvarkens in vergelijking met kraamzeugen (Rigolot et al., 2010; Van der Peet-Schwering et al., 1999). Op bedrijfsniveau waren er tijdens de vleesvarkens en dragende zeugen-perioden ook meer dieren aanwezig, en individuele urineplassen van dragende zeugen vertoonden de hoogste cumulatieve NH₃-emissie in de lokale metingen. Bovendien droeg de sterke temperatuurafhankelijkheid van de NH₃-vervluchtiging waarschijnlijk bij aan de seizoensgebonden verschillen, met hogere emissies tijdens warmere maanden en lagere emissies in februari, in overeenstemming met vastgestelde verbanden tussen temperatuur en NH₃-emissie (Sommer et al., 2009).

De uitzonderlijk hoge en variabele NH₃-emissie die in april werden waargenomen, vielen samen met een defect mestverwijderingssysteem, wat erop wijst dat de micro-meteorologische methode gevoelig was voor kortstondige operationele verstoringen. Soortgelijke sterke stijgingen van de NH₃-emissie tijdens storingen in het mestverwijderingssysteem of bij blootstelling aan drijfmest zijn gemeld in gecontroleerde stal- en veldstudies (Koerkamp et al., 1998).

Op basis van de resultaten laten de gemeten NH₃-emissie van Zonvarken-concept aanzienlijk lagere waarden zien dan de referentie-emissies van conventionele varkensstallen gedurende verschillende productiecycli, met gemiddelde reducties van ongeveer 61,3% (exclusief april). Deze reducties zijn vergelijkbaar met die welke zijn gerapporteerd voor emissiearme stalsystemen, waaronder systemen met frequente mestverwijdering door spoelen (Booijen et al., 2023; Sefeedpari, Wagenveld, et al., 2024), en de frequente mestverwijdering via een mestschuif en de scheiding van urine en feces onder de roostervloer, waarbij urine continu wordt afgevoerd via een hellende vloer en een mestgoot en feces regelmatig worden weggeschoven (Hertogh et al., 2025). De NH₃-emissies die tijdens de twee meetperiodes op bedrijf 2 werden gemeten, lagen in een vergelijkbaar bereik als de emissies op bedrijf 1.

De micro-meteorologische methode met bLS-modellering bleek de hoogste temporele resolutie en gevoeligheid te bieden in vergelijking met andere methoden, zoals windtunnel- of dynamische-boxmetingen, bij metingen van de emissies bij aanwending van mest in het veld (Ni et al., 2015). Dit onderstreept ook het belang van continue monitoring (metingen gedurende langere perioden), aangezien incidentele gebeurtenissen onevenredig veel kunnen bijdragen aan de cumulatieve emissies. De micro-meteorologische methode met bLS-modellering maakte het mogelijk om emissies op bedrijfsniveau onder natuurlijke veldomstandigheden te meten, zonder de huisvestingsomgeving te verstoren. In vergelijking met lokale methoden, zoals metingen met een windtunnel of een dynamische box, is deze aanpak beter geschikt om emissies op bedrijfsniveau te kwantificeren (Ni et al., 2015; Sommer & Misselbrook, 2016). De gemeten emissies zijn echter alleen representatief voor de meteorologische omstandigheden waaronder geldige metingen konden worden verkregen. Daarom wordt aanbevolen om voldoende metingen uit te voeren onder verschillende weersomstandigheden om met de micro-meteorologische methode betrouwbare jaarlijkse emissieschattingen te verkrijgen.

4.2.2 Methaanemissie

Op basis van de resultaten laten de gemeten CH₄-emissie van Zonvarken-concept aanzienlijk lagere waarden zien dan de referentie-emissies van conventionele varkensstallen gedurende verschillende productiecycli, met gemiddelde reducties van 89,1% (exclusief april). De gemeten methaanemissie was beduidend lager dan de referentiewaarden uit de literatuur en lagen binnen de bandbreedte van emissiearme reguliere systemen (80–90% reductie), zoals gerapporteerd voor dagontmestingssystemen en frequente (meerdere keren per dag) mestverwijderingssystemen (Booijen et al., 2023; Hertogh et al., 2025; Sefeedpari et al., 2025; Sefeedpari, Wagenveld, et al., 2024). Deze emissiearme systemen beperken de anaerobe methaanproductie en/of -emissie door snelle afvoer van mest naar externe opslag, waardoor omstandigheden die methaanvorming bevorderen worden verminderd of voorkomen. De resterende methaanemissie (ongeveer 10%) zijn naar verwachting afkomstig van de dieren zelf. Op bedrijf 1 is de gemiddelde CH₄-emissie tijdens de kraamzeugen-periode iets hoger dan tijdens de productiefase met vleesvarkens en dragende zeugen. Dit wordt echter voornamelijk veroorzaakt door de hoge waarde in juli op

40 m en de hoge waarde in november op 75 m en lijkt daarom niet te moeten worden beschouwd als een effect van de productiefase (Tabel 12).

De CH₄-emissies varieerden ook tussen de meetperioden, maar deze variatie was minder uitgesproken dan bij NH₃. Dit kan worden verklaard doordat CH₄-emissies vooral samenhangen met enterische fermentatie en anaerobe afbraak van mest, en daardoor worden beïnvloed door dieraantal, lichaamsgewicht, productiefase en mestophoping, in plaats van alleen door korte termijn veranderingen in de mestverwerking. Dit sluit ook aan bij het ontwerp van het Zonvarken-concept, waarbij urine en feces worden gescheiden en mest regelmatig wordt afgevoerd, waardoor de anaerobe methaanvorming uit opgeslagen mest binnen het huisvestingssysteem wordt beperkt.

De grotere variabiliteit die werd waargenomen bij de bemonsteringslijn op 75-80 m in vergelijking met die op 40 m komt overeen met een toegenomen atmosferische verspreiding en verdunning van de emissiepluim op grotere afstanden. Soortgelijke afstand gerelateerde toenames in variabiliteit zijn gerapporteerd in studies naar toepassing van deze methode bij veehouderijbedrijven (Flesch et al., 2005; Gao et al., 2010) .

De consistente CH₄-reducties op beide bedrijven tonen aan dat het systeem effectief en gunstig is voor de methaanreductie. Variaties in methaanemissie, met name emissiepieken, kunnen worden veroorzaakt door het meetsysteem, temperatuurveranderingen of managementmaatregelen. Dit benadrukt het belang van hoge temporele resolutie tijdens of langdurige metingen om deze pieken nauwkeurig vast te leggen. Een onzekerheidsanalyse voor de micro-meteorologische methode voor melkveebedrijven suggereerde een meetduur van ten minste 10 dagen om betrouwbare emissiegegevens te verkrijgen, afhankelijk van het gegevensverlies door kwaliteitsfiltering, instrumentstoringen en ongeschikte meteorologische omstandigheden (Bühler et al., 2021). Door de meetlijnen benedenwinds van de stal te plaatsen in de richting van de meest voorkomende zuidwestenwind, nam de kans toe dat de emissiepluim tijdens de meetperioden werd opgevangen. Hierdoor konden binnen de relatief korte meetcampagnes meer geldige meetintervallen worden verkregen. De gegevens moesten echter nog steeds worden gefilterd op basis van windrichting en atmosferische omstandigheden.

4.2.3 Lachgas emissie

De emissie van lachgas (N₂O) was over het algemeen laag en lag op beide locaties dicht bij nul, wat erop wijst dat N₂O-emissie in deze systemen slechts in zeer geringe mate bijdraagt aan de emissie van broeikasgassen. Dit komt overeen met eerdere studies in varkensstallen en de opslag van vloeibare mest (Petersen et al., 2013).

4.2.4 Nauwkeurigheid van micro-meteorologische technieken

De recovery tests met tracergas toonden over het algemeen een goede overeenstemming aan tussen de vrijgekomen en teruggewonnen fluxen, met gemiddelde recovery van 84,1% op 40 m en 71,7% op 75 m bij bedrijf 1. Deze waarden vallen binnen het verwachte bereik voor veldgebaseerde micro-meteorologische en inverse dispersiemetingen, waarbij de recovery sterk wordt beïnvloed door atmosferische stabiliteit, variabiliteit in windrichting en meanderende pluim (Bühler et al., 2021)

De lager gemiddelde recovery op 75-80 m komt overeen met een grotere verdunning van de pluim en een grotere gevoeligheid voor heterogeniteit in het windveld op grotere afstanden van de bron. Eerdere validatiestudies hebben over het algemeen hoge recovery aangetoond voor micro-meteorologische en inverse verspreidingstechnieken onder gecontroleerde of relatief eenvoudige bronconfiguraties. De vergelijking met Gao et al. (2010), die onder gecontroleerde omstandigheden een recovery van bijna 100% rapporteerden, benadrukt bijvoorbeeld dat er onder praktische landbouwomstandigheden met complexe brongeometrieën en variabele meteorologische omstandigheden enigszins lagere recovery percentages te verwachten zijn. Ro et al. (2011) rapporteerden een recovery dat dicht bij de 100% lag (98%) met behulp van de backward Lagrangian Stochastic (bLS)-benadering, terwijl McBain and Desjardins (2005) een iets hoger recovery (106%) behaalden.

Andere studies hebben een grotere spreiding in recovery gerapporteerd wanneer er aanvullende emissiebronnen of complexere omstandigheden aanwezig waren. McGinn et al. (2006) constateerden bijvoorbeeld een recovery van 86% voor CH₄ en 100% voor SF₆ tijdens tracer emissies uit puntbronnen bij een melkveebedrijf. De lagere recovery van CH₄ werd toegeschreven aan interferentie door achtergrondemissies van vee, wat illustreert hoe gebiedsbronnen de recovery onder praktische landbouwomstandigheden kunnen verstoren. Flesch et al. (2004) rapporteerden eveneens recovery percentages die iets boven de 100% lagen (102%) bij gebruik van open-path lasermetingen in gecontroleerde lozingsexperimenten. Op basis van een synthese van meerdere studies concludeerden Harper et al. (2010) dat de typische nauwkeurigheid van bLS in de orde van grootte van $100 \pm 10\%$ ligt.

In tegenstelling tot veel eerdere studies, die zijn uitgevoerd onder relatief gecontroleerde omstandigheden of met eenvoudigere brongeometrieën, werd de huidige studie uitgevoerd op commerciële varkensbedrijven met uitlopen en complexe bronconfiguraties. Dergelijke systemen vertegenwoordigen ruimtelijk verspreide emissiebronnen en worden beïnvloed door variabele terreinomstandigheden, effecten van gebouwen en andere emissiebronnen in de omgeving van de emissiebron. Onder deze meer uitdagende en realistische omstandigheden waren de waargenomen recovery percentages van het tracer-gas (gemiddeld 71%–84%, afhankelijk van de bemonsteringsafstand) lager dan die welke doorgaans in gecontroleerde validatie-experimenten worden gerapporteerd. Deze afname in recovery is daarom consistent met de grotere complexiteit van het emissiepatroon en de atmosferische dispersie-omgeving.

Over het geheel genomen wijst de vergelijking erop dat, hoewel de recovery waarden in deze studie iets lager zijn dan die welke in geïdealiseerde validatiestudies worden gerapporteerd, ze binnen aanvaardbare onzekerheidsmarges blijven voor micro-meteorologische metingen op commerciële varkensbedrijven. De resultaten suggereren verder dat de in de literatuur gerapporteerde recovery percentages mogelijk een bovengrens vertegenwoordigen onder vereenvoudigde omstandigheden, terwijl lagere recovery percentages kunnen worden verwacht bij het meten van verspreide bronnen op varkensbedrijven met uitloop en complex terrein. Dit onderstreept het belang van locatie specifieke tracervalidatie bij de toepassing van micro-meteorologische methoden. De tracerstudies, die zijn geïntegreerd in de micro-meteorologische methodestudies, zijn uitgevoerd om de onzekerheid van de emissieschattingen te beoordelen en de prestaties van het backward Lagrangian Stochastic (bLS)-model voor de bepaling van de recovery van emissie te verifiëren. Om vast te stellen of de bLS-methode de emissies systematisch onderschat, zijn aanvullende tracergasmetingen nodig op meerdere bedrijven en onder uiteenlopende meteorologische en terreincondities. Herhaalde metingen met bekende afgiftesnelheden moeten uitwijzen of de lagere recovery structureel is of voornamelijk wordt veroorzaakt door locatie- en weersafhankelijke variatie. In eerdere studies werden de resultaten van tracergas-recoverytests niet gebruikt als correctiefactor voor het bLS-model (Bühler et al., 2021; Gao et al., 2010). Ook in deze studie verschilden de gemiddelde recoverypercentages niet significant van 100%. Daarom zijn aanvullende tracergasmetingen nodig om te bepalen of een correctie van de emissies gerechtvaardigd is. De berekende recoverypercentages zijn uitsluitend gebruikt voor de evaluatie van de methode en niet voor de correctie van de gemeten emissiewaarden.

4.2.5 Factoren die emissiemetingen beïnvloeden

De micro-meteorologische metingen leverden over het algemeen vergelijkbare emissieniveaus op bij twee bemonsteringsafstanden, wat suggereert dat de toegepaste aanpak redelijk robuust was onder geschikte veldomstandigheden. Dit wordt verder ondersteund door de gemiddelde recovery van $84,1 \pm 9,8\%$ die werd waargenomen bij het eerste bedrijf (bedrijf 1) (op 40 m afstand van de stal), waar de meetopstelling als optimaal werd beschouwd. Uitdagende terreinomstandigheden op bedrijf 3, waaronder de aanwezigheid van obstakels en beperkte mogelijkheden om meetlijnen zo te plaatsen dat ze naar de uitloop gericht waren, kunnen het transport van de emissiepluim hebben beïnvloed en hebben bijgedragen aan een grotere onzekerheid.

Ondanks deze beperkingen werden consistente, uit modellen afgeleide verspreidingsfactoren verkregen met behulp van zowel WindTrax (open-source-software voor het bLS-model) als een openbaar R-pakket (open-source-programma voor het bLS-model). De gegevens worden niet getoond, maar zijn in dit project onderzocht. Dit wijst erop dat het model in beide softwarepakketten op consistente wijze is toegepast.

Niettemin blijven de inherent complexe luchtstromingspatronen rond veestallen een belangrijke uitdaging voor micro-meteorologische technieken. Hoewel metingen die verder benedenwinds worden uitgevoerd de directe interferentie van nabijgelegen bouwwerken kunnen verminderen, kan overmatige verdunning van de emissiepluim de onzekerheid in fluxschattingen vergroten. Voor NH_3 kan droge depositie tussen de bron en de meetlijn leiden tot een onderschatting van de bronemissie wanneer dit proces niet expliciet in het model wordt meegenomen. Eerdere studies in de omgeving van veehouderijbedrijven en gecontroleerde afgifteproeven hebben aangetoond dat een deel van de uitgestoten NH_3 kan worden gedeponereerd voordat het de meetlocatie bereikt (Häni et al., 2024; Valach et al., 2023). De omvang van dit effect is echter locatieafhankelijk en kon in de huidige studie niet afzonderlijk worden gekwantificeerd.

Uit een gevoeligheidsanalyse van belangrijke parameters van het bLS-model bleek dat onzekerheden in wind- en concentratiemetingen van invloed kunnen zijn op de geschatte emissies. Toekomstig onderzoek zou herhaalde recovery testen van tracergassen onder wisselende omgevingsomstandigheden moeten omvatten, bijvoorbeeld bij verschillende windrichtingen ten opzichte van de bemonsteringslijnen of bij een suboptimale configuratie van meetlijnen en emissiebron, om de nauwkeurigheid van de micro-meteorologische methode beter te kunnen beoordelen.

4.2.6 Reductie van het 'global warming potential' (GWP)

De lagere berekende broeikasgasemissies van de twee Zonvarken-bedrijven hingen vooral samen met de lagere bijdrage van methaan. Dit wordt vooral veroorzaakt door de frequente mestverwijdering en de scheiding van urine en feces, waardoor de verblijftijd van mest onder anaerobe omstandigheden wordt beperkt. Daarnaast wordt de vaste mest en urine regelmatig van het bedrijf afgevoerd.

De lagere bijdrage van lachgas was voornamelijk het gevolg van de lagere berekende indirecte N_2O -emissie uit ammoniakvervluchtiging. Daarnaast waren de emissies uit energieverbruik lager door het ontbreken van aardgas en grijze stroom en het gedeeltelijke gebruik van groene stroom.

De vergelijking met het referentiesysteem moet echter als indicatief worden beschouwd, omdat geen conventioneel referentiebedrijf gelijktijdig werd gemeten. De vergelijking was gebaseerd op algemene referentiewaarden. Verschillen in bedrijfsvoering, voeding, dierbezetting, weersomstandigheden en energiegebruik kunnen eveneens invloed hebben gehad op de berekende broeikasgasemissies.

4.3 Implicaties voor emissiereductie

De gecombineerde resultaten wijzen erop dat het Zonvarken-concept leidt tot een aanzienlijke vermindering van zowel de NH_3 -als de CH_4 -emissies in vergelijking, met consistente prestaties op meerdere bedrijven. De gunstige NH_3 - en CH_4 -reducties suggereren dat de combinatie van stalontwerp, optimale hokindeling van de uitloop, mestverwerking en voersamenstelling kan leiden tot aanzienlijke verbeteringen in de milieuprestaties. Aanvullende metingen op meer bedrijven zijn echter nodig om deze resultaten te bevestigen. Tegelijkertijd onderstrepen de sterke variabiliteit in de tijd en de gevoeligheid voor operationele verstoringen (bijv. storingen in het mestverwijderingssysteem) dat managementpraktijken een cruciale bepalende factor blijven voor de emissieresultaten. Dit laatste geldt met name voor ammoniakemissie.

Om de reductie-efficiëntie van ammoniak- (NH_3) en methaanemissies (CH_4) bij het Zonvarken-concept verder te verbeteren, kunnen verschillende management- en technische verbeteringen worden overwogen.

1. Ten eerste moet prioriteit worden gegeven aan het verminderen van bevuilding van de vloer, met name in de uitloop. Lokale metingen wijzen erop dat schonere dichte vloeren gepaard gaan met lagere emissieniveaus, doordat er minder oppervlakte is waar emissies kunnen plaatsvinden. Het stimuleren van beter mestgedrag bij varkens, bijvoorbeeld door verdere optimalisatie van het hokontwerp en de strategische plaatsing van functionele zones (voeder-, rust- en uitscheidingszones) en afleidingsmateriaal, kan helpen de verspreiding van mest te beperken en daarmee de oppervlakte waar emissies plaatsvinden te verkleinen, wat op zijn beurt de ammoniakemissie vermindert.

-
2. Ten tweede is het verbeteren van de robuustheid van het mestverwijderingssysteem essentieel om het hele jaar door een betrouwbare werking te garanderen. Seizoensgebonden variaties, mechanische slijtage en verstoppingen kunnen de effectieve prestatie van het systeem tot minder emissies verminderen, waardoor urine en feces langer met elkaar in contact blijven en de ammoniakvervluchtiging snel toeneemt, vooral tijdens warme periodes. De vorming van methaan is echter minder gevoelig voor een korte onderbreking van enkele dagen, omdat deze voornamelijk afhankelijk is van een langduriger anaerobe afbraak van mest. Regelmatige inspectie, preventief onderhoud en voldoende frequente mestafvoer zijn daarom bijzonder belangrijk om tijdelijke stijgingen van de ammoniakemissie te voorkomen en stabiele systeemprestaties te handhaven. Een hogere reinigingsfrequentie kan de verblijftijd van mest op de platen verder verkorten, maar leidt ook tot een hoger energieverbruik. De optimale reinigingsfrequentie moet daarom worden bepaald op basis van een afweging tussen emissiereductie, energiegebruik en bedrijfszekerheid.
 3. Ten slotte wordt aangeraden om de frequentie van mestafvoer uit de mestopslag te verhogen. Kortere opslagduur vermindert de kans op methaanvorming en maakt het mogelijk het opgevangen organische materiaal effectiever te benutten, bijvoorbeeld via anaerobe vergisting voor biogasproductie. In dit varkenshouderijsysteem werd urine continu afgevoerd via de gaten in de mestplaten en werden de feces regelmatig van de mestplaten verwijderd naar een gesloten of afgedekte opslagplaats. Dit kan de methaanvorming buiten de stal beperken en tegelijkertijd duurzame energie in de vorm van biogas opleveren. Dit draagt niet alleen bij aan emissiereductie, maar bevordert ook het terugwinnen van grondstoffen, wat bijdraagt aan een meer circulaire mestbeheerstrategie.

5 Conclusies

In dit onderzoek zijn de emissies van ammoniak (NH_3), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) uit het natuurlijk geventileerde Zonvarken-huisvestingssysteem met uitloop geëvalueerd aan de hand van een combinatie van lokale dynamische box-metingen en micro-meteorologische metingen. De resultaten tonen aan dat het Zonvarken-bedrijf potentieel heeft om de emissie van gassen te verminderen in vergelijking met conventionele varkenshuisvestingssystemen. Op bedrijfsniveau waren de gemeten NH_3 - en CH_4 -emissies op de twee belangrijkste meetlocaties consequent lager dan de overeenkomstige referentiewaarden. Op basis van de vergelijking op jaarbasis met een conventioneel systeem op een gesloten bedrijf met 50 zeugen (inclusief vleesvarkens) daalde de NH_3 -emissie van 1938 naar 750 kg/jaar, wat neerkomt op een reductie van 61,3%, terwijl de CH_4 -emissie daalde van 10815 naar 1183 kg/jaar, wat neerkomt op een reductie van 89,1%. Bovendien lagen de N_2O -emissies over het algemeen dicht bij nul, wat erop wijst dat N_2O -emissie in dit stalsysteem, zoals dat ook geldt voor reguliere stallen met mengmest, van ondergeschikt belang is.

De lokale metingen gaven inzicht in de mechanismen achter deze reducties. De ammoniakemissie uit afzonderlijke urineplassen werden sterk beïnvloed door de luchtsnelheid, het seizoen en de diercategorie, waarbij dragende zeugen de hoogste emissies vertoonden en vleesvarkens de laagste. De resultaten toonden verder aan dat minder bevuilding van de vloer en schonere mestoppervlakken gepaard gingen met lagere NH_3 -emissies, wat het belang aantoont van effectieve gedragssturing bij de uitscheiding en snelle mestafvoer. Samen wijzen deze bevindingen erop dat de combinatie van bronscheiding van urine en feces, frequente mestafvoer, voer- en urinesamenstelling en een hokontwerp dat gericht is op het sturen van het uitscheidingsgedrag, een effectieve strategie is om zowel de ammoniakvervluchtiging als de methaanvorming te beperken in natuurlijk geventileerde stallen met uitloop voor de varkens.

De micro-meteorologische benadering bleek een waardevolle methode te zijn voor het beoordelen van emissies uit veehouderijsystemen. Tracergas recovery testen lieten gemiddelde recovery percentages zien van $84,1 \pm 9,8\%$ op 40 m en $71,7 \pm 11,1\%$ op 75 m op bedrijf 1, wat de goede prestaties van de methode onder veldomstandigheden aantoont, hoewel de onzekerheid toenam bij grotere bemonsteringsafstanden en op complexer terrein. Een betrouwbare toepassing van de methode hangt sterk af van de meetopstelling, waaronder voldoende afstand tot nabijgelegen obstakels, geschikte atmosferische omstandigheden en windrichtingen die de emissiepluim ongeveer loodrecht op de meetlijnen vervoeren. De resultaten op bedrijf 3 toonden aan dat omringende obstakels en een minder optimale windrichting ten opzichte van de meetlijnen kunnen leiden tot instabiele verspreidingsomstandigheden en onbetrouwbare emissieschattingen. Daarom blijft locatie specifieke validatie, bij voorkeur met herhaalde tracergastests onder verschillende windrichtingen en weersomstandigheden, essentieel. Het effect van de oriëntatie van de stal en de ligging van de uitloop ten opzichte van de windrichting op de ammoniakemissie zijn in het huidige onderzoek niet vastgesteld. Nader onderzoek is nodig om deze effecten te kwantificeren.

Uit de resultaten kan worden geconcludeerd dat het Zonvarken-huisvestingssysteem een veelbelovend emissiearm alternatief vormt voor varkensproductiesystemen, waarbij dierenwelzijn wordt gecombineerd met een verminderde negatieve impact op het milieu. Tegelijkertijd onderstrepen de resultaten dat de systeemprestaties in hoge mate afhankelijk blijven van de kwaliteit van het beheer en de technische betrouwbaarheid. Verdere verbeteringen op het gebied van NH_3 -reductie bij Zonvarken-huisvestingssystemen zouden zich kunnen richten op het verminderen van vloerbevuilding in de uitloop en het verbeteren van de robuustheid en frequentie van de mestverwijdering (door het systeem vaker te laten draaien), terwijl CH_4 -beperking meer afhangt van het beperken van de verblijftijd van mest en de methaanvorming in verband met opslag. Voor toekomstig onderzoek wordt aanbevolen om aanvullende maatregelen ter reductie van de ammoniakemissie te onderzoeken, zoals het schoonhouden en desinfecteren van de mestopvangplaten om de bacteriële activiteit tijdelijk te onderdrukken of te inactiveren, het reinigen van de urinegoot met water en een desinfectiemiddel, en aanvullende maatregelen op het gebied van voermanagement, zoals het gebruik van voederadditieven en het verlagen van het ruw eiwitgehalte in het voer.

Referenties

- Aarnink, A., & Elzing, A. (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock production science*, 53(2), 153-169.
- Aarnink, A., van de Pas, L., van der Peet-Schwering, C., Hol, A., Binnendijk, G., Le Dinh, P., Hafner, S., & Ogink, N. (2018). *Rekentool voor het bepalen van de effecten van voer- en management-maatregelen op de ammoniakemissie bij varkens: ontwikkeling en validatie* (Wageningen Livestock Research rapport, Issue. <https://doi.org/10.18174/442139>
- Aarnink, A. J., Hol, A., & Ogink, N. W. (2016). *Ammonia emission from organic pig houses determined with local parameters*. CIGR-AgEng Conference, Aarhus, Denmark. https://conferences.au.dk/uploads/tx_powermail/paper_ammonia_emission_from_outside_yards_2.pdf
- Aarnink, A. J., & Ogink, N. W. (2007). *Environmental impact of daily removal of pig manure with a conveyer belt system* International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, 16-19 September 2007, Broomfield, Colorado, <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?JID=1&AID=23906&CID=aqwm2007&T=1>
- Aarnink, A. J. A., Hol, J. M. G., & Nijeboer, G. M. (2008). *Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% VevoVital) in the diet of growing-finishing pigs* (Report / Animal Sciences Group, Issue. <https://edepot.wur.nl/107952>
- Aarnink, A. J. A., Hol, J. M. G., Nijeboer, G. M., & Mosquera, J. (2015). *Ammoniakemissie uit varkensstallen met uitloop* (Wageningen UR Livestock Research., Issue.
- Ahn, B.-k., Kim, T.-H., Lee, J.-S., Lee, C.-K., & Yun, Y.-M. (2025). Optimizing Source-Control Systems for Ammonia Mitigation in Swine Manure Pits: Performance Assessment and Modeling. *Agriculture*, 15(17), 1847. <https://www.mdpi.com/2077-0472/15/17/1847>
- Andersen, H. M.-L., Kongsted, A. G., & Jakobsen, M. (2020). Pig elimination behavior—A review. *Applied Animal Behaviour Science*, 222, 104888.
- Anusha, P. V., Anuradha, C., Murty, P. C., & Kiran, C. S. (2019). Detecting outliers in high dimensional data sets using Z-score methodology. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering*, 9(1), 48-53.
- Baldé, H., VanderZaag, A. C., Burt, S., Evans, L., Wagner-Riddle, C., Desjardins, R. L., & MacDonald, J. D. (2016). Measured versus modeled methane emissions from separated liquid dairy manure show large model underestimates. *Agriculture, ecosystems & environment*, 230, 261-270. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.016>
- Berkhout, P., Van der Meulen, H., & Ramaekers, P. (2023). *Staat van Landbouw, Natuur en Voedsel: Editie 2023*. Wageningen Economic Research.
- Bjerg, B., Cascone, G., Lee, I.-B., Bartzanas, T., Norton, T., Hong, S.-W., Seo, I.-H., Banhazi, T., Liberati, P., & Marucci, A. (2013). Modelling of ammonia emissions from naturally ventilated livestock buildings. Part 3: CFD modelling. *Biosystems engineering*, 116(3), 259-275.
- Blanes-Vidal, V., Hansen, M. N., Pedersen, S., & Rom, H. B. (2008). Emissions of ammonia, methane and nitrous oxide from pig houses and slurry: Effects of rooting material, animal activity and ventilation flow. *Agriculture, ecosystems & environment*, 124(3-4), 237-244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.002>
- Blanken, K., de Buissonje, F., Evers, A., Ouweltjes, W., Holster, H., Verkaik, J., Vermeij, I., & Wemmenhove, H. (2018). Handboek kwantitatieve informatie veehouderij, kwin-v 2018-2019, handboek 36 (quantitative information livestock farming 2018-2019, handbook 36). *Wageningen Livestock Research, Wageningen UR, Wageningen, the Netherlands*.
- Booijen, M., Wagensveld, J., van Riel, J., de Mol, R., & Aarnink, A. (2023). *Emissiereductie methaan, ammoniak en geur in varkensstallen met dagontmesting* (Rapport / Wageningen Livestock Research, Issue. <https://doi.org/10.18174/585141>
- Braam, C., Ketelaars, J., & Smits, M. (1997). Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 45(1), 49-64.
- Braam, C., & Swierstra, D. (1999). Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *Journal of agricultural engineering research*, 72(1), 59-69.
- Bühler, M., Häni, C., Ammann, C., Mohn, J., Neftel, A., Schrader, S., Zähler, M., Zeyer, K., Brönnimann, S., & Kupper, T. (2021). Assessment of the inverse dispersion method for the determination of methane emissions from a dairy housing. *Agricultural and Forest Meteorology*, 307, 108501.
- Canh, T. T., Aarnink, A. J. A., Schutte, J. B., Sutton, A., Langhout, D. J., & Verstegen, M. W. A. (1998). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock production science*, 56(3), 181-191. [https://doi.org/10.1016/s0301-6226\(98\)00156-0](https://doi.org/10.1016/s0301-6226(98)00156-0)

- Canh, T. T., Verstegen, M. W., Aarnink, A. J., & Schrama, J. W. (1997). Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *J Anim Sci*, 75(3), 700-706. <https://doi.org/10.2527/1997.753700x>
- Cappelaere, L., van Milgen, J., Syriopoulos, K., Simongiovanni, A., & Lambert, W. (2021). Quantifying benefits of reducing dietary crude protein on nitrogen emissions of fattening pigs: a meta-analysis. *Journées de la Recherche Porcine*, 53, 323-328. <https://doi.org/10.1093/jas/skac317>
- Chang, F., Fabian-Wheeler, E., Richard, T. L., & Hile, M. (2023). Compaction effects on greenhouse gas and ammonia emissions from solid dairy manure. *J Environ Manage*, 332, 117399. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117399>
- Compendium voor de Leefomgeving. (2026, 2026/06/18). *Ammoniakemissie door de land- en tuinbouw, 2005-2024*. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS); PBL Planbureau voor de Leefomgeving; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM); Wageningen University & Research. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl010121-ammoniakemissie-door-de-land-en-tuinbouw-2005-2024>
- Dai, X., & Karring, H. (2014). A determination and comparison of urease activity in feces and fresh manure from pig and cattle in relation to ammonia production and pH changes. *PLoS One*, 9(11), e110402. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110402>
- Devillers, N., Janvier, E., Delijani, F., Methot, S., Dick, K. J., Zhang, Q., & Connor, L. (2019). Effect of Slat and Gap Width of Slatted Concrete Flooring on Sow Gait Using Kinematics Analysis. *Animals (Basel)*, 9(5), 206. <https://doi.org/10.3390/ani9050206>
- Devillers, N., Yan, X., Dick, K. J., Zhang, Q., & Connor, L. (2020). Determining an effective slat and gap width of flooring for group sow housing, considering both sow comfort and ease of manure management. *Livestock Science*, 242, 104275.
- Donham, K. J., Reynolds, S. J., Whitten, P., Merchant, J. A., Burmeister, L., & Pependorf, W. J. (1995). Respiratory dysfunction in swine production facility workers: dose-response relationships of environmental exposures and pulmonary function. *Am J Ind Med*, 27(3), 405-418. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700270309>
- Ecoinvent. (2024). *Ecoinvent database version 3.x*. (<https://ecoinvent.org>)
- Ekkel, E. D., Van Doorn, C., Hessing, M., & Tielens, M. (1995). The specific-stress-free housing system has positive effects on productivity, health, and welfare of pigs. *JOURNAL OF ANIMAL SCIENCE-MENASHA THEN ALBANY THEN CHAMPAIGN ILLINOIS-*, 73, 1544-1544.
- Emissieregistratie. (2024). *emissieregistratie* <https://www.emissieregistratie.nl/>
- Flesch, T., Wilson, J., Harper, L., Crenna, B., & Sharpe, R. (2004). Deducing ground-to-air emissions from observed trace gas concentrations: A field trial. *Journal of Applied Meteorology*, 43(3), 487-502.
- Flesch, T. K., McGinn, S. M., Chen, D., Wilson, J. D., & Desjardins, R. L. (2014). Data filtering for inverse dispersion emission calculations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198-199, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.07.010>
- Flesch, T. K., Wilson, J. D., Harper, L. A., & Crenna, B. P. (2005). Estimating gas emissions from a farm with an inverse-dispersion technique. *Atmospheric Environment*, 39(27), 4863-4874.
- Fowler, D., Amann, M., Anderson, R., Ashmore, M., Cox, P., Depledge, M., Derwent, D., Grennfelt, P., Hewitt, N., & Hov, O. (2008). *Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications*. The Royal Society.
- Gao, Z., Desjardins, R. L., & Flesch, T. K. (2010). Assessment of the uncertainty of using an inverse-dispersion technique to measure methane emissions from animals in a barn and in a small pen. *Atmospheric Environment*, 44(26), 3128-3134.
- Gatel, F., & Grosjean, F. (1992). Effect of protein content of the diet on nitrogen excretion by pigs. *Livestock production science*, 31(1-2), 109-120.
- Giner Santonja, G., Georgitzikis, K., Scalet, B. M., Montobbio, P., Roudier, S., & Delgado Sancho, L. (2017). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)* (978-92-79-70215-6). (JRC Science for Policy Report, Issue. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC107189>)
- Groenestein, K., & Aarnink, A. (2008). *Notitie over leegstand ten behoeve van het berekenen van een emissiefactor van een stal. Intern rapport 200808*. Animal Science Group van Wageningen UR.
- Hafner, S. D., Kamp, J. N., & Pedersen, J. (2024). Experimental and model-based comparison of wind tunnel and inverse dispersion model measurement of ammonia emission from field-applied animal slurry. *Agricultural and Forest Meteorology*, 344, 109790.
- Halas, D., Hansen, C. F., Hampson, D. J., Kim, J.-C., Mullan, B. P., Wilson, R. H., & Pluske, J. R. (2010). Effects of benzoic acid and inulin on ammonia-nitrogen excretion, plasma urea levels, and the pH in faeces and urine of weaner pigs. *Livestock Science*, 134(1-3), 243-245.
- Häni, C., Neftel, A., Flechard, C., Ammann, C., Valach, A., & Kupper, T. (2024). Validation of a short-range dispersion and deposition model using field-scale ammonia and methane release experiments. *Agricultural and Forest Meteorology*, 353, 110041. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.110041>

- Hansen, J., Sato, M., Hearty, P., Ruedy, R., Kelley, M., Masson-Delmotte, V., Russell, G., Tselioudis, G., Cao, J., & Rignot, E. (2016). Ice melt, sea level rise and superstorms: evidence from paleoclimate data, climate modeling, and modern observations that 2° C global warming could be dangerous. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(6), 3761-3812.
- Hansen, R. R., Nielsen, D. A., Schramm, A., Nielsen, L. P., Revsbech, N. P., & Hansen, M. N. (2009). Greenhouse gas microbiology in wet and dry straw crust covering pig slurry. *J Environ Qual*, 38(3), 1311-1319. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0336>
- Hao, C., Pan, Y., Zhang, Z., & Zeng, Y. (2019). Kinetic determination of urease activity in fresh pig feces and slurry and the effect on ammonia production at different conditions. *Sustainability*, 11(22), 6396.
- Harper, L. A., Flesch, T. K., Weaver, K. H., & Wilson, J. D. (2010). The effect of biofuel production on swine farm methane and ammonia emissions. *J Environ Qual*, 39(6), 1984-1992. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0172>
- Hertogh, N., Sefeedpari, P., van Rooijen, J., Goselink, Y., & Aarnink, A. (2025). Emissies uit een vernieuwde wroetstal voor gespeende biggen: Resultaten metingen fase 2 Sbv projectnr. 2122012.
- Hristov, A. N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T. A., Ndegwa, P. M., & Rotz, A. (2011). Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots. *Canadian journal of animal science*, 91(1), 1-35.
- IPCC. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Kaimal, J. C., & Finnigan, J. J. (1994). *Atmospheric boundary layer flows: their structure and measurement*. Oxford university press.
- Kamp, J. N., & Feilberg, A. (2024). Covering reduces emissions of ammonia, methane, and nitrous oxide from stockpiled broiler litter. *Biosystems Engineering*, 248, 73-81.
- Koerkamp, P. G., Metz, J., Uenk, G., Phillips, V., Holden, M., Sneath, R., Short, J., White, R., Hartung, J., & Seedorf, J. (1998). Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of agricultural engineering research*, 70(1), 79-95.
- Koger, J. B., O'Brien, B. K., Burnette, R. P., Kai, P., van Kempen, M. H. J. G., van Heugten, E., & van Kempen, T. A. T. G. (2014). Manure belts for harvesting urine and feces separately and improving air quality in swine facilities. *Livestock Science*, 162, 214-222. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2014.01.013>
- Laubach, J., Flesch, T. K., Ammann, C., Bai, M., Gao, Z., Merbold, L., Campbell, D. I., Goodrich, J. P., Graham, S. L., & Hunt, J. E. (2024). Methane emissions from animal agriculture: Micrometeorological solutions for challenging measurement situations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 350, 109971.
- Le Dinh, P., van der Peet-Schwering, C. M., Ogink, N. W., & Aarnink, A. J. (2022). Effect of diet composition on excreta composition and ammonia emissions from growing-finishing pigs. *Animals*, 12(3), 229.
- Mahdi, J. E., De Vries, J. W., Gort, G., & Koerkamp, P. G. (2025). Source segregation and treatment of urine and faeces from dairy cattle reduces GHG and NH(3) emissions in covered storage. *J Environ Manage*, 374, 123895. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123895>
- McBain, M., & Desjardins, R. (2005). The evaluation of a backward Lagrangian stochastic (bLS) model to estimate greenhouse gas emissions from agricultural sources using a synthetic tracer source. *Agricultural and Forest Meteorology*, 135(1-4), 61-72.
- McGinn, S. M., Flesch, T. K., Harper, L. A., & Beauchemin, K. A. (2006). An approach for measuring methane emissions from whole farms. *J Environ Qual*, 35(1), 14-20. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0250>
- Monteny, G., & Erisman, J. (1998). Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 225-247.
- Monteny, G., Groenestein, C., & Hilhorst, M. (2001). Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1), 123-132.
- Mosquera, J., Hofschreuder, P., Erisman, J., Mulder, E., Van't Klooster, C., Ogink, N., Swierstra, D., & Verdoes, N. (2002). *Meetmethoden gasvormige emissies uit de veehouderij*. IMAG.
- Mosquera, J., Hol, J. M. G., Winkel, A., Lovink, E., Ogink, N. W. M., & Aarnink, A. J. A. (2011). *Fijnstofemissie uit stallen: vleesvarkens* (1570-8616).
- Mosquera, J., Hol, J. M. G., Winkel, A., Nijboer, G. M., Ogink, N. W. M., & Aarnink, A. J. A. (2011). *Fijnstofemissie uit stallen: dragende zeugen* (1570-8616).
- Nannoni, E., Aarnink, A. J. A., Vermeer, H. M., Reimert, I., Fels, M., & Bracke, M. B. M. (2020). Soiling of Pig Pens: A Review of Eliminative Behaviour. *Animals*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/ani10112025>
- Ni, K., Köster, J. R., Seidel, A., & Pacholski, A. (2015). Field measurement of ammonia emissions after nitrogen fertilization—A comparison between micrometeorological and chamber methods. *European Journal of Agronomy*, 71, 115-122.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G. L., van Groenigen, J. W., Dolging, J., & Kuikman, P. J. (2005). Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72(1), 51-65.

- Ogink, N. W., Mosquera, J., Calvet, S., & Zhang, G. (2013). Methods for measuring gas emissions from naturally ventilated livestock buildings: Developments over the last decade and perspectives for improvement. *Biosystems Engineering*, 116(3), 297-308.
- Petersen, S. O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., & Sommer, S. G. (2013). Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal*, 7 Suppl 2(s2), 266-282. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000736>
- Philippe, F.-X., & Nicks, B. (2015). Review on greenhouse gas emissions from pig houses: Production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 10-25.
- Predicala, B. Z., Lemay, S. P., Laguë, C., Bergeron, R., Godbout, S., & Belzile, M. (2007). *Development of an innovative in-barn manure handling system for grower-finisher pigs to separate feces from urine: assessment of impact on odor and gaseous emissions* International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, 16-19 September 2007, Broomfield, Colorado, <https://doi.org/10.13031/2013.23905>
- PSN. (2022). *Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering. Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering 2022-2035*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit Retrieved from <https://open.overheid.nl/documenten/ronl-ce9cacdc2f43a287fda6ed95e3d2d2f0a95e277f/pdf>
- Rigolot, C., Espagnol, S., Robin, P., Hassouna, M., Beline, F., Paillat, J. M., & Dourmad, J. Y. (2010). Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4(8), 1413-1424. <https://doi.org/10.1017/S1751731110000509>
- Rijksoverheid. (2023). *Klimaatakkoord*. Retrieved 1-10-2025 from
- Rijksoverheid. (2025). *Uitstoot methaan verlagen*. Retrieved 1-10-2025 from
- Ro, K. S., Johnson, M. H., Hunt, P. G., & Flesch, T. K. (2011). Measuring trace gas emission from multi-distributed sources using vertical radial plume mapping (VRPM) and backward Lagrangian stochastic (bLS) techniques. *Atmosphere*, 2(3), 553-566.
- Rong, L., Nielsen, P. V., & Zhang, G. (2009). Effects of airflow and liquid temperature on ammonia mass transfer above an emission surface: experimental study on emission rate. *Bioresour Technol*, 100(20), 4654-4661. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.003>
- Sattarova, E., Hansen, M. J., Jørgensen, H. J., Lund, P., Knudsen, K. E. B., Nørgaard, J. V., & Møller, H. B. (2025). Influence of fiber type on enteric methane production from growing-finishing pigs and subsequent biochemical methane potential of excreted feces. *Animal Feed Science and Technology*, 320, 116228.
- Sefeedpari, P., Benus, M., van Nieuwamerongen, S., Hoste, R., Vermeer, H., & Aarnink, A. (2026). *Praktische maatregelen voor lagere ammoniakconcentraties in varkensstallen: maatregelen om NH₃-concentraties in varkensstallen onder de 20 ppm te houden* (Openbaar Rapport / Wageningen Livestock Research, Issue.
- Sefeedpari, P., Hertogh, N., van Rooijen, J., van Valkengoed, P., & Aarnink, A. (2025). Emissies uit een innovatieve biggenstal met mestschuif en gescheiden gierafvoer: resultaten metingen fase 2 Sbv projectnr. 2122002.
- Sefeedpari, P., van Boxmeer, E., & Gollenbeek, L. (2024). *Perspectievolle combinaties voor energiebesparing en -opwekking op varkensbedrijven: Beschrijving van het rekenmodel en uitwerking van verschillende combinaties van maatregelen* (Rapport / Wageningen Livestock Research, Issue. <https://edepot.wur.nl/670846>
- Sefeedpari, P., Wagenveld, J., Booijen, M., van Bussel, A.-M., & Aarnink, A. (2024). *Verminderen van methaanemissie uit varkensstallen door dagontmesting: methaan- en ammoniakemissies bij vleesvarkens en gespeende biggen* (Rapport / Wageningen Livestock Research, Issue. <https://edepot.wur.nl/680435>
- Sommer, S. G., & Misselbrook, T. H. (2016). A review of ammonia emission measured using wind tunnels compared with micrometeorological techniques. *Soil Use and Management*, 32, 101-108.
- Sommer, S. G., Olesen, J. E., & Christensen, B. T. (2009). Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *The Journal of Agricultural Science*, 117(1), 91-100. <https://doi.org/10.1017/s0021859600079016>
- Sommer, S. G., Petersen, S. O., & Møller, H. B. (2004). Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69(2), 143-154.
- Tangelder, T. W. (2022a). *APPARATUS AND METHOD FOR COLLECTING, SEPARATING AND DISCHARGING MANURE*. <https://worldwide.espacenet.com/patent/search/family/072886122/publication/WO2022005279A1>
- Tangelder, T. W. (2022b). Nieuw meststelsysteem scheidt fracties bij de bron. *Nieuweoogst*. <https://www.nieuweoogst.nl/nieuws/2022/04/25/nieuw-meststelsysteem-scheidt-fracties-bij-de-bron>
- Valach, A. C., Hani, C., Buhler, M., Mohn, J., Schrade, S., & Kupper, T. (2023). Ammonia emissions from a dairy housing and wastewater treatment plant quantified with an inverse dispersion method accounting for deposition loss. *J Air Waste Manag Assoc*, 73(12), 930-950. <https://doi.org/10.1080/10962247.2023.2271426>
- Van der Peet-Schwering, C., Jongbloed, A., & Aarnink, A. (1999). Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: The Netherlands. *Livestock production science*, 58(3), 213-224.

-
- Velthof, G., van Bruggen, C., Arets, E., Groenestein, C., Helming, J., Luesink, H., Schelhaas, M., Huijsmans, J., Lagerwerf, L., & Vonk, J. (2019). *Referentieraming van emissies naar de lucht uit landbouw en landgebruik tot 2030: Achtergronddocument bij de Klimaat-en Energieverkenning 2019, met ramingen van emissies van methaan, lachgas, ammoniak, stikstofoxide, fijnstof en NMVOS uit de landbouw en kooldioxide en lachgas door landgebruik*. Wageningen Environmental Research.
- Wheeler, M. D., Newman, S. M., Orr-Ewing, A. J., & Ashfold, M. N. (1998). Cavity ring-down spectroscopy. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions*, 94(3), 337-351.
- Winkel, A., Brusselman, E., Hensen, A., Otten, G., Vonk, J., Laanen, L., Verfaillie, A., van Dinther, D., Mosquera Losada, J., & Ogink, N. W. M. (2026). *Richtlijnen voor het bepalen van emissies uit veestallen (versie 3): Guidelines for determination of emissions from livestock barns (version 3)*.
- Winkel, A., Mosquera, J., Hol, J. M. G., van Hattum, T. G., Lovink, E., Ogink, N. W. M., & Aarnink, A. J. A. (2011). *Fijnstofemissie uit stallen: biggen* (1570-8616).
- WUR. (2025). *Broeikasgassen uit vee*. Wageningen University & Research. Retrieved 1-10-2025 from [https://www.wur.nl/nl/onderzoek-resultaten/onderzoeksinstituten/livestock-research/themas/klimaatslimmeveehouderij.htm#:~:text=Marion\)%20de%20Vries-,Broeikasgassen%20uit%20vee,of%20koolstofdioxiide%20\(CO2\)](https://www.wur.nl/nl/onderzoek-resultaten/onderzoeksinstituten/livestock-research/themas/klimaatslimmeveehouderij.htm#:~:text=Marion)%20de%20Vries-,Broeikasgassen%20uit%20vee,of%20koolstofdioxiide%20(CO2).).
- Wyer, K. E., Kelleghan, D. B., Blanes-Vidal, V., Schauburger, G., & Curran, T. P. (2022). Ammonia emissions from agriculture and their contribution to fine particulate matter: A review of implications for human health. *Journal of environmental management*, 323, 116285.
- Yi, Q., Janke, D., Thormann, L., Zhang, G., Amon, B., Hempel, S., Nosek, Š., Hartung, E., & Amon, T. (2020). Airflow Characteristics Downwind a Naturally Ventilated Pig Building with a Roofed Outdoor Exercise Yard and Implications on Pollutant Distribution. *Applied Sciences*, 10(14), 4931. <https://www.mdpi.com/2076-3417/10/14/4931>
- Zhao, Y., Tian, G., Chen, D., Zheng, P., Yu, J., He, J., Mao, X., & Yu, B. (2019). Effects of varying levels of dietary protein and net energy on growth performance, nitrogen balance and faecal characteristics of growing-finishing pigs. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 48, e20180021.

Bijlage I

Voersamenstelling van het bedrijf Zonvarken

Bedrijf	Diercategorie	Periode	Voersamenstelling								EW*100	dEB (meq/kg)
			Drogestof (g/kg)	Ruw (g/kg)	eiwit (g/kg)	Stikstof (g/kg)	Ruwe (g/kg)	as (g/kg)	Fosfor (g/kg)	Kalium (g/kg)		
1	Kraamzeugen	2023-11	920	166	26,6	50,02	5,89	7,77	108	157,03		
1	Kraamzeugen	2024-06	914	166	26,6	47,75	5,95	7,76	108	162,22		
1	Kraamzeugen	2024-11	911	160	25,6	50,70	6,38	7,89	108	/		
1	Vleesvarkens	februari 2024	914	161	25,8	54,52	5,14	8,02	108	148,03		
1	Vleesvarkens	2024-04	915	166	26,5	59,54	4,80	8,51	110	/		
1	Vleesvarkens	2024-08	915	168	26,9	59,17	4,61	8,35	111	/		
1	Dragende zeugen	2024-03	905	135	21,6	65,63	4,46	8,31	100	239,71		
1	Dragende zeugen	2024-08	903	133	21,3	60,58	4,35	8,65	100	246,95		
2	Vleesvarkens	2024-07	915	166	26,5	59,54	4,80	8,51	110	246,95		
2	Dragende zeug	2024-07	903	133	21,3	60,58	4,35	8,65	100	/		
3	Kraam zeug	2025-03	912	162	26,0	46,39	5,73	7,13	106	152,25		
3	Vleesvarkens	2025-07	905	162	25,9	56,45	4,79	7,92	108	180,00		
3	Dragende zeug	2025-07	903	133	21,3	60,58	4,35	8,65	100	236,24		

dEB: elektrolytenbalans in de voeding

Bijlage II

Gemeten N₂O-concentratieverschillen en toetsing ten opzichte van nul op bedrijf 1

Periode	Afstand	n_dagen	n_tijdvakken	Concentratieverschil (ppm)	Standaardafwijking van de dagelijkse gemiddelden	SE	BI (laag)	BI (bovengrens)	p-waarde
februari	40 m	8	222	0,0001	0,0005	0,0002	-0,0003	0,0005	0,5615
februari	75-80 m	8	218	0,0001	0,0004	0,0001	-0,0002	0,0005	0,3019
april	40 m	6	186	0,0012	0,0006	0,0002	0,0006	0,0018	0,0042
april	75-80 m	6	182	0,0011	0,0004	0,0002	0,0007	0,0015	0,0009
mei	40 m	6	177	-0,0024	0,0033	0,0013	-0,0058	0,0011	0,1382
mei	75-80 m	6	182	-0,0020	0,0023	0,0009	-0,0044	0,0004	0,0845
juli	40 m	4	63	-0,0015	0,0004	0,0002	-0,0021	-0,0010	0,0034
juli	75-80 m	3	96	-0,0008	0,0004	0,0002	-0,0017	0,0000	0,0554
september	40 m	20	325	0,0019	0,0024	0,0005	0,0008	0,0030	0,0020
september	75-80 m	12	298	0,0019	0,0020	0,0006	0,0006	0,0032	0,0073
november	40 m	7	179	0,0014	0,0016	0,0006	-0,0001	0,0029	0,0644
november	75-80 m	7	177	0,0013	0,0016	0,0006	-0,0002	0,0028	0,0749

SE: standaardfout; BI: 95%-betrouwbaarheidsinterval; p-waarde: de significantie van de t-toets vanaf 0.

Bijlage III

Overzicht van de meetcampagnes op bedrijf 1

Meting	Jaar	Startdatum	Einddatum	Aantal dieren				Leeftijd dieren (vanaf geboorte)			
				Biggen/VV	KZ	DZ	FG	Biggen/VV (dag)	KZ (jaar)	DZ (jaar)	FG (dag)
1	2024	12 februari 2024	20 februari 2024	298	-	20	-	111	-	1	-
2	2024	10 april 2024	15 april 2024	133	-	20	-	168	-	1	-
3	2024	23 mei 2024	30 mei 2024	312	26	-	32	28	1,5	-	211
4	2024	1 juli 2024	7 juli 2024	303	25		32	69	1,5	-	252
5	2024	10 september 2024	1 oktober 2024	300-		24	-	146	-	329	-
6	2024	20 november 2024	29 november 2024	350	30	-	-	25	-		-

* KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen ; FG: opfokgelten; Lege cellen geven aan dat de betreffende diercategorie tijdens die meetperiode niet aanwezig was.

Overzicht van de meetcampagnes op bedrijf 2

Meting	Jaar	Startdatum	Einddatum	Aantal dieren				Leeftijd dieren (vanaf geboorte)			
				Biggen/VV	KZ	DZ	FG	Biggen/VV (dag)	KZ (jaar)	DZ	FG
1	2024	22 juli 2024	25 juli 2024	426	-	56	20	126	2	-	-
2	2024	7 september 2024	10 september 2024	168	30	37	-	155	2	-	-

* KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen ; FG: opfokgelten; Lege cellen geven aan dat de betreffende diercategorie tijdens die meetperiode niet aanwezig was.

Overzicht van de meetcampagnes op bedrijf 3

Meting	Jaar	Startdatum	Einddatum	Aantal dieren				Leeftijd dieren (vanaf geboorte)			
				Biggen/VV	KZ	DZ	FG	Biggen/VV (dag)	KZ (jaar)	DZ	FG
1	2025	20 maart 2025	27 maart 2025	-	26	-	-	-	1,5	-	-
2	2025	19 juli 2025	21 juli 2025	321	-	26	-	122	-	-	-

* VV: vleesvarkens; KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen ; FG: opfokgelten; Lege cellen geven aan dat de betreffende diercategorie tijdens die meetperiode niet aanwezig was.

Bijlage IV

Voorverwerking en filtering van de atmosferische gegevens

Sonic-anemometers geven de windsnelheid per seconde weer in drie richtingen, waarbij u de windsnelheid in noordelijke richting aangeeft en v de windsnelheid in oostelijke richting. Per definitie moet u echter in de richting van de gemiddelde windrichting wijzen, zodat de loodrechte zijwindcomponent u en de verticale neerwaartse component w gemiddeld 0 m/s (Kaimal & Finnigan, 1994). Aangezien in de experimentele opstelling van dit onderzoek werd uitgegaan van wind uit het zuidwesten, moet de component in de windrichting u enigszins naar het noordoosten wijzen, en v naar het zuidoosten. De exacte richting van de windcomponenten varieert echter per interval, aangezien de gemiddelde windrichting w_{avg} per interval nooit echt 225 °N (zuidwest) is. In dit onderzoek werden intervallen van 30 minuten gebruikt, in overeenstemming met de meetsequenties van 30 minuten van de Picarro-gasmonitor. Voor elk interval werden de windcomponenten door rotatie van de yaw- en pitch-as³ opnieuw gericht, zodat $u''_{avg} > 0$, $v''_{avg} = 0$ en $w''_{avg} = 0$.

Eerst vond een yaw-correctie plaats, oftewel een rotatie rond de yaw-as, om de windcomponenten u en v in het horizontale vlak te heroriënteren. De horizontale afwijkingshoek tussen de oorspronkelijke richting van u en de gemiddelde windrichting (werkelijke richting van u) werd bepaald en toegepast op u en v . De windcomponent w is gericht langs de yaw-as en wordt daarom niet beïnvloed. Hetzelfde werd gedaan met een rotatie rond de pitch-as, om u en w verticaal te heroriënteren. Ditmaal wordt v niet beïnvloed, aangezien deze langs de pitch-as is gericht.

$$\theta_{yaw} = \tan^{-1} \left(\frac{v_{avg}}{u_{avg}} \right) \quad [^\circ]$$

$$u' = u * \cos(\theta_{yaw}) + v * \sin(\theta_{yaw})$$

$$v' = -u * \sin(\theta_{yaw}) + v * \cos(\theta_{yaw}) \quad [\text{m s}^{-1}]$$

$$w' = w$$

$$\theta_{pitch} = \tan^{-1} \left(\frac{w_{avg}}{\sqrt{u_{avg}^2 + v_{avg}^2}} \right) \quad [^\circ]$$

$$u'' = u' * \cos(\theta_{pitch}) + v' * \sin(\theta_{pitch})$$

$$v'' = v' \quad [\text{m s}^{-1}]$$

$$w'' = -u' * \sin(\theta_{pitch}) + w' * \cos(\theta_{pitch})$$

Waarbij:

$$\theta_{yaw}, \theta_{pitch} = \text{yaw- en pitch-rotatiehoeken} \quad [^\circ]$$

$$u_{avg}, v_{avg}, w_{avg} = \text{halfuur-gemiddelden van respectievelijk de langswind-} [\text{m s}^{-1}] \text{ dwarswind}^4 \text{ -, en verticale windsnelheidscomponenten}$$

$$u', v', w' = \text{yaw-gecorrigeerde windsnelheidscomponenten} \quad [\text{m s}^{-1}]$$

$$u'', v'', w'' = \text{yaw- en pitch gecorrigeerde windsnelheidscomponenten} \quad [\text{m s}^{-1}]$$

³ Yaw: draaiing om de verticale as; Pitch: kanteling om de horizontale dwarsas.

⁴ Wind loodrecht op de windrichting

Met de gecorrigeerde windsnelheidscomponenten werden de MOST-parameters berekend met behulp van de formules van Flesch et al. (2004) :

$$u_* = \sqrt[4]{\langle u''w'' \rangle^2 + \langle v''w'' \rangle^2} \quad [\text{m s}^{-1}]$$

Waarbij:	u_*	=	wrijvingssnelheid	$[\text{m s}^{-1}]$
	$\langle u''w'' \rangle$	=	covariantie tussen u'' en w''	$[\text{m}^2 \text{s}^{-2}]$
	$\langle v''w'' \rangle$	=	covariantie tussen v'' en w''	$[\text{m}^2 \text{s}^{-2}]$

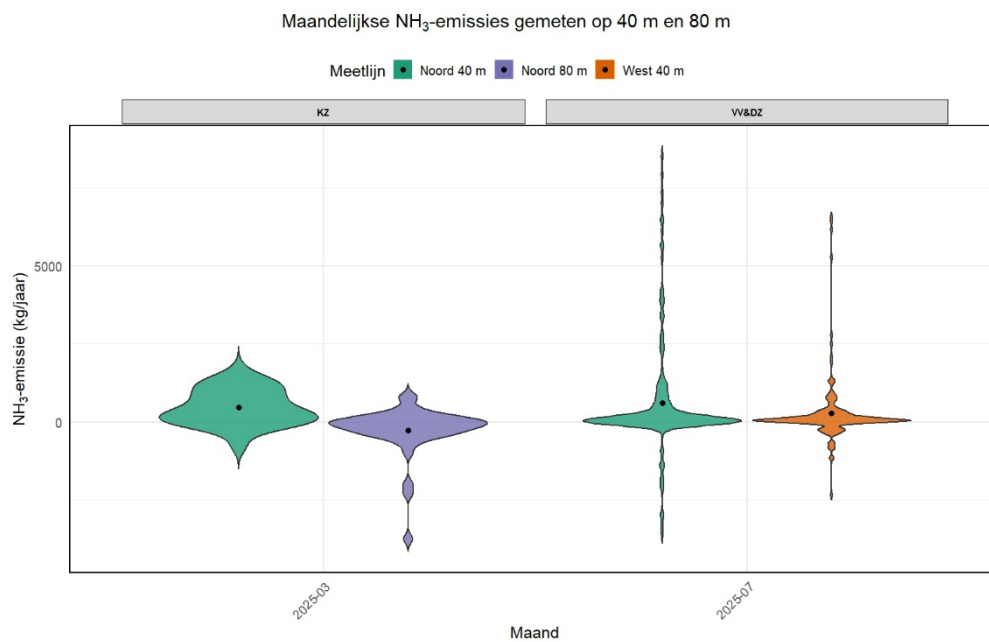
$$L = -\frac{u_*^3 * T}{k * g * \langle w''T \rangle} \quad [\text{m}]$$

Waarbij:	L	=	Obukhov-stabiliteitslengte	$[\text{m}]$
	T	=	temperatuur	$[\text{K}]$
	k	=	0.4 (de constante van von Karman)	$[-]$
	g	=	9.81 (zwaartekrachtconstante)	$[\text{m s}^{-2}]$
	$\langle w''T \rangle$	=	covariantie tussen w'' en T	$[\text{m K s}^{-1}]$

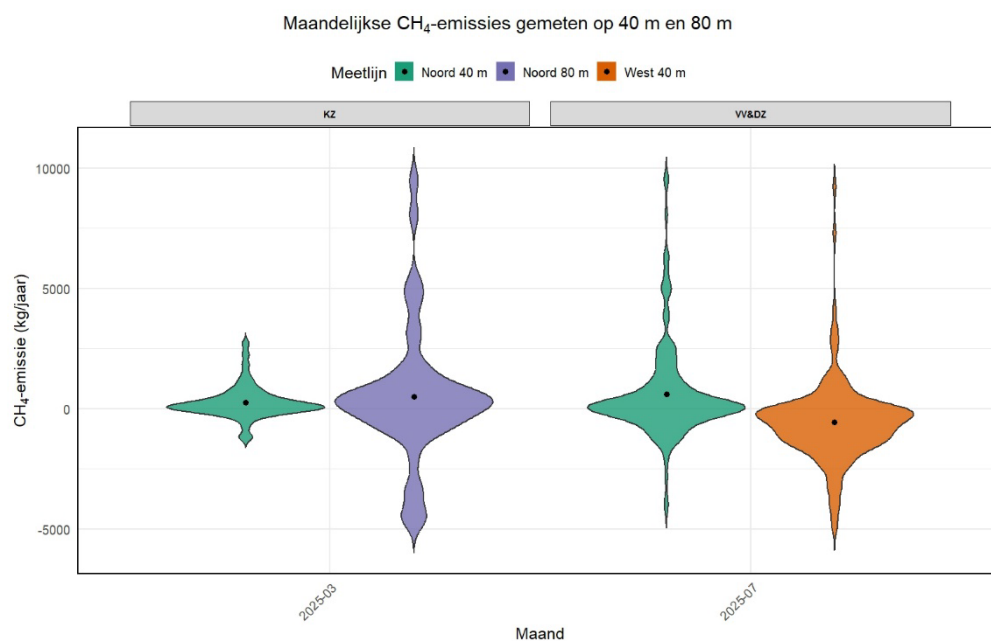
$$z_0 = \frac{z}{\exp\left(u'' * \frac{k}{u_*} - \psi\right)} \quad [\text{m}]$$

Waarbij:	z_0	=	oppervlakteruwheidslengte	$[\text{m}]$
	z	=	meethoogte van de anemometer	$[\text{m}]$
	ψ	=	stabiliteitscorrectiefactor (zie berekening)	$[-]$

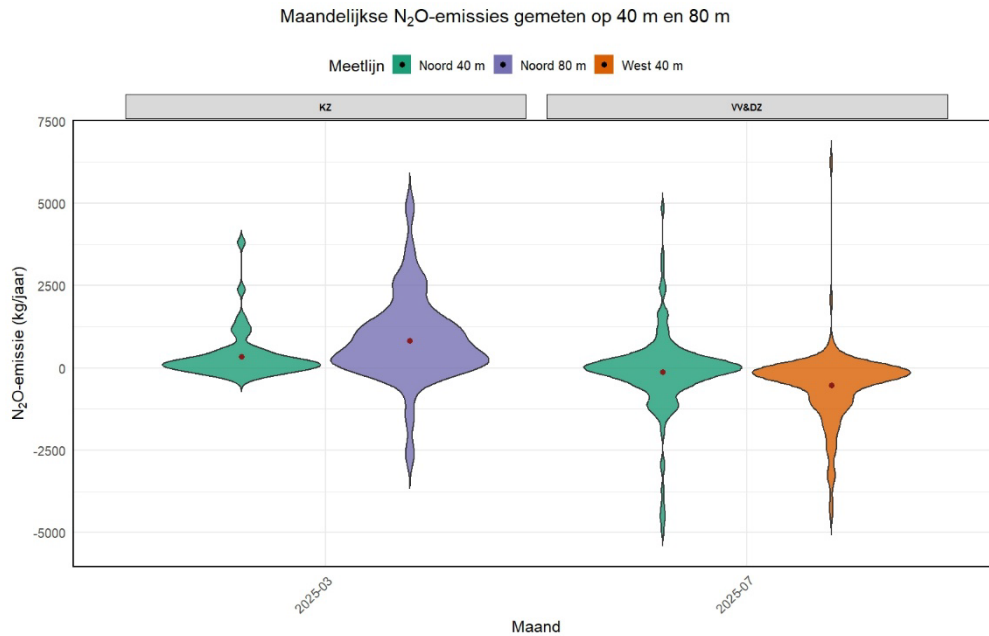
Bijlage V



Violoplots van de halfuurgemiddelde ammoniak-emissie (NH_3) op bedrijf 3, geschat aan de hand van micro-meteorologische metingen op bemonsteringsafstanden van 40 m en 80 m. De resultaten worden weergegeven voor verschillende productiefasen: vleesvarkens plus dragende zeugen (VV+DZ) en kraamzeugen (KZ). Het rode punt in het midden geeft de gemiddelde emissie tijdens de meetperiode weer. Het verticale bereik en de vorm van elke viool geven de variabiliteit van de emissie weer, terwijl de uitlopende staarten wijzen op incidentele hoge of lage gemeten emissies.



Vioolplots van de halfuurgemiddelde methaan-emissie (CH₄) op bedrijf 3, geschat aan de hand van micro-meteorologische metingen op bemonsteringsafstanden van 40 m en 80 m. De resultaten worden weergegeven voor verschillende productiefasen: vleesvarkens plus dragende zeugen (VV+DZ) en kraamzeugen (KZ). Het rode punt in het midden geeft de gemiddelde emissie tijdens de meetperiode weer. Het verticale bereik en de vorm van elke viool geven de variabiliteit van de emissie weer, terwijl de uitlopende staarten wijzen op incidentele hoge of lage gemeten emissies.



Vioolplots van de halfuurgemiddelde lachgas-emissie (N₂O) op bedrijf 3, geschat aan de hand van micro-meteorologische metingen op bemonsteringsafstanden van 40 m en 80 m. De resultaten worden weergegeven voor verschillende productiefasen: vleesvarkens plus dragende zeugen (VV+DZ) en kraamzeugen (KZ). Het rode punt in het midden geeft de gemiddelde emissie tijdens de meetperiode weer. Het verticale bereik en de vorm van elke viool geven de variabiliteit van de emissie weer, terwijl de uitlopende staarten wijzen op incidentele hoge of lage gemeten emissies.

Bijlage VI

Berekeningsmethode voor jaarlijkse emissies en emissiereducties op bedrijf 1

A. Referentie-jaarlijkse emissies bij conventionele huisvesting

Gas	Diercategorie	Aantal plaatsen	Emissiefactor (kg dier.plaats ⁻¹ jaar ⁻¹)	Referentie-emissie (kg jaar ⁻¹)
NH ₃	Guste en dragende zeugen	43	4,20	180,6
	Kraamzeugen	12	8,30	99,6
	Gespeende biggen	228	0,69	157,3
	Vleesvarkens	500	3,00	1500,0
	Totale referentie-emissie			1937,5
CH ₄	Guste en dragende zeugen	43	25,20	1083,6
	Kraamzeugen	12	59,90	718,8
	Gespeende biggen	228	5,10	1162,8
	Vleesvarkens	500	15,70	7850,0
	Totale referentie-emissie			10815,2

B. Omrekening van gemeten emissies van ammoniak en methaan naar jaarlijkse emissies

G as	Diercategorie / periode	Gemeten 40 m (kg uur ⁻¹)	Schaal- factor	Bestede tijd (dagen jaar ⁻¹)	Leegstandsf actor	Jaarlijkse emissie van Zonvarken (kg jaar ⁻¹)
N H ₃	KZ	0,029	2	127	0,90	157,3
	DZ+VV	0,054	2	238	0,97	592,8
	Totale emissie			365		750,1
C H ₄	KZ	0,083	2	127	0,90	457,2
	DZ+VV	0,066	2	238	0,97	725,8
	Totale emissie			365		1183,0

KZ: kraamzeugen; DZ: dragende zeugen ; VV: vleesvarkens

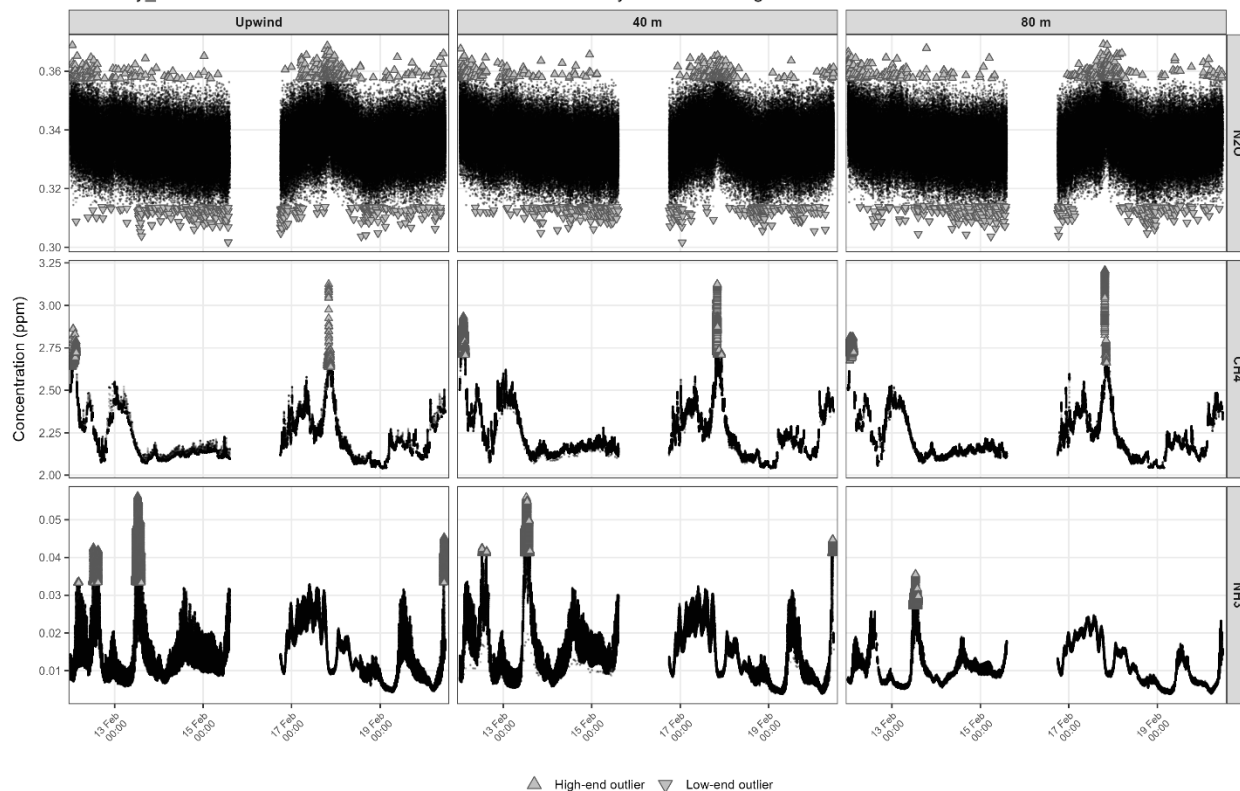
C. Emissiereductie ten opzichte van de referentiesituatie

Gas	Referentie-emissie (kg jaar ⁻¹)	Emissie Zonvarken (kg jaar ⁻¹)	Emissiereductie (%)
NH ₃	1938	750,1	61,3
CH ₄	10815	1183,0	89,1

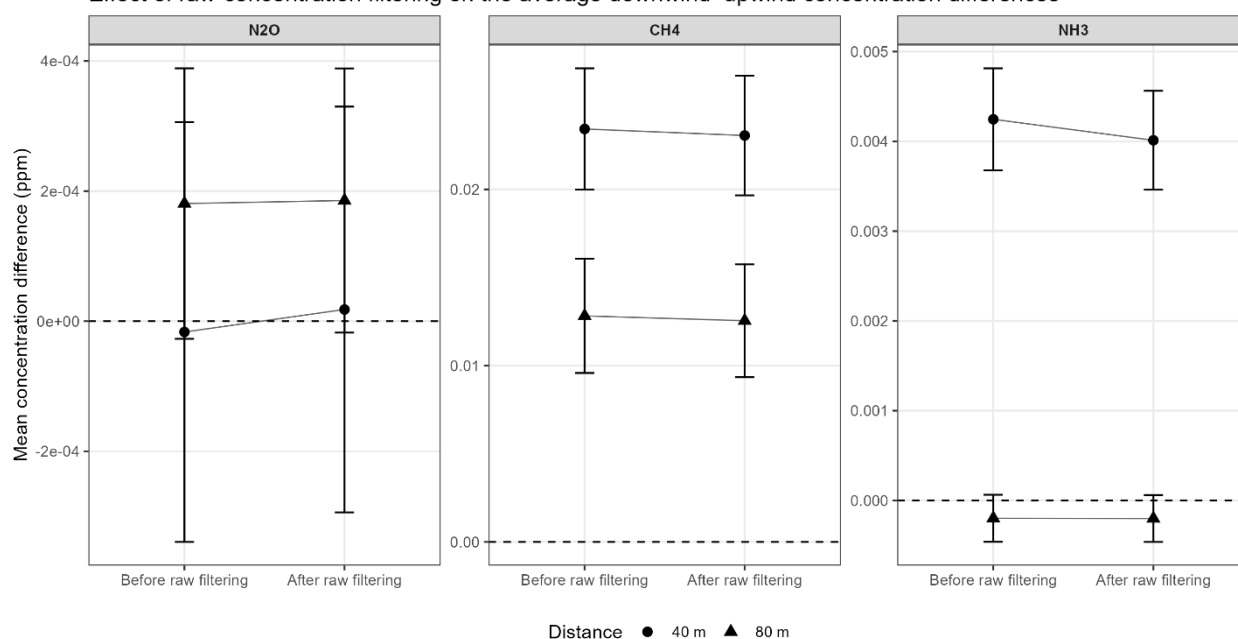
Bijlage VII

Resultaten van de uitbijteranalyse voor de metingen op bedrijf 1

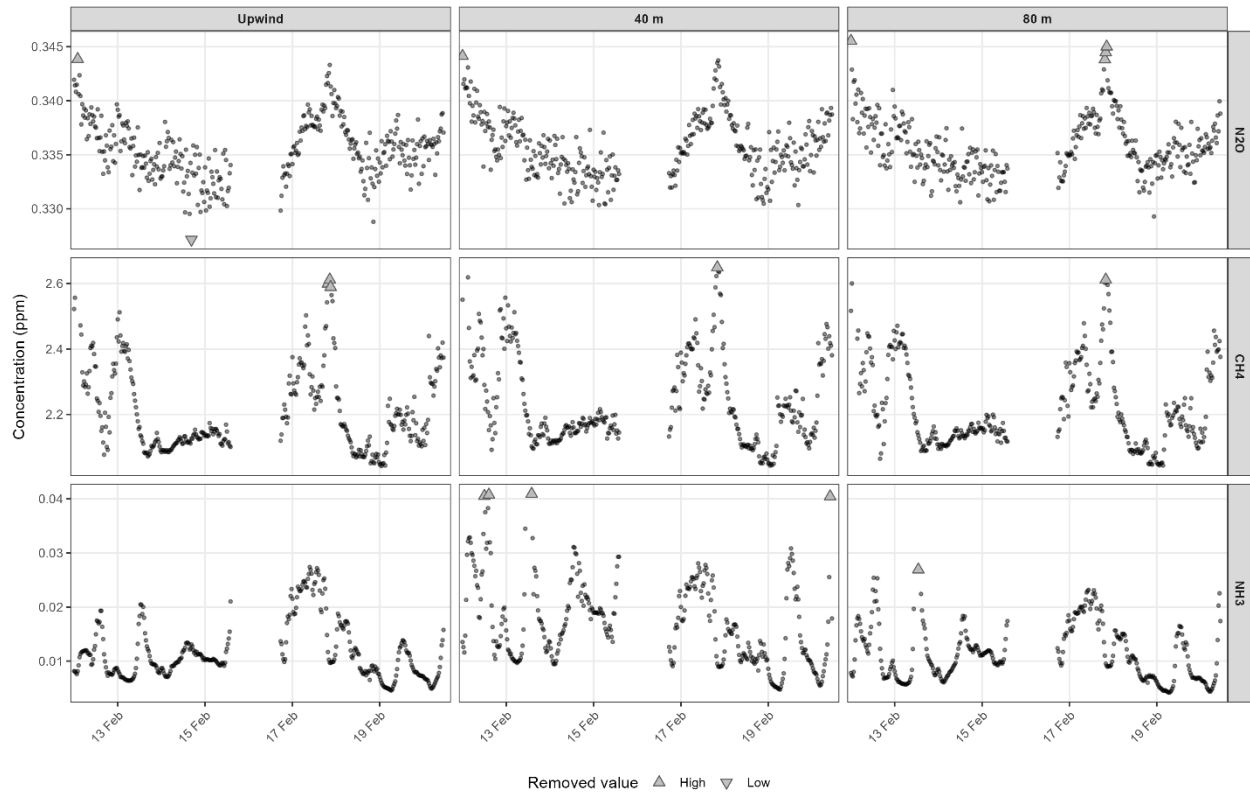
February_2024: raw concentrations and observations removed by Z-score filtering



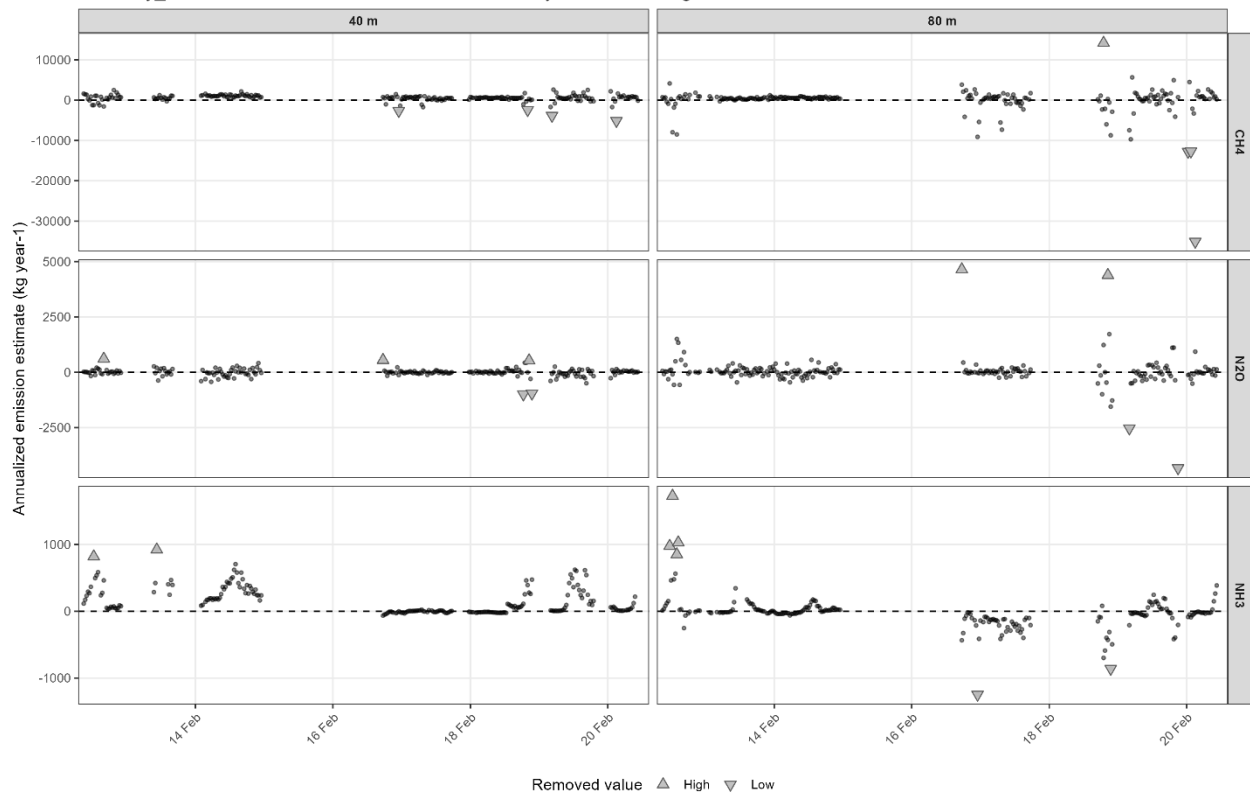
Effect of raw-concentration filtering on the average downwind-upwind concentration differences



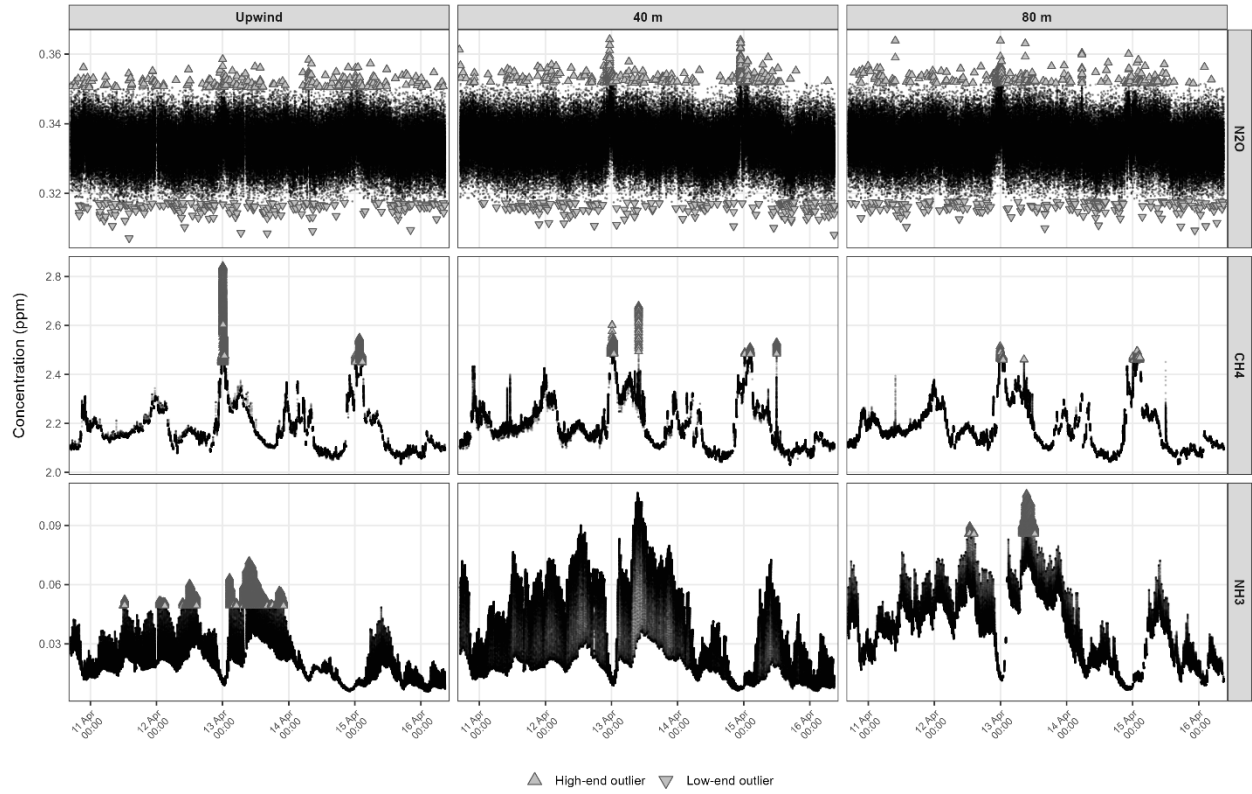
February_2024: averaged concentrations and removed observations



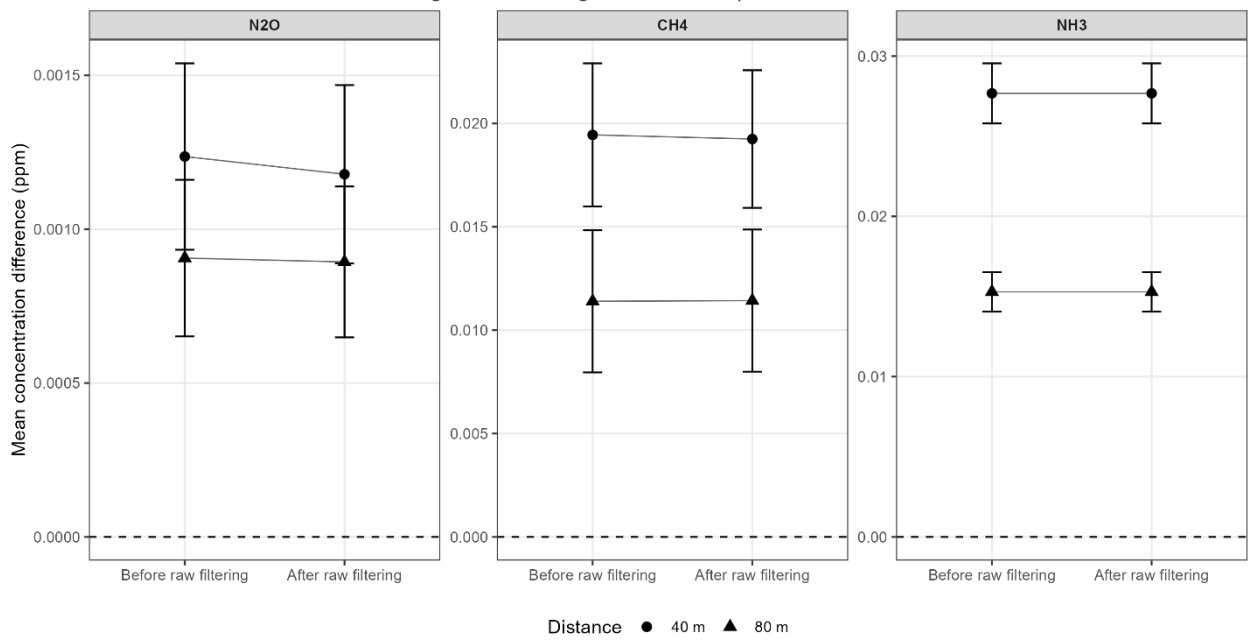
February_2024: final emission observations removed by Z-score filtering

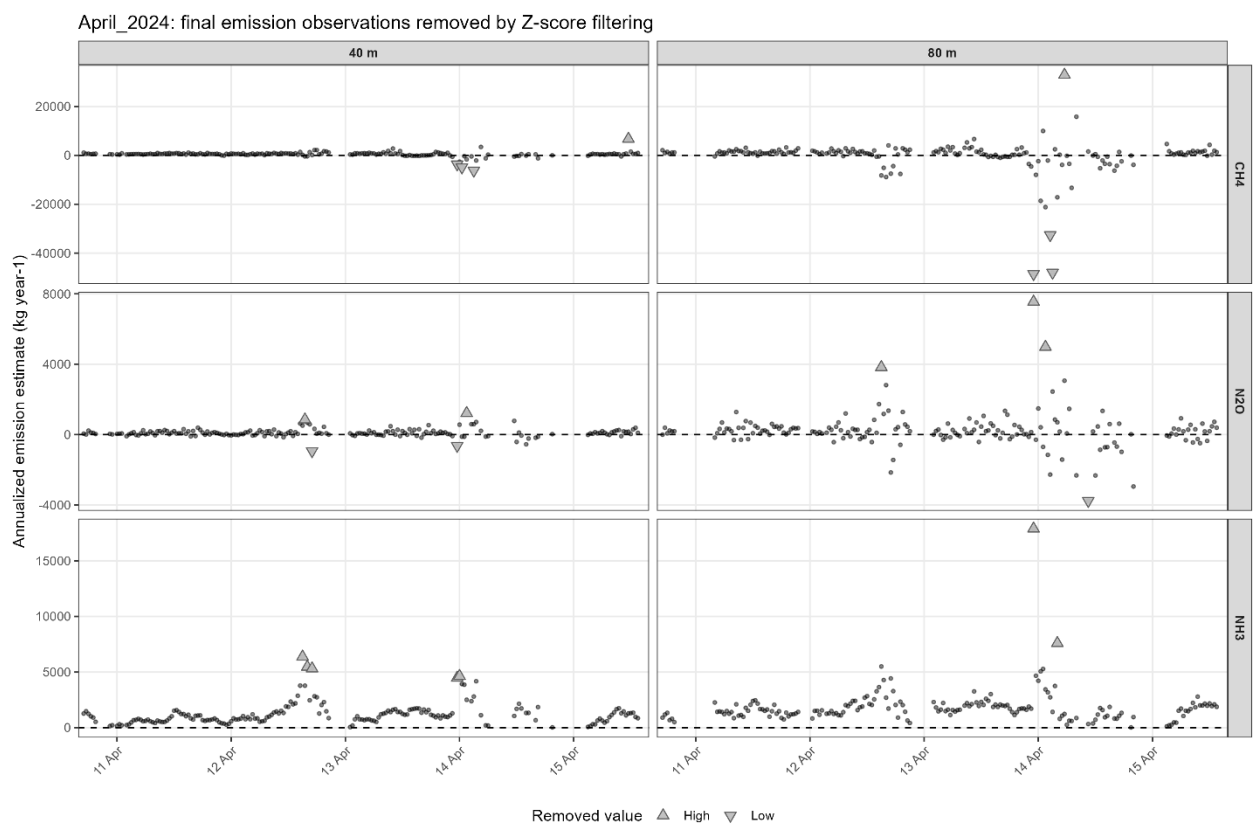
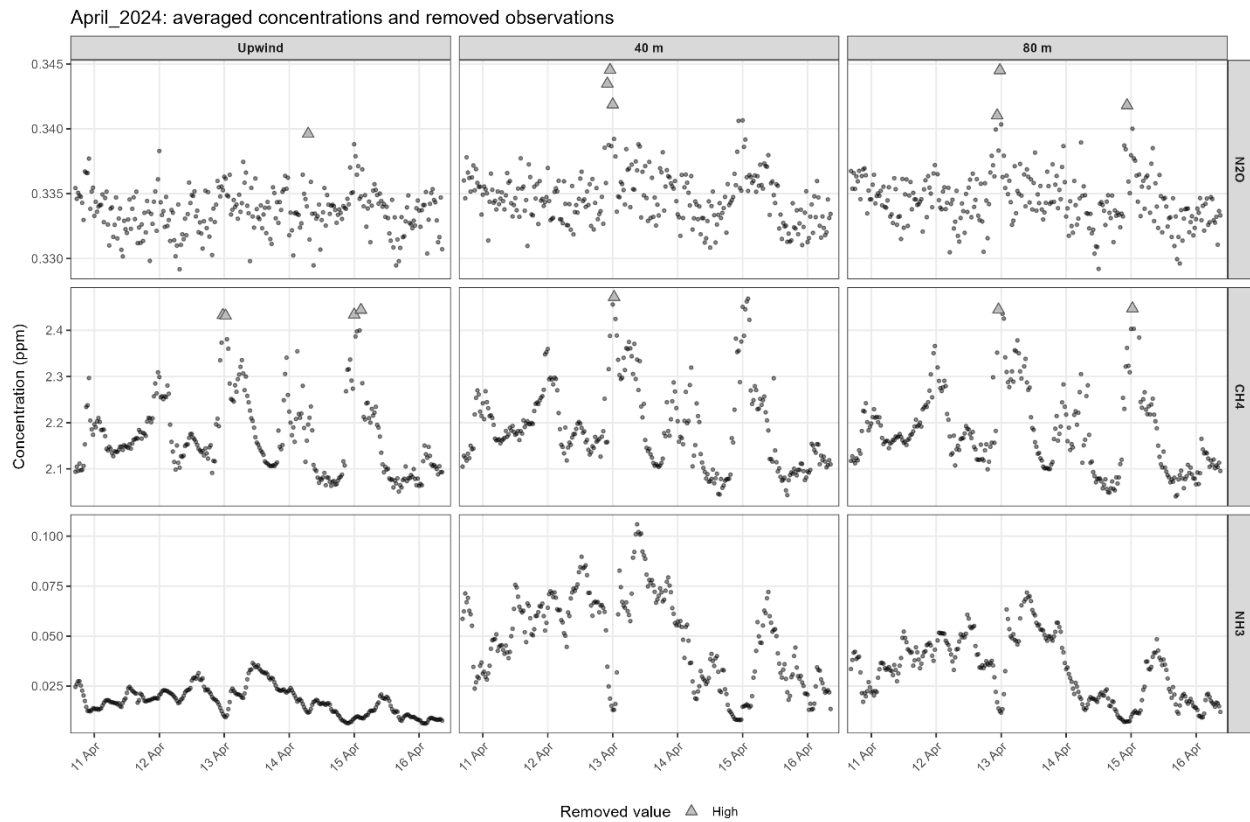


April_2024: raw concentrations and observations removed by Z-score filtering

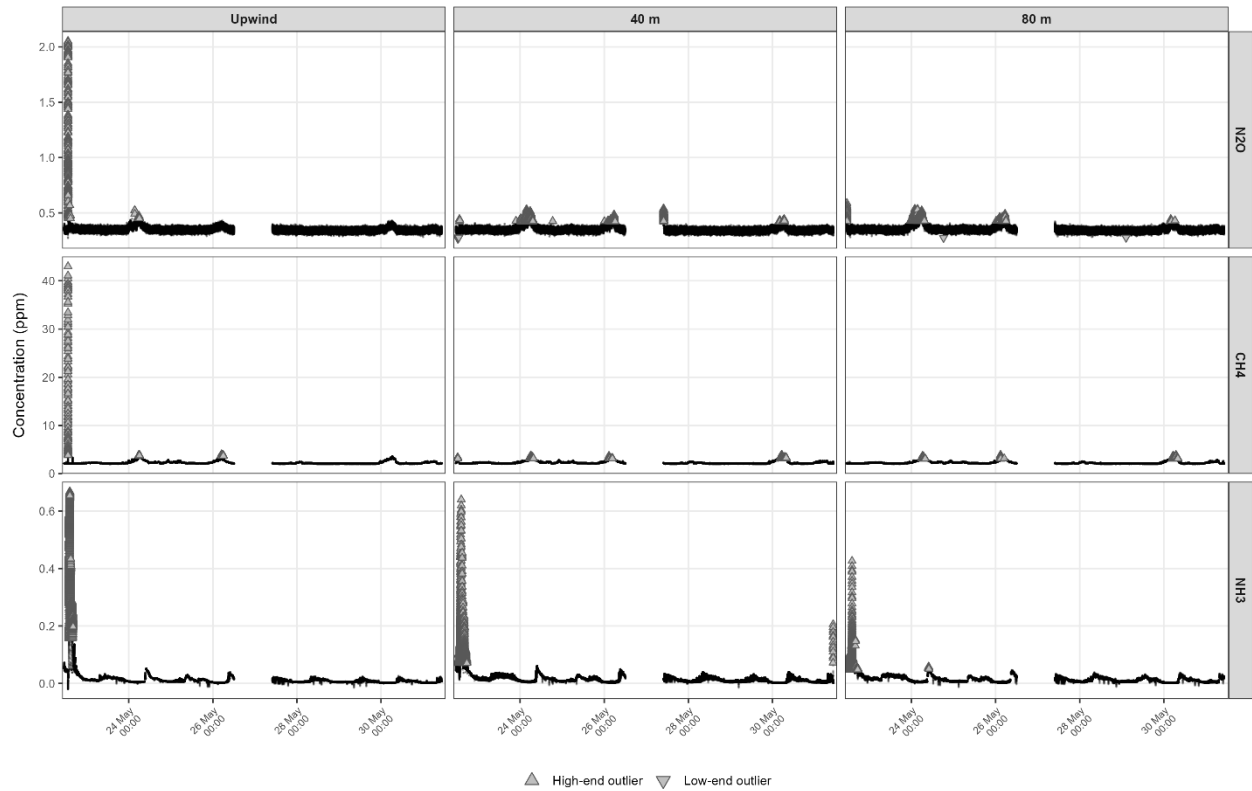


Effect of raw-concentration filtering on the average downwind–upwind concentration differences

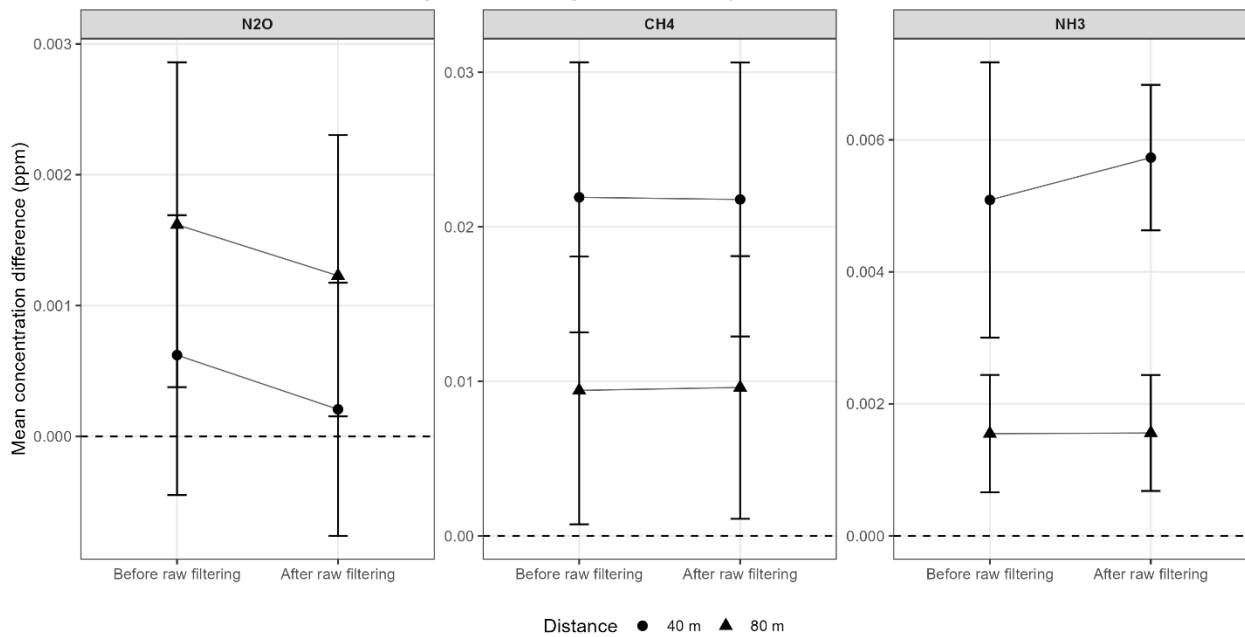


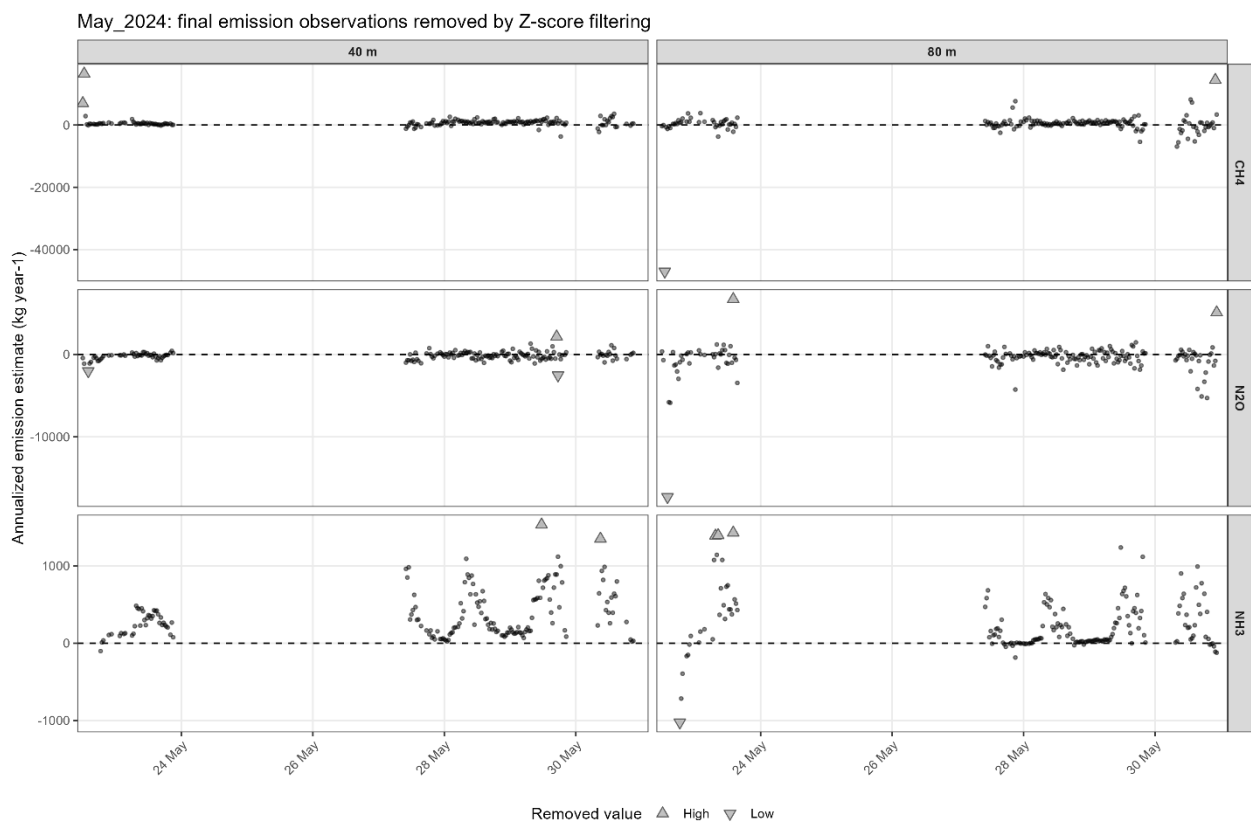
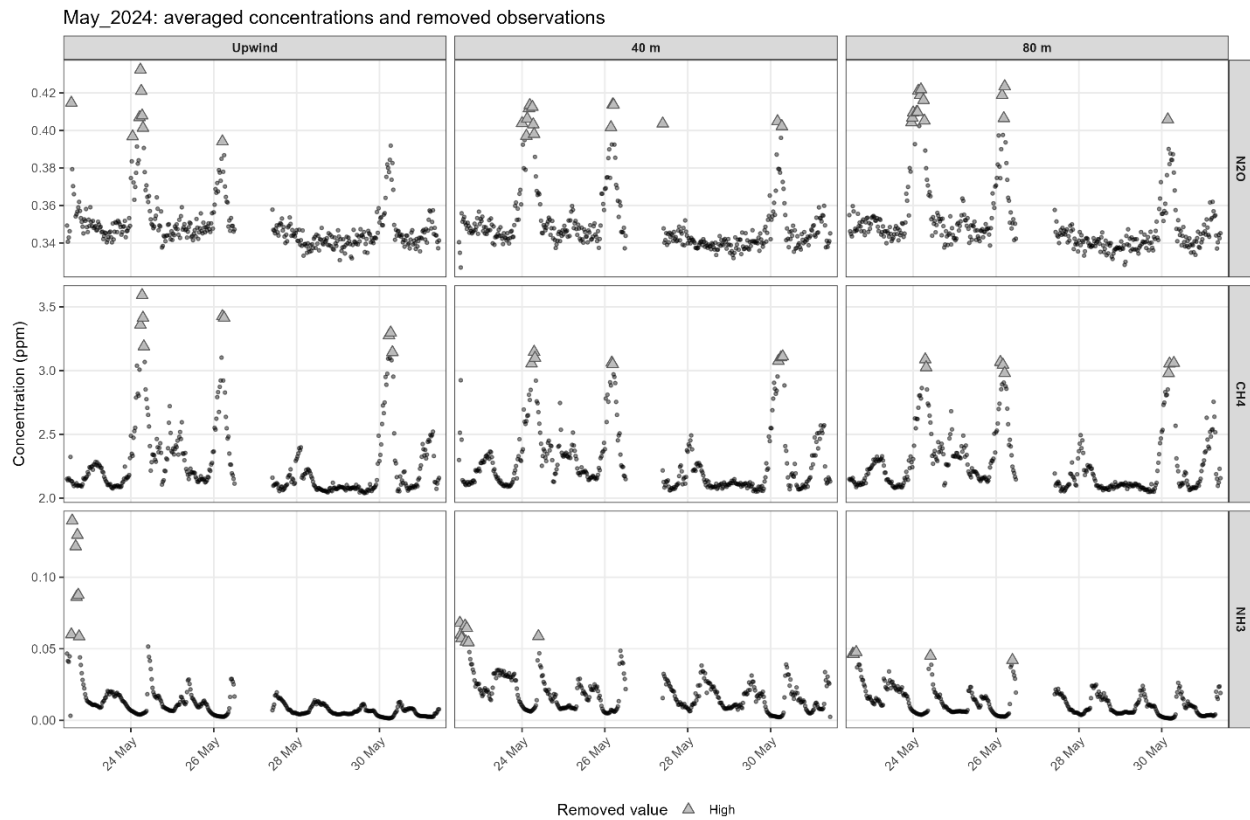


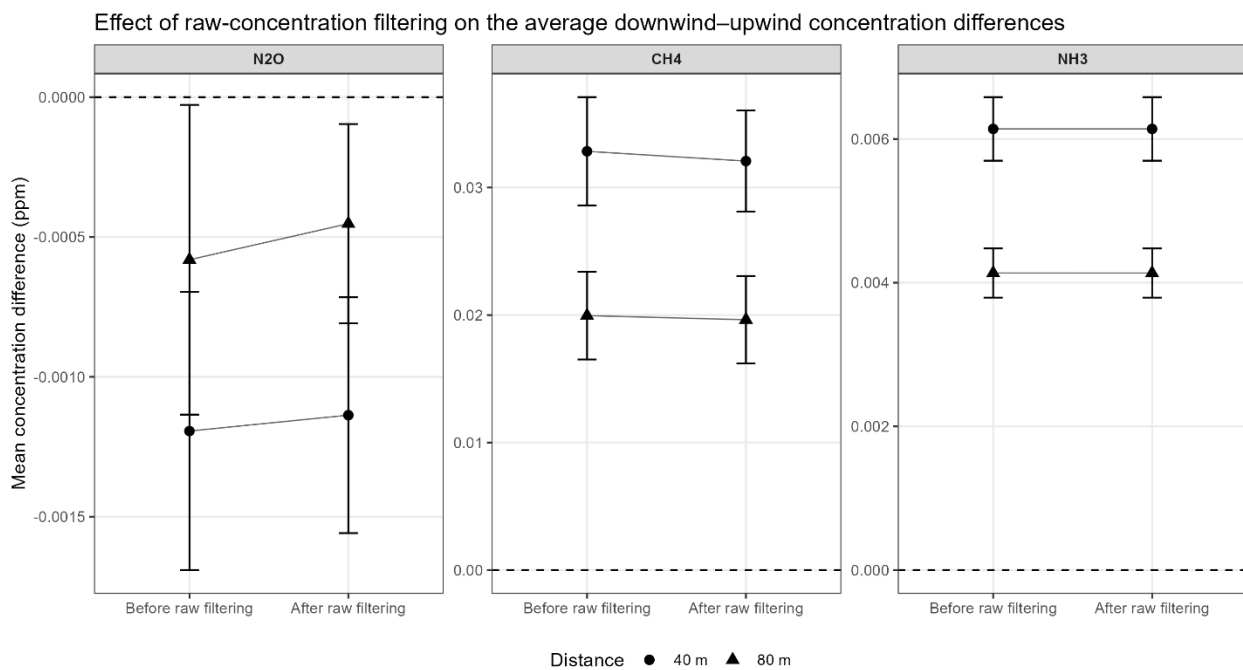
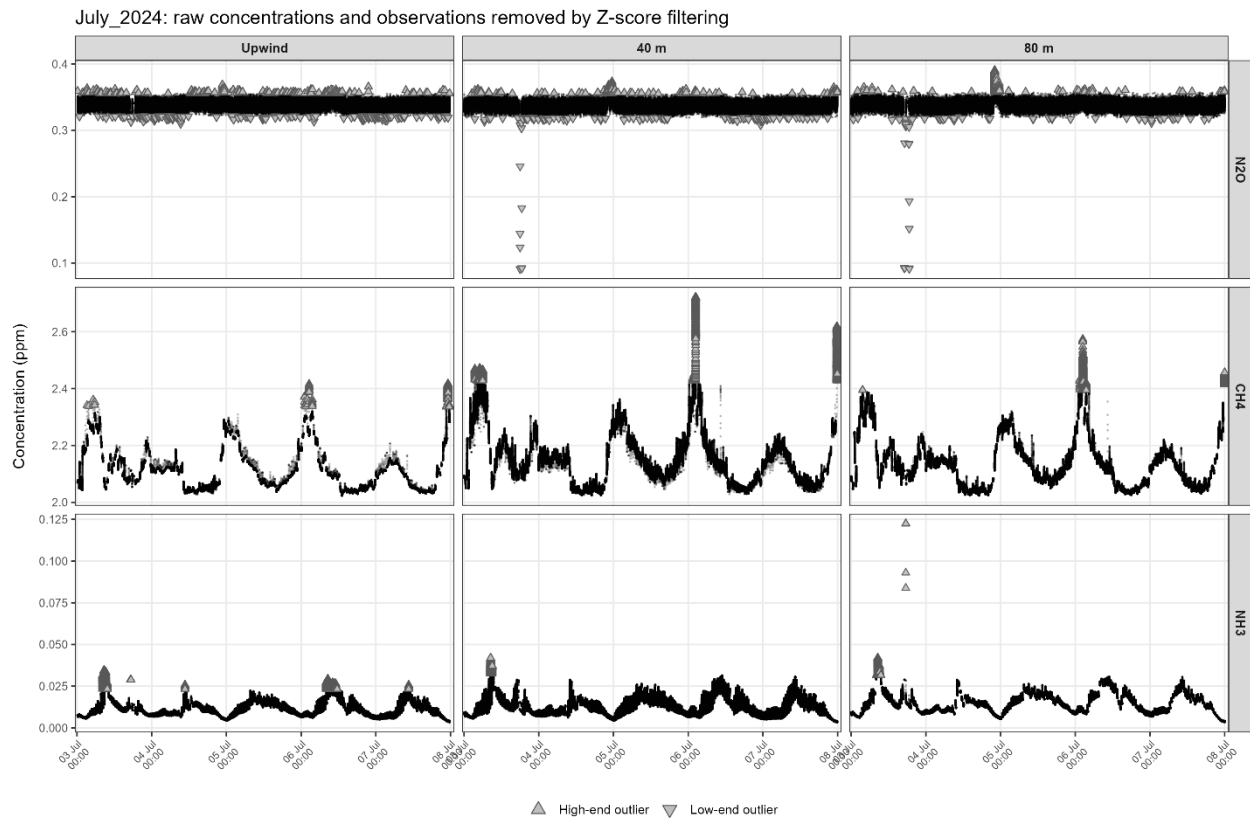
May_2024: raw concentrations and observations removed by Z-score filtering

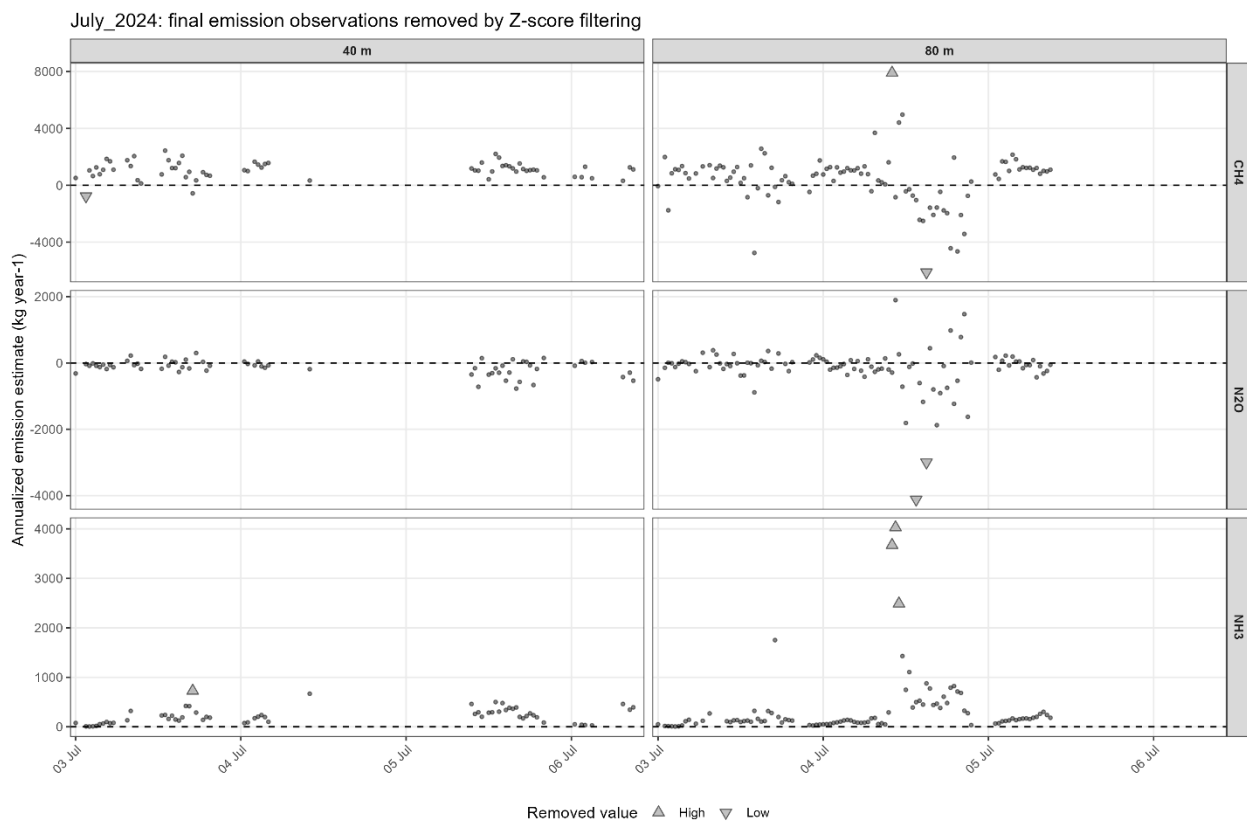
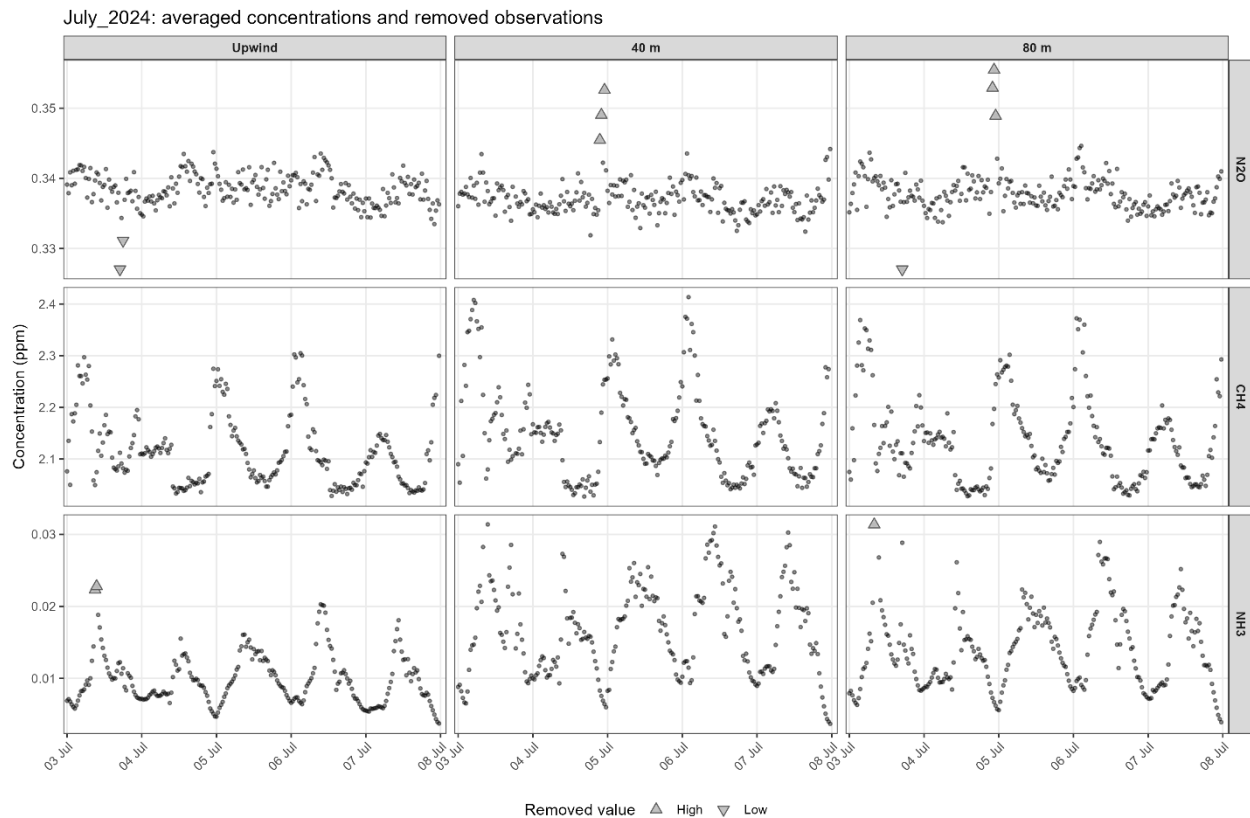


Effect of raw-concentration filtering on the average downwind–upwind concentration differences

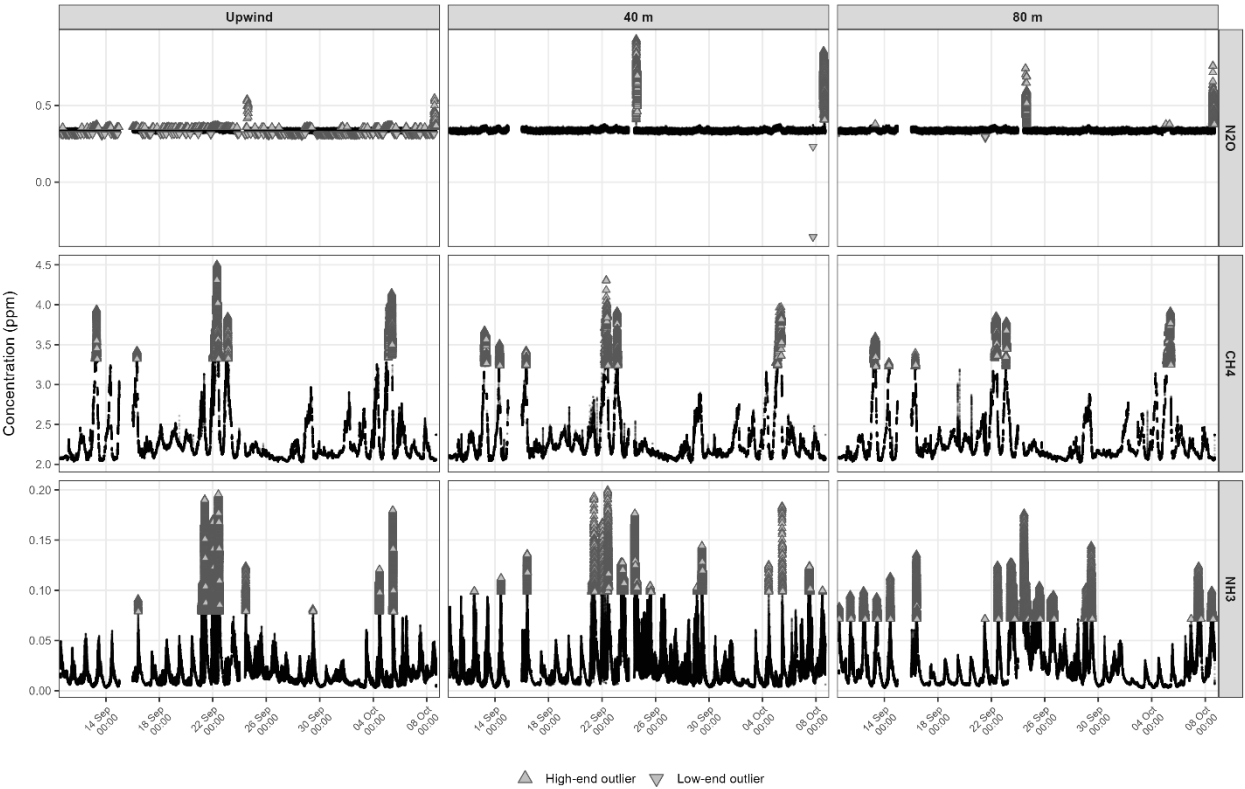




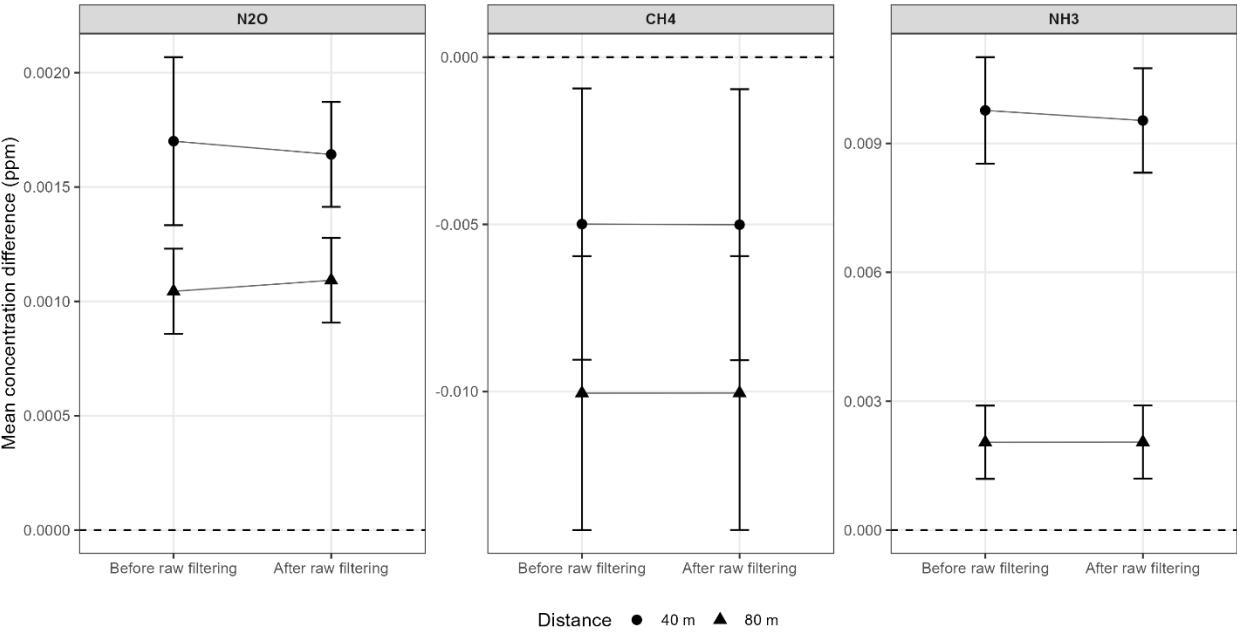




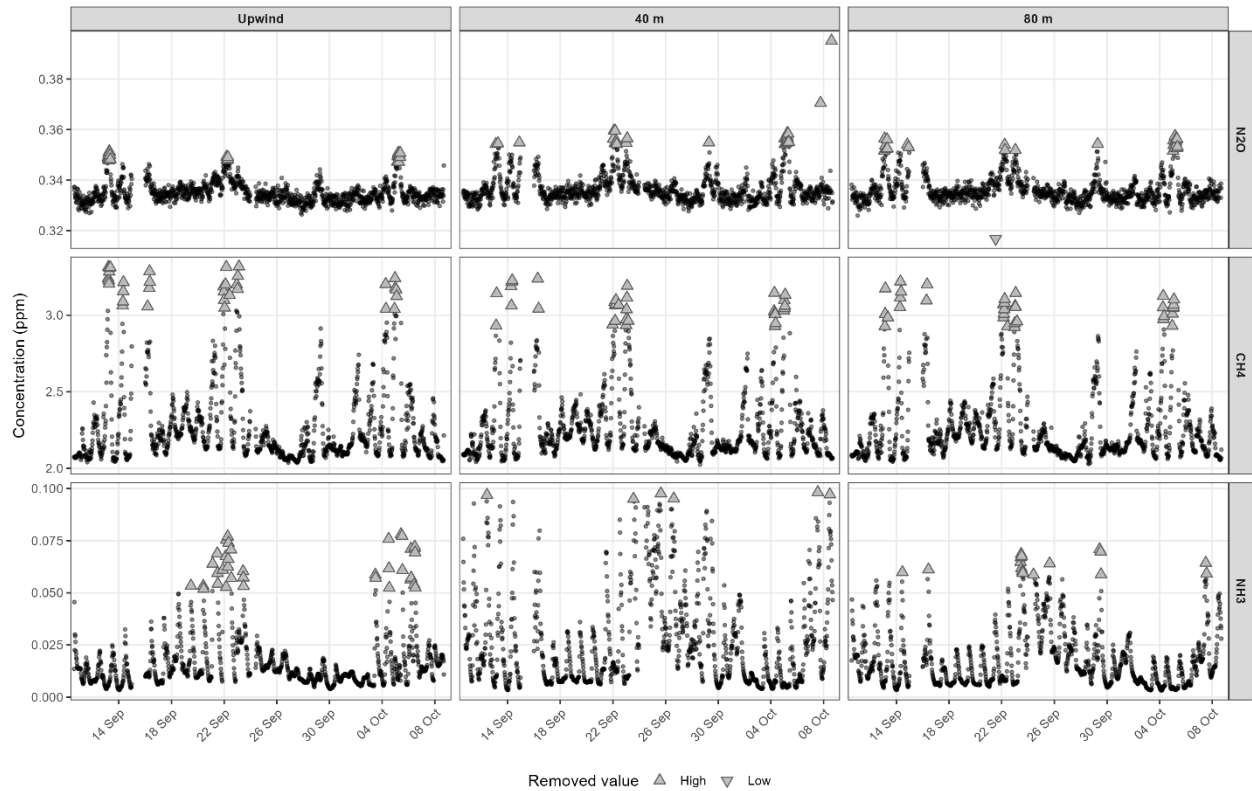
September_2024: raw concentrations and observations removed by Z-score filtering



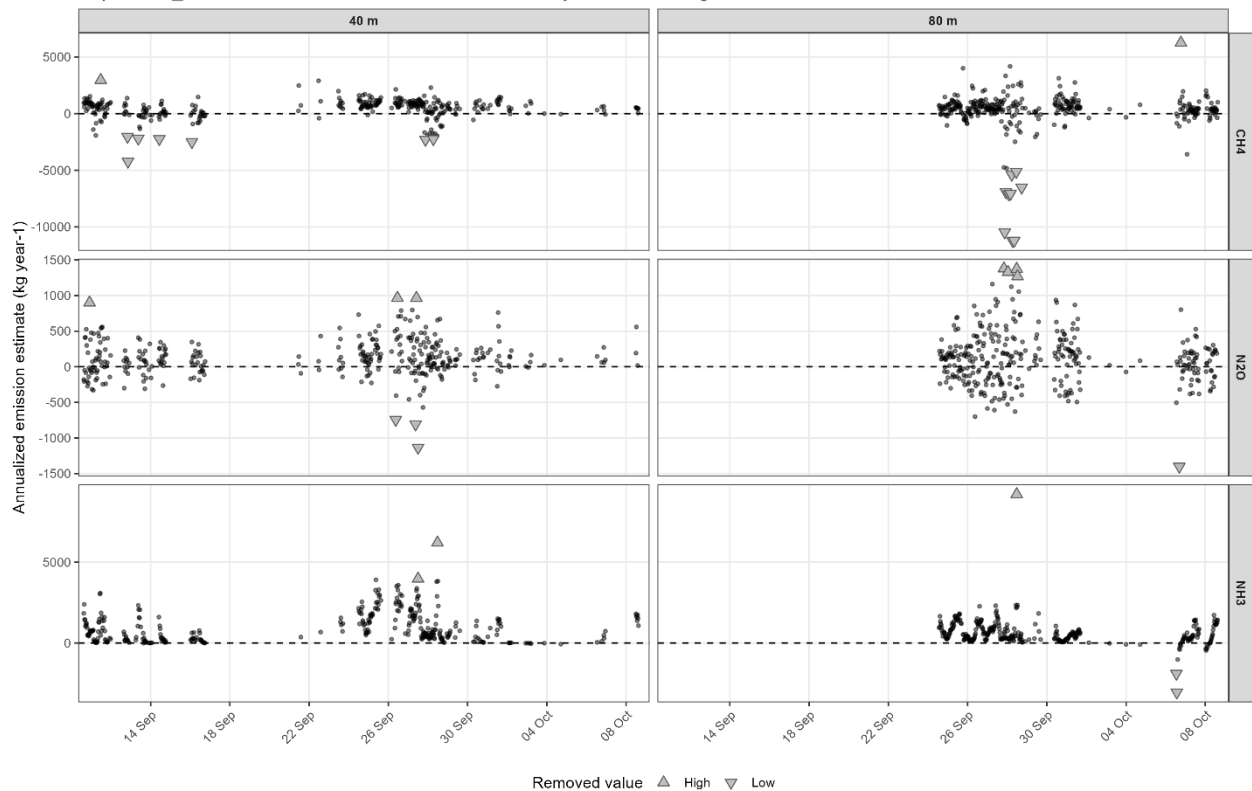
Effect of raw-concentration filtering on the average downwind-upwind concentration differences



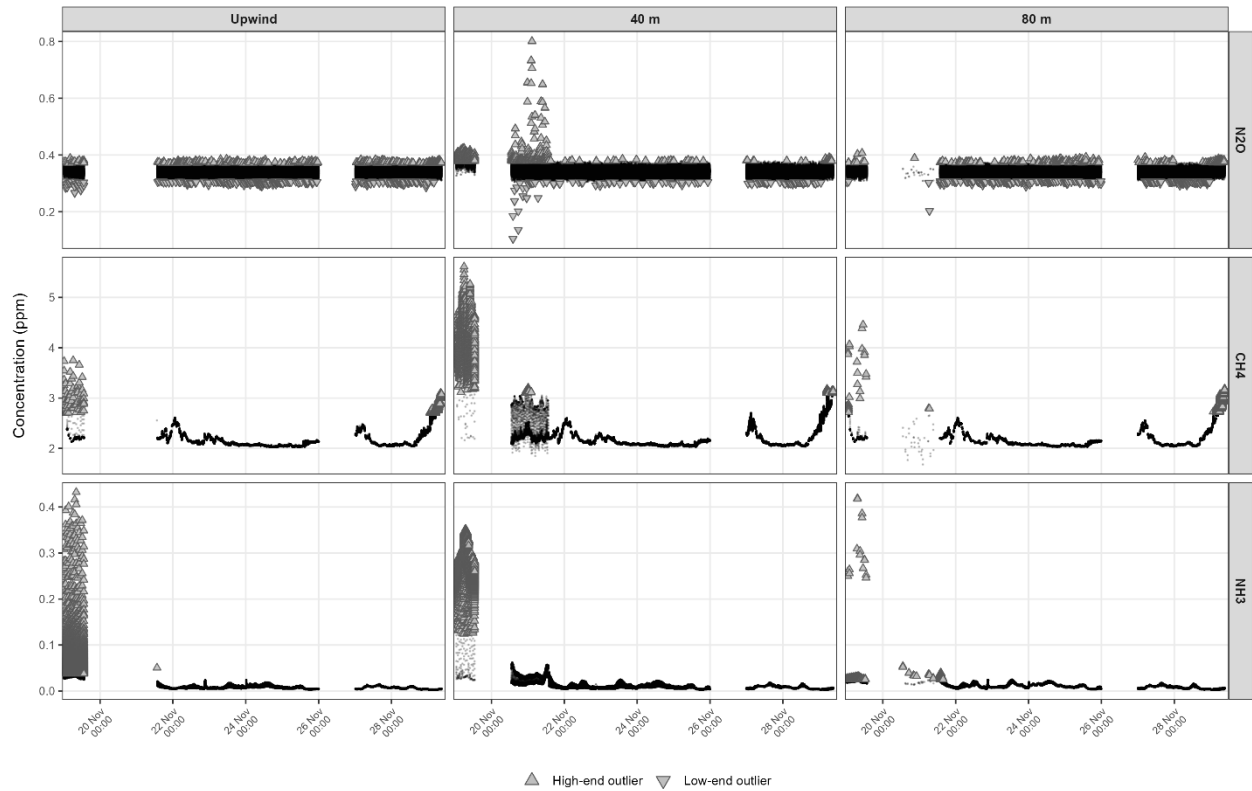
September_2024: averaged concentrations and removed observations



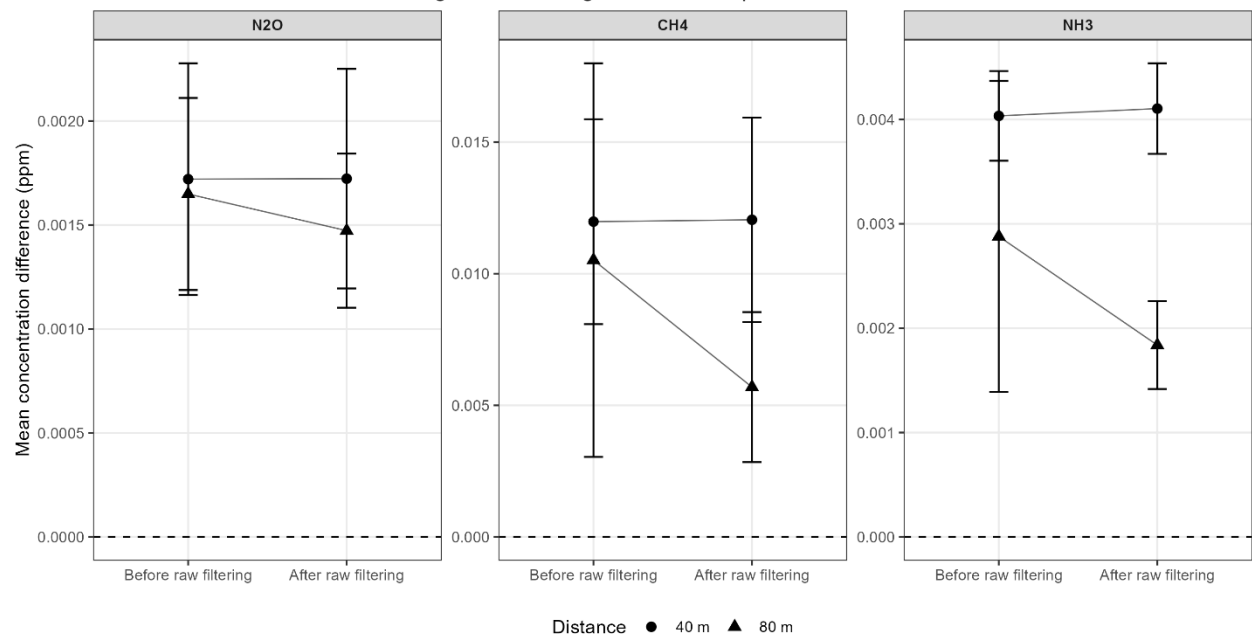
September_2024: final emission observations removed by Z-score filtering

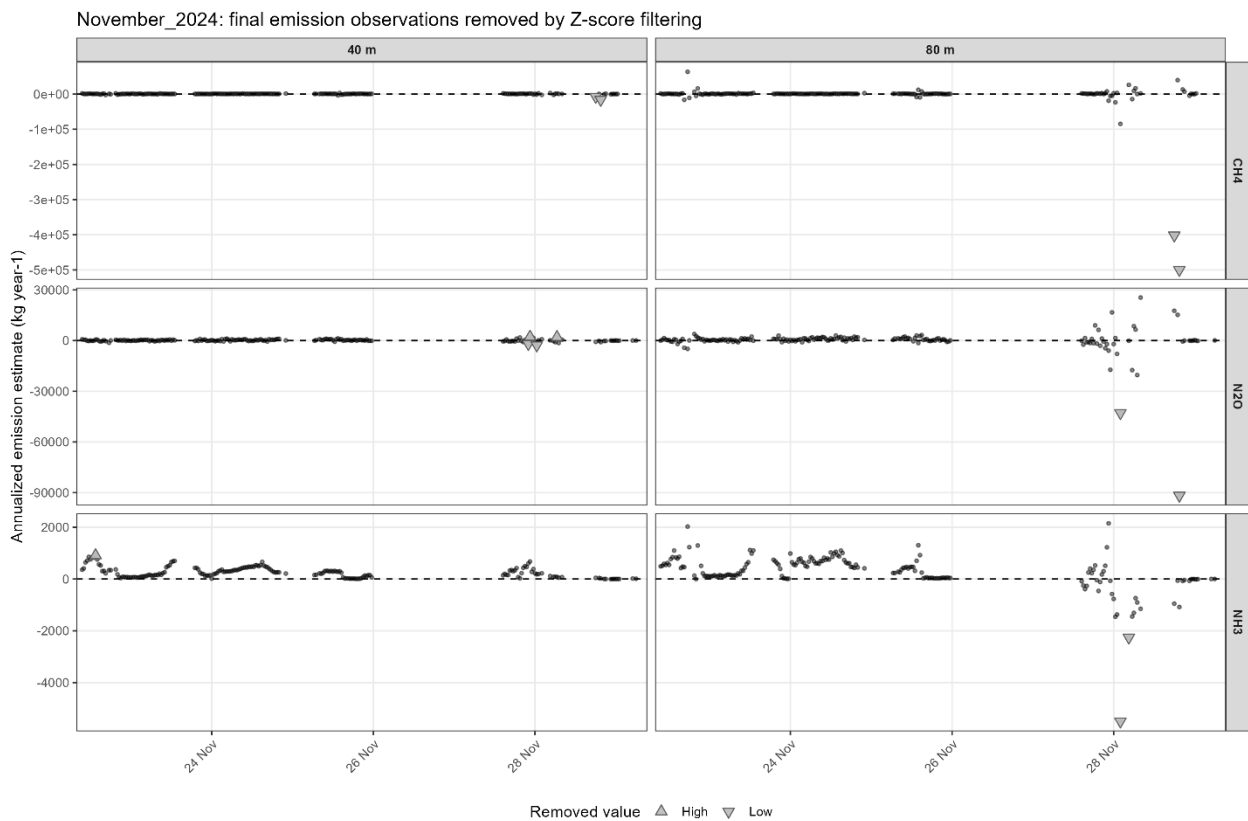
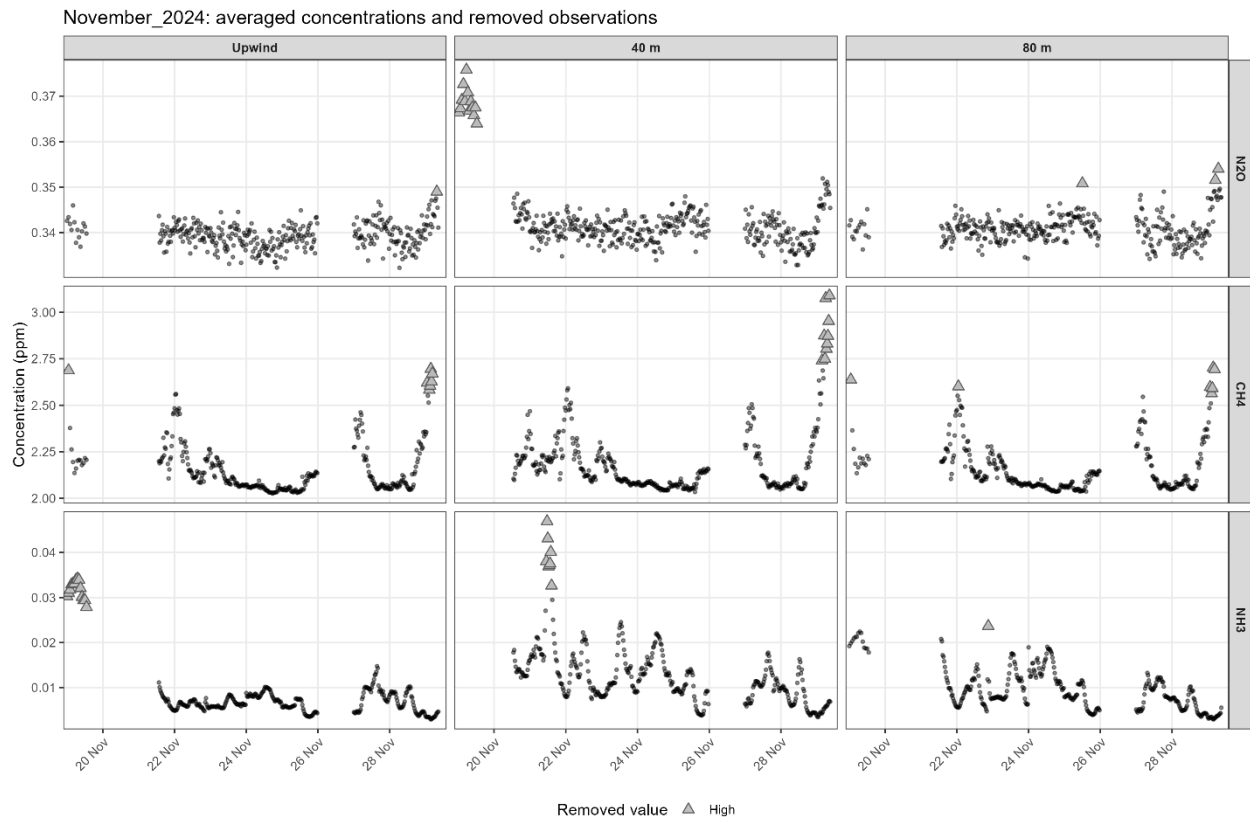


November_2024: raw concentrations and observations removed by Z-score filtering

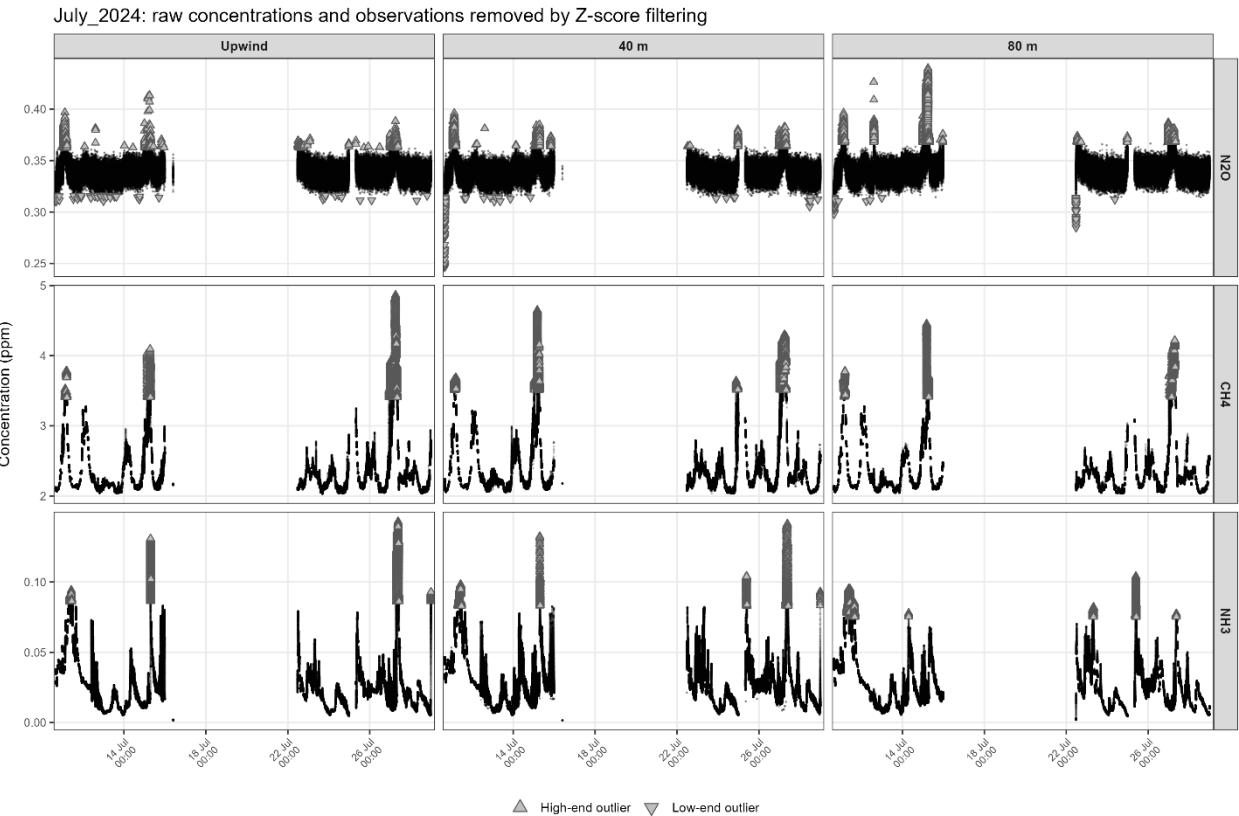


Effect of raw-concentration filtering on the average downwind-upwind concentration differences

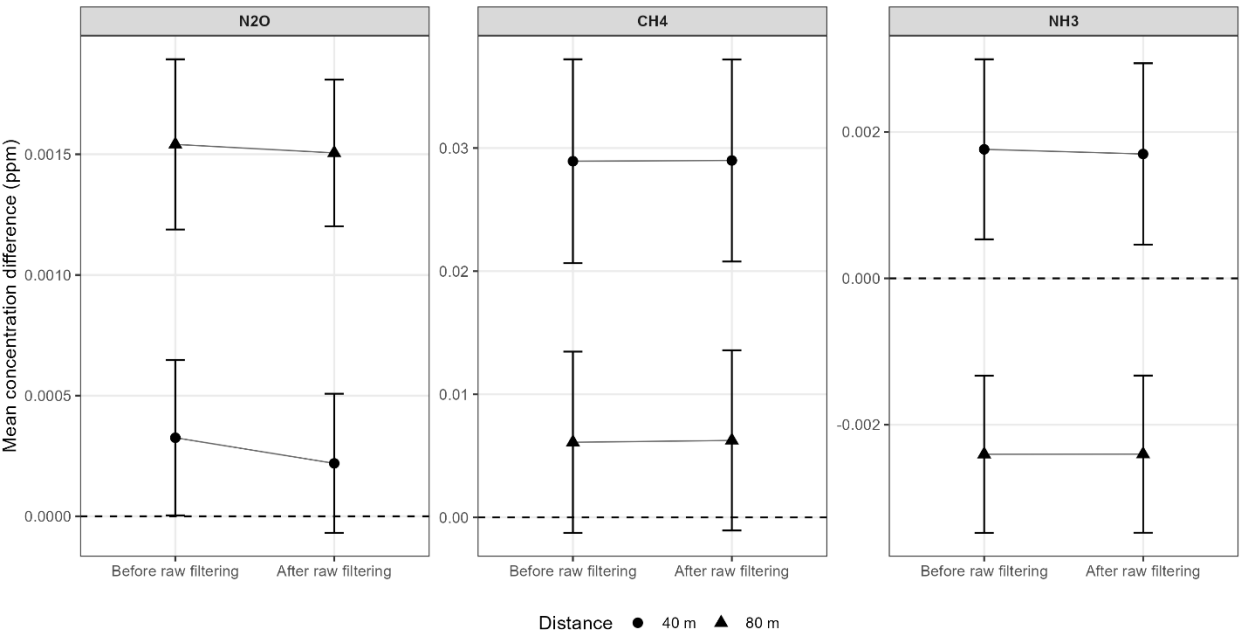




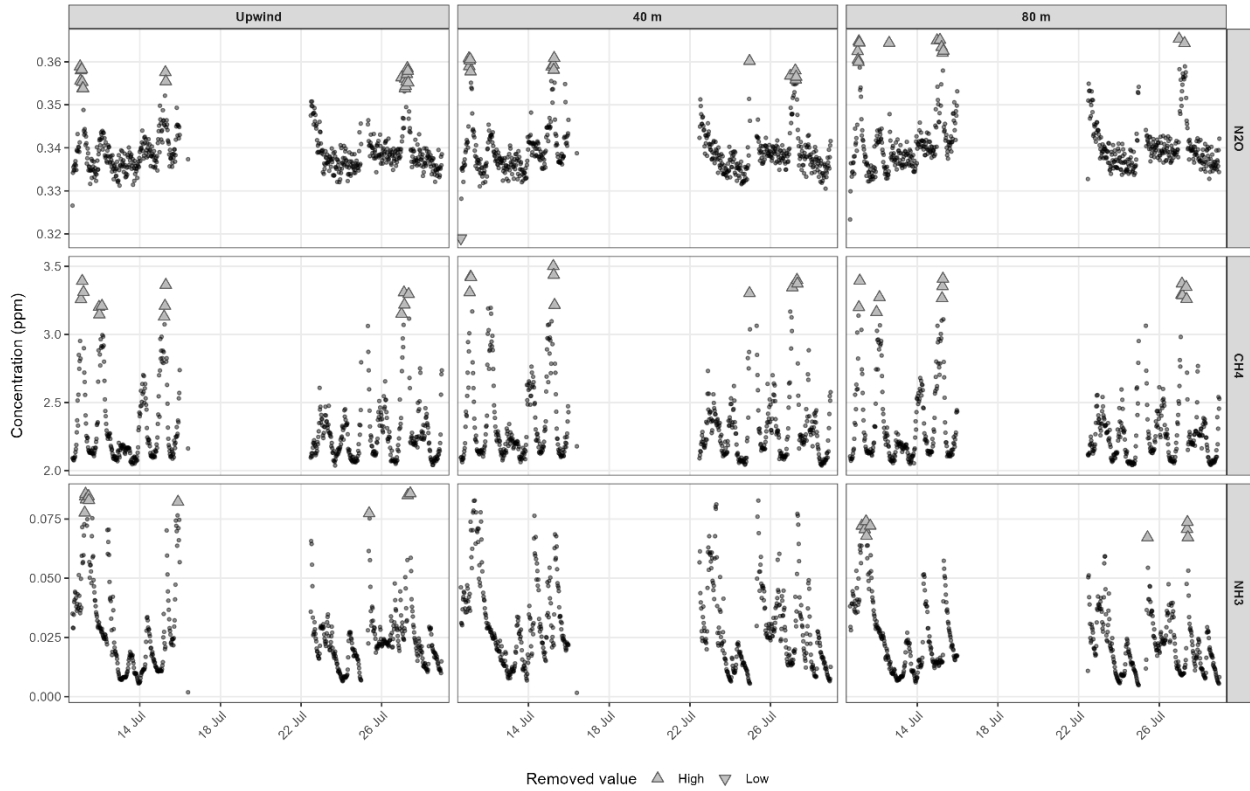
Resultaten van de uitbijteranalyse voor de metingen op bedrijf 2



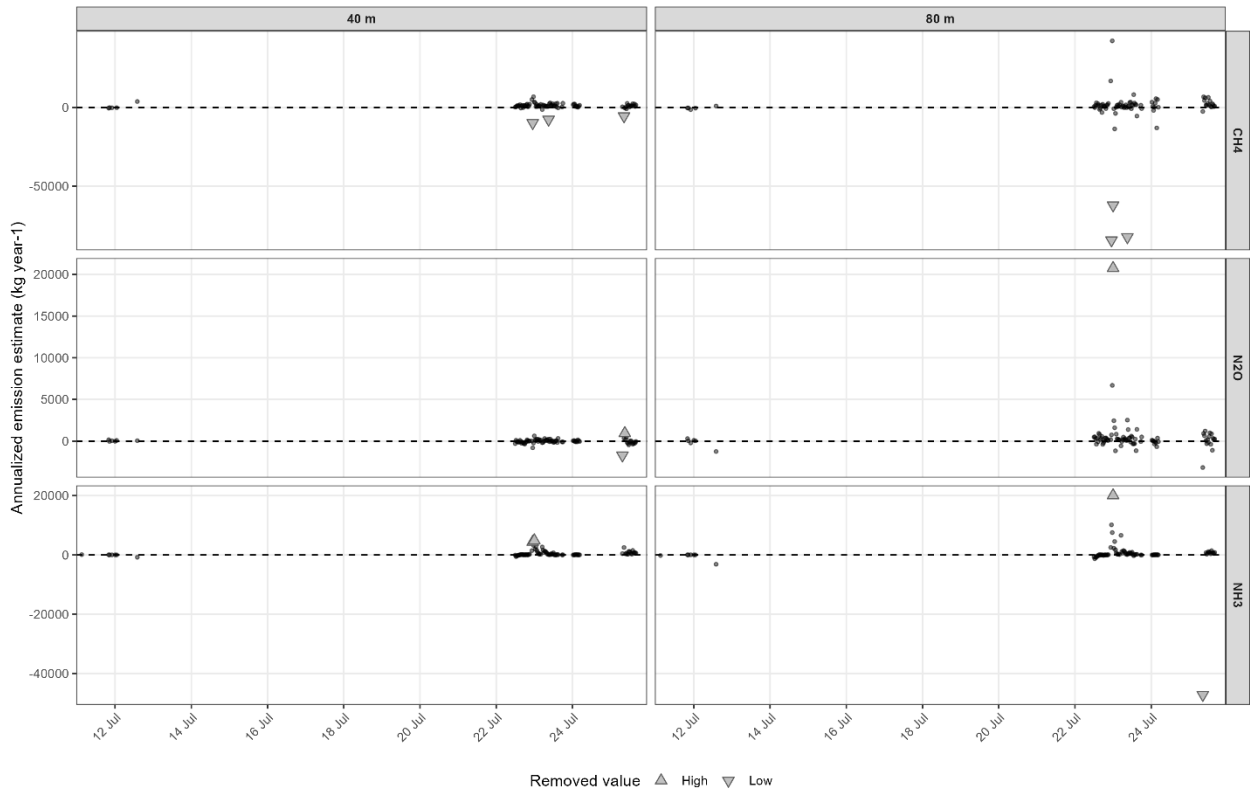
Effect of raw-concentration filtering on the average downwind-upwind concentration differences



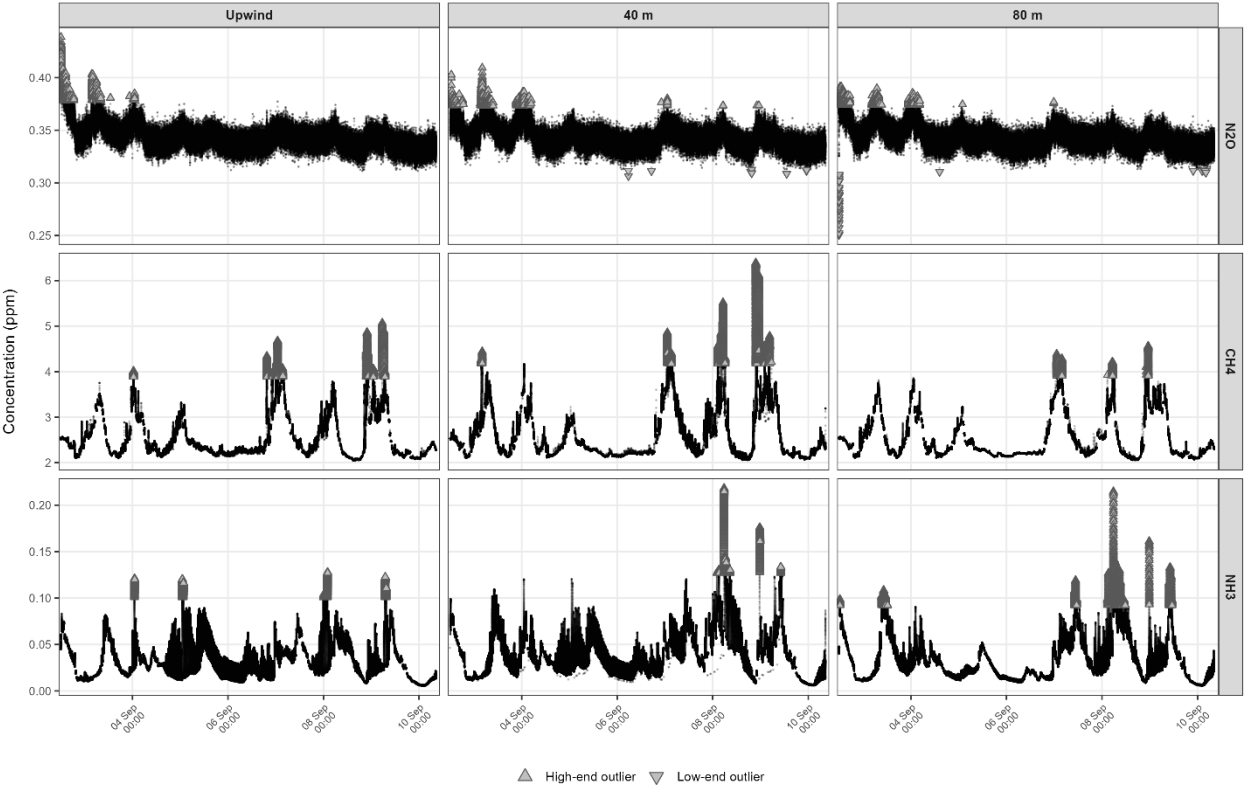
July_2024: averaged concentrations and removed observations



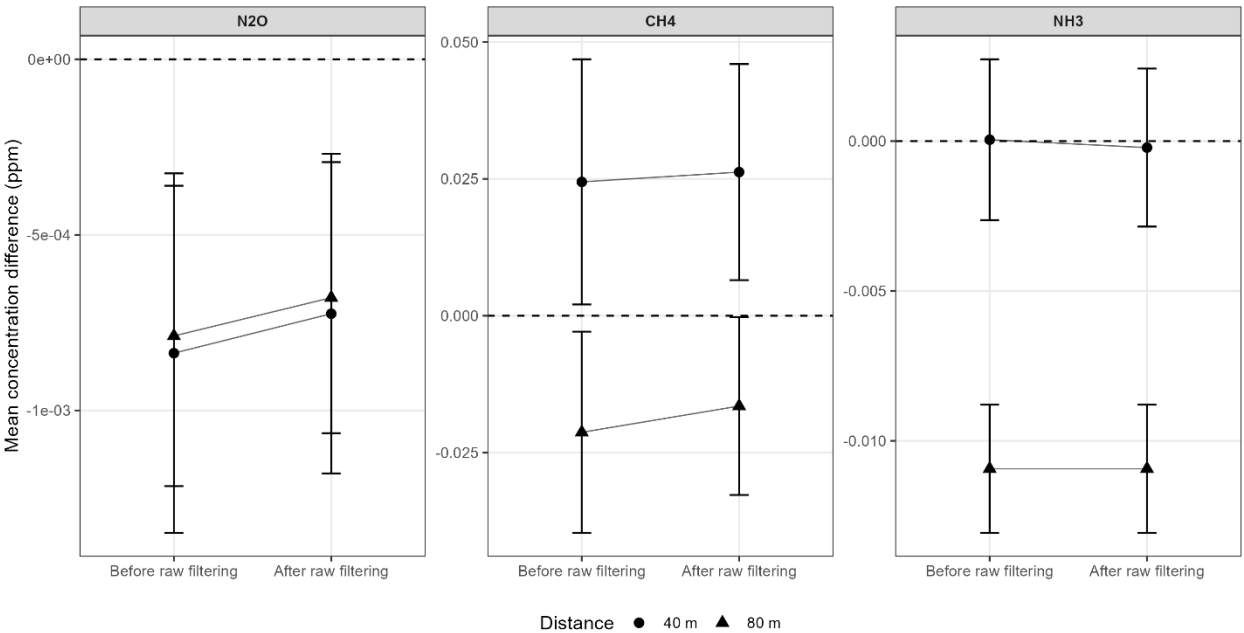
July_2024: final emission observations removed by Z-score filtering



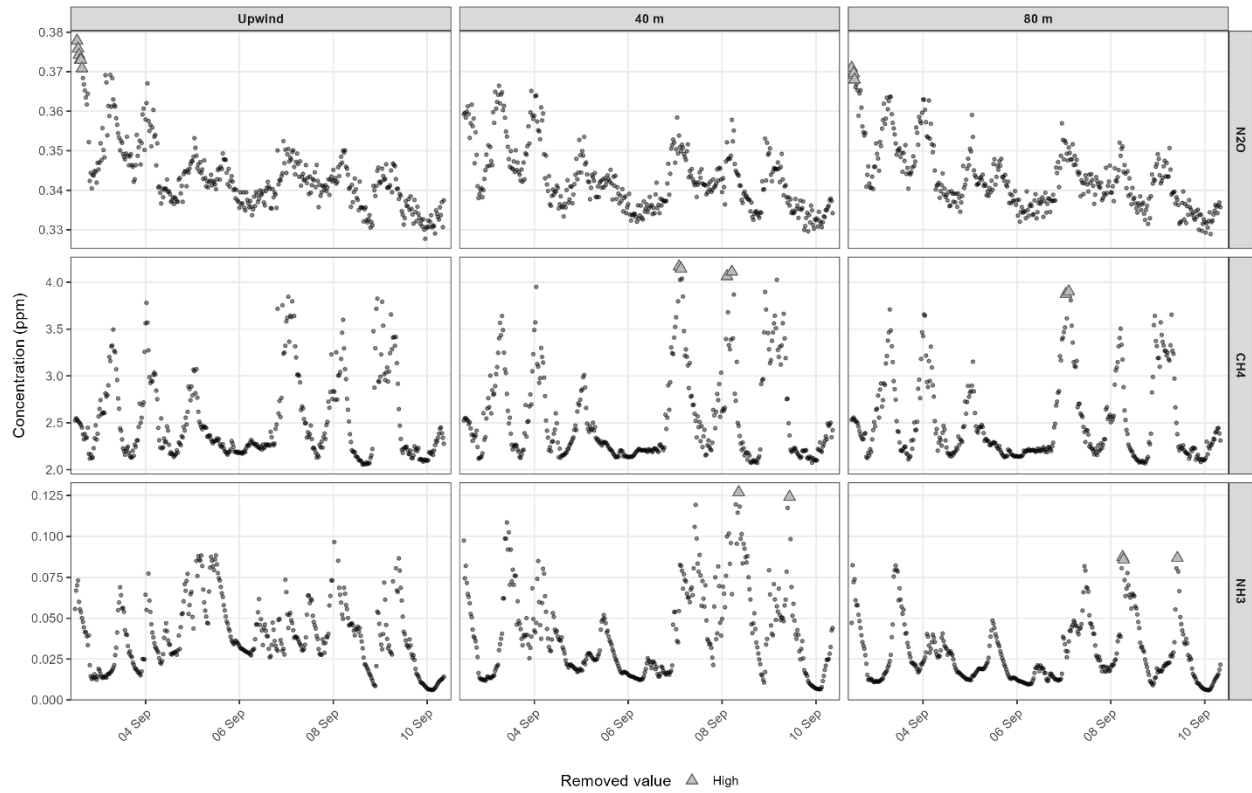
September_2024: raw concentrations and observations removed by Z-score filtering



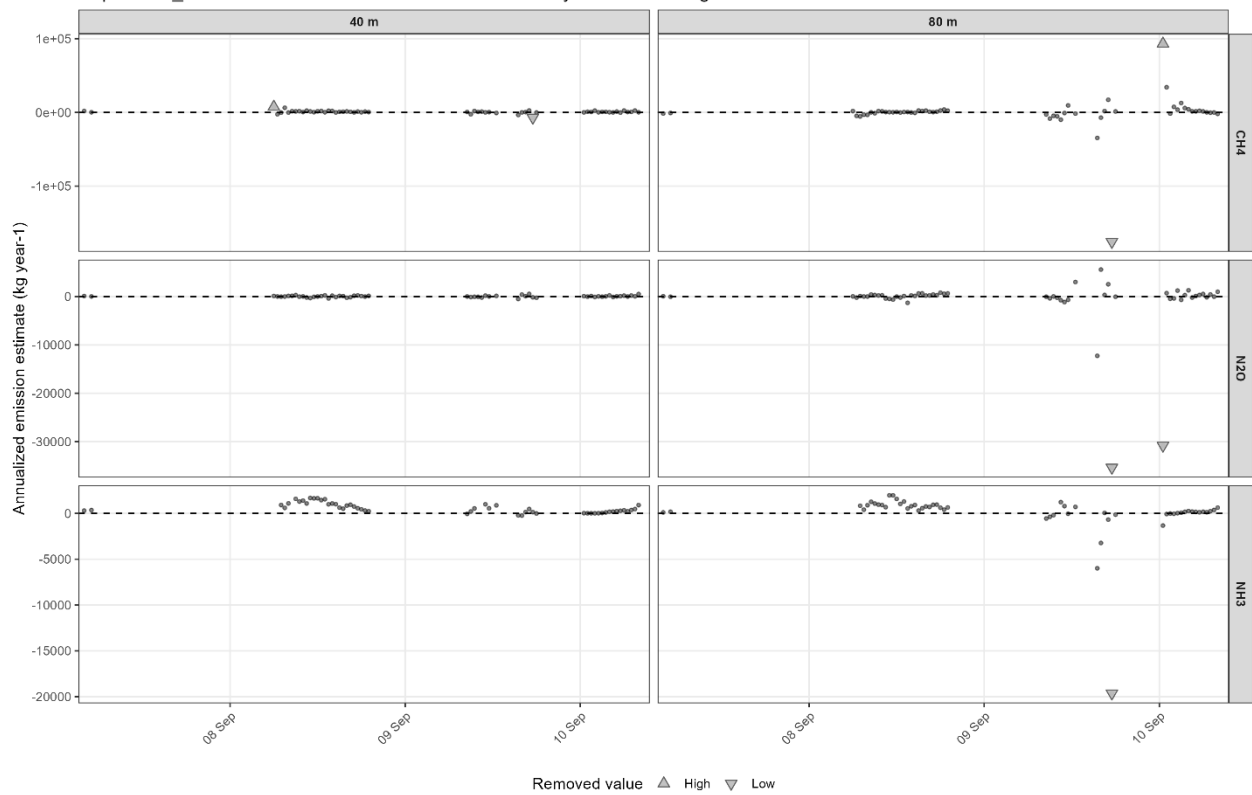
Effect of raw-concentration filtering on the average downwind–upwind concentration differences



September_2024: averaged concentrations and removed observations



September_2024: final emission observations removed by Z-score filtering



To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Livestock Research
Postbus 338
6700 AH Wageningen
T 0317 48 39 53
E info.livestockresearch@wur.nl
www.wur.nl/livestock-research

Wageningen Livestock Research ontwikkelt kennis voor een zorgvuldige en renderende veehouderij, vertaalt deze naar praktijkgerichte oplossingen en innovaties, en zorgt voor doorstroming van deze kennis. Onze wetenschappelijke kennis op het gebied van veehouderijsystemen en van voeding, genetica, welzijn en milieu-impact van landbouwhuisdieren integreren we, samen met onze klanten, tot veehouderijconcepten voor de 21e eeuw.

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

