

**Förderinitiative Verminderung von Stickstoffemissionen:  
Untersuchung der Wirkung von Immissionsschutzpflanzungen  
in der Umgebung von Stallanlagen**

**(Projekt EIS)**

**AZ 30764-34**

**ABSCHLUSSBERICHT**

Dr. Karsten Mohr

Jerzy Suda

Viola Weniger

Stefanie Zander



Projektnehmer: Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK)

Projektbeginn: 1. Oktober 2013

Laufzeit: 26 Monate

Kooperationspartner: Leibniz Universität Hannover, Institut für Meteorologie und Klimatologie (IMuK)

Oldenburg  
Februar 2016

06/02		Projektkennblatt der <b>Deutschen Bundesstiftung Umwelt</b>			
Az	<b>30764</b>	Referat	<b>34</b>	Fördersumme	<b>124.207,00 €</b>
<b>Antragstitel:</b>		<b>Förderinitiative Verminderung von Stickstoffemissionen:          Untersuchung der Wirkung von Immissionsschutzpflanzungen in der Um-          gebung von Stallanlagen.</b>			
<b>Stichworte:</b>		<b>Landwirtschaft, Rinderstall, Emissionen, Immissionen, Ammoniak, Immis-          sionsminderung, Immissionsschutzwall, Stickstoff-Depositionen</b>			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
<b>26 Monate</b>	<b>1.10.2013</b>	<b>30.11.2015</b>	<b>2/2</b>		
Zwischenberichte	vorgelegt im April 2014				
<b>Bewilligungsempfänger</b>	Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK)			Tel	0441 801102
	Hans-Joachim Harms			Fax	0441 801166
	Mars-la-Tour Str. 1-13			Projektleitung	
	26121 Oldenburg			Dr. Karsten Mohr	
<b>Bearbeiter</b>	Jerzy Suda				
<b>Kooperationspartner</b>	Universität Hannover Institut für Meteorologie und Klimatologie (ImuK) Prof. Günter Groß Herrenhäuser Straße 2 30419 Hannover				
<b>Zielsetzung und Anlass des Vorhabens</b>					
<p>In der Landwirtschaft stellen – neben der Lagerung und Verteilung von Dünger – Stallanlagen wesentliche Quellen von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) dar. Diese Stickstoffverbindung ist sehr umweltwirksam; zu negativen Effekten kann es durch seine eutrophierende und versauernde Wirkung auf natürliche und naturnahe Ökosysteme wie Wälder und Moore kommen. Die großräumige Überschreitung ihrer Toleranz gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen (critical loads) erfordert daher eine Minderung der Emissionen von Ammoniak und Stickoxiden. Insbesondere bei den aus Tierschutzaspekten offenen Rinderställen sind die technischen Möglichkeiten jedoch sehr begrenzt. Inwieweit hierzu ein Immissionsschutzwall imstande ist, wurde durch Untersuchungen an einem Rinderstall ermittelt.</p>					

### ***Darstellung der Arbeitsschritte und angewendeten Methoden***

Für die Untersuchungen wurde ein freistehender Boxenlaufstall ausgewählt. Das Untersuchungskonzept basierte auf einer vergleichenden Modellierung der NH<sub>3</sub>-Konzentration vor und nach Errichtung eines insgesamt 5,5 m hohen Immissionschutzwalles in unmittelbarer Nachbarschaft zu dem Stall. Messungen der NH<sub>3</sub>-Konzentrationen dienten zur Kalibrierung des Modells und zur Ermittlung der von anderen NH<sub>3</sub>-Quellen ausgehenden Vorbelastung.

### ***Ergebnisse und Diskussion***

Aus der Differenz der modellierten Immissionskonzentration an einem leeseitigen, 400 m langen Transekt errechnete sich eine mittlere Abnahme der NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in 3 – 3,5 m Höhe von 5 %. Ein höherer Effekt von – 10 % wurde in 50 – 100 m Distanz zum Wall festgestellt, in 350 – 400 m Entfernung war er nahe Null. Dieses Minderungsniveau liegt im Bereich der Unsicherheit der Messungen und Modellierungen. Auf Basis der zu dieser Frage erstmals durchgeführten Untersuchung sind die Ergebnisse somit nicht als gesichert zu betrachten

### ***Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation***

Die Untersuchungen und Ergebnisse wurden im Jahr 2013 und 2015 beim „NH<sub>3</sub>-workshop“, veranstaltet von Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim, Zentrale Unterstützungsstelle Luftgüteüberwachung, vorgetragen und mit den dort versammelten Experten diskutiert. Vorgesehen ist eine Veröffentlichung der Ergebnisse in einem landwirtschaftlichen Fachblatt.

### ***Fazit***

Ein effektiver Schutz von stickstoffempfindlichen Ökosystemen ist durch einen Immissionschutzwall nur auf einem insgesamt niedrigen Belastungsniveau bei niedrigwüchsigen Pflanzenbeständen in geringer Entfernung zu erreichen. Nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen ist diese immissionsmindernde Maßnahme für die landwirtschaftliche Praxis gegenwärtig nicht von Bedeutung.

## Inhalt

Abbildungsverzeichnis .....	6
Tabellenverzeichnis .....	9
Abkürzungsverzeichnis .....	10
Symbolverzeichnis .....	11
1 Zusammenfassung .....	14
2 Einleitung .....	15
3 Fragestellung und Konzept .....	16
4 Der Versuchsstandort .....	18
4.1 Untersuchungsgebiet .....	18
4.2 Versuchsstall .....	19
5 Methodik .....	23
5.1 Wettermessung .....	23
5.1.1 Schließung von Datenlücken .....	23
5.1.2 Qualitätssicherung .....	24
5.2 Punktuelle Messung der Luftbewegung im Stall .....	35
5.2.1 Schließung von Datenlücken .....	35
5.2.2 Qualitätssicherung .....	35
5.3 Ermittlung der Vorbelastung .....	36
5.3.1 Messung der NH <sub>3</sub> -Konzentrationen in der Stallumgebung .....	37
5.3.2 Messung der Vorbelastung .....	39
5.3.3 Modellierung der Vorbelastung .....	40
5.4 Modellierung der Zusatzbelastung vom Versuchsstall .....	44
5.4.1 Das Modellsystem .....	45
5.4.2 Aufbereitung der meteorologischen Eingangsdaten .....	57
5.4.3 Kombination der Einzelsimulationen zu Mitteln der Beobachtungszeiträume ..	63
6 Ergebnisse .....	76
6.1 Wetteraufzeichnungen .....	76
6.2 Messungen zum Stallklima .....	84
6.3 Gemessene NH <sub>3</sub> -Konzentrationen .....	85

6.4	Modellierung der NH <sub>3</sub> -Vorbelastung von den benachbarten Stallanlagen mit AUSTAL2000 .....	87
6.5	Modellierung der von dem Versuchsstall ausgehenden NH <sub>3</sub> -Konzentrationen mit ASMUS-PARAT .....	88
6.5.1	Modellanpassung.....	89
6.5.2	Einzelfall-Simulationen.....	94
6.5.3	Simulation der Immissionskonzentrationen der Messperioden.....	105
6.5.4	Effekt des Walles in Abhängigkeit von Quellposition, Windgeschwindigkeit und Lage der Beurteilungsfläche .....	121
7	Diskussion .....	144
8	Fazit.....	149
	Danksagung.....	149
	Literatur.....	150
	Anhang .....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4.1: Lage des Untersuchungsgebietes schwarz umrandet und roter Punkt .....	18
Abbildung 4.2: Untersuchungsstandort mit dem Versuchsstall (gelb umrandet).....	19
Abbildung 4.3: Östliche Stallseite ohne Damm .....	20
Abbildung 4.4: Immissionsschutzwall in der Bauphase (Blick von Westen).....	20
Abbildung 4.5: Blick auf den Damm von Norden .....	21
Abbildung 4.6: Blick auf den Damm von Süden .....	21
Abbildung 5.1: Messmast für Wettermessungen.....	23
Abbildung 5.2: Zeitreihen der Windgeschwindigkeit der Stationen Wehnen und Hahn-Lehmden.....	25
Abbildung 5.3: Vergleich der Windgeschwindigkeit in 5 m Höhe in Wehnen und Hahn-Lehmden.....	26
Abbildung 5.4: Vergleich der Windgeschwindigkeiten nach Korrektur .....	26
Abbildung 5.5: Zeitreihen der Windrichtung der Stationen Wehnen und Hahn-Lehmden .....	27
Abbildung 5.6: Vergleich der Windrichtung in Hahn-Lehmden und Wehnen.....	28
Abbildung 5.7: Parallelmessung zur Validierung der Wetterdaten.....	28
Abbildung 5.8: Windzeitreihen der Vergleichsmessung vom 20.-27.03.2014 .....	30
Abbildung 5.9: Windzeitreihen der Vergleichsmessung vom 11.-24.04.2014 .....	31
Abbildung 5.10: Gegenüberstellung der Windgeschwindigkeit der LWK- und der IMuK-Messtation	32
Abbildung 5.11: Gegenüberstellung der Windrichtung der LWK- und der IMuK-Messtation.....	32
Abbildung 5.12: Hitzdrahtanemometer im Stall.....	35
Abbildung 5.13 (links): Aufbau eines IVL-Passivsammlers .....	37
Abbildung 5.14 (rechts): Messmast mit IVL-Passivsammlern .....	37
Abbildung 5.15: Messanordnung am Standort Hahn-Lemden (Luftbildquelle: Bing) .....	38
Abbildung 5.16: Jahresverlauf der mit IVL-Sammlern ermittelten Ammoniakkonzentrationen an der Dauermesstelle in Bösel in 2014 .....	39
Abbildung 5.17: Schematische Darstellung des Modellsystems .....	45
Abbildung 5.18: Schematische Darstellung der Rechengebiete von ASMUS und PARAT. ....	51
Abbildung 5.19: Mit DJ3D digitalisiertes Modellgebiet.....	51
Abbildung 5.20: Ausrichtung des Modellgebietes.....	52
Abbildung 5.21: Darstellung der Bäume und Gebäude in der numerischen Modellierung.....	53
Abbildung 5.22: Darstellung des Stallgebäudes, Wohnhauses mit Carport und des Walles in den numerischen Modellen.....	53
Abbildung 5.23: Lage der Quellen .....	55
Abbildung 5.24: Einfluss der Schichtung auf die Windgeschwindigkeit in 75 m Höhe .....	62
Abbildung 5.25: Auftreten der künstlichen Sternstruktur.....	65
Abbildung 5.26: Vermeidung der künstlichen Sternstruktur: Zwischenresultat.....	67
Abbildung 5.27: Vermeidung der künstlichen Sternstruktur: Endresultat.....	67
Abbildung 5.28: Haupt- und Hilfswindrichtungen der Simulation .....	69
Abbildung 5.29: Aufttrittshäufigkeit der Zwischen- und Stützrichtungen.....	70
Abbildung 5.30: Windrichtungsabhängiger Häufigkeitsanteil der Teilquellen von Quellpaaren.....	74
Abbildung 6.1: Windrichtungsverteilung der gesamten Zeit beider Versuchsjahre .....	76
Abbildung 6.2: Windrichtungsverteilung der 1., 2. und 3. Messperioden beider Versuchsjahre .....	78
Abbildung 6.3: Windrichtungsverteilung der 4., 5. und 6. Messperioden beider Versuchsjahre .....	79

Abbildung 6.4: Windrichtungsverteilung der 7., 8. und 9. Messperioden beider Versuchsjahre.....	82
Abbildung 6.5: Windrichtungsverteilung der 10., 11. und 12. Messperioden beider Versuchsjahre ..	83
Abbildung 6.6: Windrichtungsverteilung der 13. Messperioden beider Versuchsjahre.....	84
Abbildung 6.7: Ermittelte Änderungen der Stallluftbewegung bei Phasen mit und ohne Damm.....	84
Abbildung 6.8: Verteilung der mittleren NH <sub>3</sub> -Konzentrationen im Messjahr mit/ohne Wall, Referenzstandorte weiß umrandet.....	85
Abbildung 6.9: Jahresverlauf der Ammoniakkonzentrationen an Referenzpunkten 18 und 23 .....	86
Abbildung 6.10: Gegenüberstellung von gemessenen NH <sub>3</sub> -Konzentrationen und simulierten Konzentrationswerten unterschiedlicher Quellkombinationen .....	92
Abbildung 6.11: Gegenüberstellung von gemessenen NH <sub>3</sub> -Konzentrationen und simulierten Konzentrationswerten ausgewählter Quellkombinationen.....	93
Abbildung 6.12: Horizontalschnitte der simulierten Geschwindigkeitsverteilung im Analysegebiet...	96
Abbildung 6.13: Horizontalschnitte der simulierten Turbulenzenergie im Analysegebiet.....	98
Abbildung 6.14: Strömung um Stall mit und ohne Wall .....	99
Abbildung 6.15: Verteilung der Konzentration mit und ohne Wall bei Emission am Dachfirst.....	101
Abbildung 6.16: Verteilung der Konzentration mit und ohne Wall bei Emission an der Ostwand.....	103
Abbildung 6.17: Vergleich der Simulations- und Messdaten der Messperiode I-7 .....	108
Abbildung 6.18: Vergleich der Simulations- und Messdaten des ersten Messjahres.....	110
Abbildung 6.19: Vergleich der Simulations- und Messdaten des zweiten Messjahres .....	111
Abbildung 6.20: Streudiagramm der Simulations- und Beobachtungsdaten aller Messperioden .....	112
Abbildung 6.21: Simulierte Konzentrationsverteilung mit und ohne Wall für Messperiode I-7 .....	114
Abbildung 6.22: Konzentration ohne Wall und Konzentrationsänderung durch Wall im ersten Jahr	116
Abbildung 6.23: Streudiagramm der mit und ohne Wall simulierten Konzentration.....	117
Abbildung 6.24: Streudiagramm der bewirkten relativen Konzentrationsänderung im Jahr I.....	118
Abbildung 6.25: Lage der Analyseflächen .....	120
Abbildung 6.26: Berechneter Minderungseffekt des Walles leeseitig des Versuchsstalles im 1. und 2. Untersuchungsjahrs sowie im gesamten Untersuchungszeitraum .....	121
Abbildung 6.27: Für Quellkombinationen simulierter Walleffekt in Messperiode I-7 .....	122
Abbildung 6.28: Für verschiedene Quellkombinationen simulierter Walleffekt im Jahr I.....	123
Abbildung 6.29: Konzentrationsverteilung ohne Wall bei homogener Windrichtungsverteilung .....	128
Abbildung 6.30: Konzentrationsverteilung mit Wall bei homogener Windrichtungsverteilung .....	130
Abbildung 6.31: Durch Wall bewirkte Konzentrationsänderung in niedriger Höhe bei homogener Windrichtungsverteilung.....	131
Abbildung 6.32: Durch Wall bewirkte Konzentrationsänderung in größerer Höhe bei homogener Windrichtungsverteilung.....	133
Abbildung 6.33: Änderung der Deposition durch Wall bei homogener Windrichtungsverteilung ....	135
Abbildung 6.34: Konzentrationsverteilung bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten .....	138
Abbildung 6.35: Einfluss der Windgeschwindigkeit auf Immissionsänderung durch den Wall.....	140
Abbildung 6.36: Walleffekt in geringer Höhe unter Einfluss der Quellposition, Windgeschwindigkeit und Entfernung .....	142
Abbildung 6.37: Walleffekt in größerer Höhe unter Einfluss der Quellposition, Windgeschwindigkeit und Entfernung .....	143

## Abbildungen im Anhang

- Abbildung A 1: Testsimulationen zur Wahl der Interzeptionslänge.. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 2: Immissionskonzentrationen aus Simulation und Messung der 1., 2. und 3. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 3: Immissionskonzentrationen aus Simulation und Messung der 4., 5. und 6. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 4: Immissionskonzentrationen aus Simulation und Messung der 7., 8. und 9. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 5: Immissionskonzentrationen aus Simulation und Messung der 10., 11. und 12. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 6: Immissionskonzentrationen aus Simulation und Messung der 13. Messperioden und der Jahreszeiträume ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 7: Simulierte Immissionsänderung durch Wall in den 1., 2. und 3. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 8: Simulierte Immissionsänderung durch Wall in den 4., 5. und 6. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 9: Simulierte Immissionsänderung durch Wall in den 7., 8. und 9. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 10: Simulierte Immissionsänderung durch Wall in den 10., 11. und 12. Messperioden beider Jahre ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 11: Simulierte Immissionsänderung durch Wall in den 13. Messperioden und für Jahreszeiträume ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 12: Konzentration ohne Wall und Konzentrationsänderung durch Wall im zweiten Jahr ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 13: Streudiagramm der mit und ohne Wall simulierten Konzentration für Jahr II... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 14: Streudiagramm der durch den Wall bewirkten relativen Konzentrationsänderung im Jahr II ..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Abbildung A 15: Für verschiedene Quellkombinationen simulierter Walleffekt im Jahr II..... **Fehler! Textmarke nicht definiert.**



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 5.1: Ersatzdaten der Messstation Wehnen.....	24
Tabelle 5.2: Emissionsfaktoren für Ammoniak (TP=Tierplatz).....	41
Tabelle 5.3: Emissionsfaktoren für Güllebehälter und Festmistplatte.....	41
Tabelle 5.4: Nutzungsklassen mit ihren Rauigkeitslängen.....	42
Tabelle 5.5: Zuordnung der Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit (m/s), Bedeckungsgrad (0/8-8/8) und Tageszeit (Tag/Nacht).....	43
Tabelle 5.6: Korrekturen der Ausbreitungsklassen in der Zeit von Mai bis September.....	44
Tabelle 5.7: Korrektur der Ausbreitungsklassen für Stunden um den Sonnenaufgang und Sonnenuntergang.....	44
Tabelle 5.8: Parametereinstellungen für die Simulationen mit dem Modellsystem ASMUS-PARAT ...	49
Tabelle 5.9: Übersicht über die verschiedenen Quellen.....	54
Tabelle 5.10: Klassierung der Windrichtung.....	58
Tabelle 5.11: Klassierung der Windgeschwindigkeiten nach TA Luft (2002).....	60
Tabelle 5.12: Anfangs- und Enddaten der Messperioden mit und ohne Wall.....	64
Tabelle 5.13: Windrichtungsabhängiger Häufigkeitsanteil der Teilquellen von Quellpaaren.....	75
Tabelle 6.1: NH <sub>3</sub> -Konzentrationen an Messperioden mit überwiegend westlichen Winden an den Monitoringpunkten 17, 18 und 23 (MP=Messperiode).....	87
Tabelle 6.2: Modellierete NH <sub>3</sub> -Vorbelastung an den Monitoringpunkten für beide Versuchszeiträume .....	87
Tabelle 6.3: Ermittlung des mittleren Korrekturfaktors für modellierete NH <sub>3</sub> -Konzentrationen.....	88
Tabelle 6.4: Aufstellung der getesteten Quellkombinationen.....	89

## Tabellen im Anhang

Tabelle A 1: Auswertung des Vergleichs der Winddaten der LWK- und der IMuK-Messung bezüglich der Klassenzuordnung.....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>
Tabelle A 2: Auftrittshäufigkeit der Windklassen im ersten Messzeitraum mit Wall.....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>
Tabelle A 3: Auftrittshäufigkeit der Windklassen im zweiten Messzeitraum ohne Wall.....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>
Tabelle A 4: Gemessene NH <sub>3</sub> -Konzentrationen im Messjahr mit Damm.....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>
Tabelle A 5: Gemessene NH <sub>3</sub> -Konzentrationen im Messjahr ohne Damm.....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
ASMUS	Ausbreitungs- und <b>Strömungsmodell</b> für <b>urbane Strukturen</b> , mikroskali- ges Modell zur Strömungssimulation
AUSTAL2000	Programmpaket zur Ausbreitungsrechnung. Ein Lagrangesches Partikel- modell nach der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 zur Durchführung des Re- chenverfahrens nach Anhang 3 der TA Luft
DJ3D	<b>Digitizing Jpegs 3D</b> , Software zur Digitalisierung des Untersuchungsge- biets
IMuK	Institut für Meteorologie und Klimatologie der Leibniz-Universität Hanno- ver
LWK	Landwirtschaftskammer Niedersachsen
ME	Masseneinheit
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
PARAT	<b>Partikel</b> ausbreitungsrechnungen in der <b>Atmosphäre</b> , Lagranges Partikel- modell zur Simulation der Schadstoffausbreitung
TKE	Turbulente kinetische Energie

Abkürzungen mathematischer Funktionen	
cos	Cosinus
ln	Natürlicher Logarithmus
min	Minimum
sin	Sinus

## Symbolverzeichnis

Griechische Symbole	Erläuterung
$\alpha_R$	Rechenwert der Windrichtung
$\beta$	Winkel, um den das Modellgebiet (x-,y-Achse) gegen die West-Ost/Süd-Nord-Ausrichtung verdreht ist
$\partial$	Differenzial
$\Delta c$	Änderung der mittleren Konzentrationsverteilung, z.B. von der Situation ohne Wall zur Situation mit Wall
$\Delta x_q$	Erstreckung der Quelle in x-Richtung
$\Delta y_q$	Erstreckung der Quelle in y-Richtung
$\Delta z_q$	Erstreckung der Quelle in z-Richtung
$\sigma_u$ $\sigma_v$ $\sigma_w$	Standardabweichung der Geschwindigkeitsfluktuationen in Richtung der horizontalen Strömungsrichtung, quer zur horizontalen Strömungsrichtung und in vertikaler Richtung
$\phi_m$	Schichtungsabhängige Profilfunktion

Lateinische Symbole	Erläuterung
$a$	schichtungsabhängiger Koeffizient im Dissipationsterm der TKE
$a_0$	Koeffizient in Dissipationsterm bei adiabatischer Schichtung
$c$	(mittlere) Spurenstoffkonzentration (von Ammoniak in der Luft)
$c_{\text{Mittel}}$	simulierte mittlere Spurenstoffkonzentration einer Beobachtungsperiode für alle betrachteten Quellen der Stallstätte
$c_{\text{Mittel, mit Wall}}$ $c_{\text{oW}}$	Für Situation mit Wall simulierte mittlere Spurenstoffkonzentration einer Beobachtungsperiode
$c_{\text{Mittel, ohne Wall}}$ $c_{\text{mW}}$	Für Situation ohne Wall simulierte mittlere Spurenstoffkonzentration einer Beobachtungsperiode
$\tilde{c}$	simulierte, auf die Quellstärke normierte Spurenstoffkonzentration in der Luft
$\tilde{c}_{k,q}$	simulierte, auf die Quellstärke normierte Spurenstoffkonzentration in der Luft für eine durch $k$ bezeichnete Windklasse und eine durch $q$ bezeichnete Emissionsquelle
$\tilde{c}_{\text{Mittel},q}$	simulierte, auf die Quellstärke normierte, entsprechend der statistischen Windverteilung eines Beobachtungszeitraums gemittelte Spurenstoffkonzentration in der Luft für eine durch $q$ bezeichnete Emissionsquelle
$\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q1}$	... für die Quelle Q1 (Dachfirst)
$\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q2}$	... für die Quelle Q2 (Seitenöffnung an Ostwand)
$\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q3}$	... für die Quelle Q3 (Seitenöffnung an Westwand)
$\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q4}$	... für die Quelle Q4 (Laufplatz)
$\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q5}$	... für die Quelle Q5 (Tor an Nordseite)
$\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q6}$	... für die Quelle Q6 (Tor an Südseite)
$d_0, d'_0$	Verschiebehöhe der Windprofile über unebenem Untergrund
$dd$	Windrichtung (Messwert), im Uhrzeigersinn von Norden aus gemessen
$e$	Eulersche Zahl, Basis der natürlichen Exponentialfunktion und des natürlichen Logarithmus
$E$	Turbulente kinetische Energie (TKE)

$f$	Faktor zur Interpolation von Windmessdaten einer Station auf eine bestimmte Höhe an Standort anderer Geländerauigkeit
$ff$	Windgeschwindigkeit (Messwert)
$f_{\text{Paar7, ost}}$ $f_{\text{Paar7, west}}$	Faktoren zur Bestimmung der windrichtungsabhängigen Häufigkeitsanteile für die östlichen bzw. westlichen Teilquellen des Quellpaares der Seitenöffnungen
$f_{\text{Paar8, nord}}$ $f_{\text{Paar8, süd}}$	Faktoren zur Bestimmung der windrichtungsabhängigen Häufigkeitsanteile für die nördliche bzw. südliche Teilquellen des Quellpaares der Stalltüre
$f_{Q1}$ , $f_{Q2+Q3}$ , $f_{Q4}$ , $f_{Q5+Q6}$	Wichtungsfaktoren zur Kombination der Immissionsbeiträge einzelner Emissionsquellen, geben Anteil der bezeichneten Quelle bzw. des bezeichneten Quellpaares an der Gesamtquellstärke an
$g$	Schwerebeschleunigung
$h_a, h'_a$	Anemometerhöhe
$h(k_R, k_G), h_k$	Auftrittshäufigkeit einer durch $k$ bzw. $k_R$ und $k_G$ bezeichneten Windklasse im Beobachtungszeitraum
$h_r$	Referenzhöhe für Interpolation von Winddaten an anderen Standort
$h_{\text{tot}}$	Gesamtzahl der Messzeitpunkte in einem Beobachtungszeitraum
$k$	Index der durch Windrichtung und Geschwindigkeit definierten Windklassen
$k_G$	Indexnummer der Windgeschwindigkeitsklasse
$k_R$	Indexnummer der Windrichtungs- bzw. der Haupt- und Hilfswindrichtungen
$K_E$	Turbulenter Diffusionskoeffizient für TKE
$K_m$	Turbulenter Diffusionskoeffizient für Impuls
$K_\theta$	Turbulenter Diffusionskoeffizient für Wärme
$l$	Mischungsweglänge
$L$ $L_{\text{stabil}}, L_{\text{labil}}$	Monin-Obukhov Stabilitätslänge bei stabiler bzw. labiler Schichtung
$Li$	Interzeptionslänge der Adsorption in bzw. Adsorption an porösen Medien, verwendet für die Ablagerung/Aufnahme von Ammoniak an Pflanzenbeständen
$Pr_r$	Prandtl-Zahl
$q$	Index der verschiedenen Emissionsquellen
$Q$	Quellstärke
$Q_{\text{ges}}$	Gesamtquellstärke aller betrachteten Emissionsquellen der Stallstätte
$S_d$	Depositionsmassenfluss
$t$	Zeit
$u$	(mittlere) horizontale Geschwindigkeitskomponente in x-Richtung
$u_a$	Messwert der Windgeschwindigkeit
$u_{\text{Korrektur}}$	Für den Standort Hahn-Lehmden mit Korrekturfunktion angepasste Windmessdaten der Station Wehnen
$u_R$	Rechenwert der Windgeschwindigkeit, Komponente in x-Richtung
$v$	(mittlere) horizontale Geschwindigkeitskomponente in y-Richtung
$v_R$	Rechenwert der Windgeschwindigkeit, Komponente in y-Richtung
$w$	(mittlere) Vertikale Geschwindigkeitskomponente
$v_d$	Depositionsgeschwindigkeit für trockene Deposition (von Ammoniak)
$v_d^*$	Effektive Depositionsgeschwindigkeit an Vegetationsbeständen
$x$	Erste horizontale Richtung im Modell (etwa West-Ost-Richtung)
$x_q$	(vordere) Position der Emissionsquelle in x-Richtung

$y$	Zweite horizontale Richtung im Modell (etwa Süd-Nord-Richtung)
$y_q$	(vordere) Position der Emissionsquelle in $y$ -Richtung
$z$	Vertikale Richtung
$z_0, z'_0$	Rauigkeitslänge
$z_{5m}$	Höhe 5 m über dem Boden, entspricht Anemometerhöhe der Windmessung
$z_q$	(untere) Position der Emissionsquelle in $z$ -Richtung
$z_{ref}$	Referenzhöhe, auf die sich angegebene Depositionsgeschwindigkeit bezieht

## 1 Zusammenfassung

In der Landwirtschaft stellen – neben der Lagerung und Verteilung von Dünger – Stallanlagen wesentliche Quellen von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) dar. Diese Stickstoffverbindung ist sehr umweltwirksam; zu negativen Effekten kann es durch seine eutrophierende und versauernde Wirkung auf natürliche und naturnahe Ökosysteme wie Wälder und Moore kommen. Die großräumige Überschreitung ihrer Toleranz gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen (critical loads) erfordert daher eine Minderung der Emissionen von Ammoniak und Stickoxiden. Insbesondere bei den aus Tierschutzaspekten offenen Rinderställen sind die technischen Möglichkeiten jedoch sehr begrenzt. Inwieweit hierzu ein Immissionsschutzwall imstande ist, wurde durch Untersuchungen an einem Rinderstall ermittelt.

Das Untersuchungskonzept basierte auf einer vergleichenden Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Konzentration vor und nach Errichtung eines insgesamt 5,5 m hohen Immissionsschutzwalles. Messungen der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen dienten zur Kalibrierung des Modells und zur Ermittlung der von anderen  $\text{NH}_3$ -Quellen ausgehenden Vorbelastung. Aus der Differenz der Immissionskonzentration an einem leeseitigen, 400 m langen Transekt errechnete sich eine mittlere Abnahme der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in 3 – 3,5 m Höhe (Beurteilungshöhe) von 5 %. Ein höherer Effekt von – 10 % wurde in 50 – 100 m Distanz zum Wall festgestellt, in 350 – 400 m Entfernung war er nahe Null. Ein effektiver Schutz von stickstoffempfindlichen Ökosystemen ist durch einen Immissionsschutzwall dieser Ausmaße nur auf einem insgesamt niedrigen Belastungsniveau bei niedrigwüchsigen Pflanzenbeständen in geringer Entfernung zu erreichen.

Da die Genauigkeit der Modellierung in einer Größenordnung von  $\pm 15\%$  liegt, kann das Ergebnis dieser Studie erst dann als gesichert bewertet werden, wenn es durch weitere Untersuchungen bestätigt wird.

## 2 Einleitung

LWK

In Mitteleuropa stellt die Belastung naturnaher Ökosysteme durch atmosphärische Stickstoffeinträge ein dauerhaftes Problem dar. Reaktive Stickstoffverbindungen wie  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_y$  treten in großen Mengen und weit verteilt aus zahlreichen Quellen z.B. der Landwirtschaft, Industrie und des Straßenverkehrs auf. Nachteilige ökologische Folgen entstehen hauptsächlich durch die Überdüngung von Natur aus nährstoffarmer Wälder, Moore, Magerrasen und Heiden sowie angrenzender aquatischer Lebensräume. Ihre kritischen Belastungswerte für Stickstoff (CL N) werden großräumig zum Teil erheblich überschritten (UBA 2016, Bobbink et al 2011).

Mit der europäischen Richtlinie zur Minderung von Luftschadstoffen (NEC-Richtlinie) wurden die politischen Rahmenbedingungen zur Minderung der N-haltigen Emissionen geschaffen. Dennoch werden lokale Belastungen im Umfeld bestehender Emittenten weiterhin unvermeidbar bleiben. Durch die enge räumliche und ökologische Vernetzung landwirtschaftlich genutzter und naturnaher Räume treten sie nicht nur in tierhaltungsintensiven Regionen, sondern – räumlich begrenzt – auch in der Nähe von kleineren Tierhaltungsanlagen auf, die sich in geringem Abstand zu den N-empfindlichen Ökosystemen befinden. Die technischen Möglichkeiten zur Senkung der Ammoniakemissionen, insbesondere bei den vorhandenen, unter Tierchutzaspekten konstruierten Rindviehbetrieben, Außenklimaställen für Schweine und bei der Tierhaltung in Biobetrieben, sind jedoch nur begrenzt. Alternativ können Maßnahmen an Bedeutung gewinnen, die als Hindernis zwischen der Quelle und dem Schutzgut zumindest eine abschirmende Wirkung ausüben.

In der Städtebauplanung ist die Anlage von Immissionsschutzpflanzungen zur Minderung von Luftverunreinigungen und Lärm gängige Praxis (von Haaren 2004, Wilke 2008). In der Landwirtschaft hat die Anpflanzung von Gehölzen in erster Linie den Zweck des Sichtschutzes und der Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft. SMUL (2005) gibt Hinweise zur Anlage von Immissionsschutzpflanzungen am Waldrand zur Minderung der  $\text{NH}_3$ -Immissionen aus Tierhaltungsanlagen. Über den Wirkungsgrad von Gehölzstreifen ist der Kenntnisstand allerdings sehr lückenhaft. Gegenwärtig existieren nur wenige Studien, welche eine wissenschaftlich abgesicherte Einschätzung hierzu erlauben. ASMAN (2008) entwickelte ein Modell, das den Minderungsgrad von Gehölzen auf die von benachbarten  $\text{NH}_3$ -Quellen ausgehenden  $\text{NH}_3$ -Immissionen unter verschiedenen Bedingungen berechnet. Aus diesen Berechnungen gehen, abhängig von der Konfiguration der Quelle und der Immissionsschutzpflanzung, Minderungspotenziale zwischen etwa 10 und über 60 % hervor. Mohr et al. (2014) fanden außerhalb des unmittelbaren Einflussbereiches von Tierhaltungsanlagen hinter einem Saumgehölz eines Hochmoorgebietes über einer Strecke von 300 m einen Minderungseffekt von 15-20 %.

Schutzpflanzungen oder vergleichbare Barrieren in der Nähe von  $\text{NH}_3$ -Quellen lassen Minderungswirkungen in gleicher Größenordnung vermuten, jedoch fehlen hierzu aussagekräftige wissenschaftliche Belege.

### 3 Fragestellung und Konzept

*LWK*

Aufgrund des Mangels wissenschaftlicher Erkenntnisse zur Wirkung von Immissionsbarrieren in der Nachbarschaft zu Tierhaltungsanlagen bestand hierzu erheblicher Forschungsbedarf. Dabei standen zunächst Fragen zur Wirkung von Gehölzpflanzungen im Vordergrund, da sie häufig schon an oder auf dem Betriebsgelände vorhandenen waren oder relativ einfach zu errichten sind. Geplant war daher eine Studie, die den Grad der Immissionsminderung von Gehölzen klären sollte, welche die Voraussetzungen für eine möglichst hohe Abschirmung weitgehend erfüllten. Leeseitig hiervon ist für die Messungen ein mehrere hundert Meter langer kurzrasiger Messtransect erforderlich. Eine derartige Konstellation war jedoch auch nach mehrmonatiger Suche über Luftbilddauswertungen, Befragungen von Kontaktpersonen im landwirtschaftlichen Bereich sowie einem Aufruf in der Fachzeitschrift „Land & Forst“ im Landesgebiet Niedersachsen nicht anzutreffen. Zudem standen genehmigungsrechtliche Fragen zur Umsetzung dieser Maßnahme (maximale Wirkung bereits bei Betriebsbeginn) im Raum, die nicht abschließend beantwortet werden konnten. Daher wurde das ursprüngliche Untersuchungskonzept in einer Weise modifiziert, dass es sowohl wissenschaftlichen Ansprüchen genügt als auch den erforderlichen Praxisbezug einhält. Danach wurde an einem freistehenden Rinderstall der Einfluss eines künstlich aufgeschütteten Erddammes (Immissionsschutzwall) untersucht. Von einer ursprünglich vorgesehenen Bepflanzung wurde ebenfalls wegen des verzögerten Abschirmeffektes Abstand genommen. Stattdessen wurde der Damm mit einer Holzwand erhöht. Ggf. mindernder Effekte durch N-Aufnahme der Vegetation sollten über die Ansaat einer Grasnarbe erreicht werden.

Folgende Fragen standen dabei im Vordergrund:

- Wie hoch ist die Minderungswirkung von Immissionsschutzwall auf die Immissionsbelastung N-empfindlicher Ökosysteme in der Nähe frei gelüfteter Ställe?
- Welchen Abstand zu Stallanlagen und welche Eigenschaften muss der Wall besitzen um die  $\text{NH}_3$ -Deposition deutlich, d.h. in einer Größenordnung von mindestens 20% zu reduzieren?

Die Ergebnisse von Immissionsmessungen vor und nach Errichtung des Dammes sollten den Effekt dieser Maßnahme nachzeichnen und Auskunft zur großräumigen Hintergrundbelastung geben. Um den Witterungseinfluss in dem vorgesehenen Untersuchungszeitraum von jeweils



einem Jahr zu berücksichtigen, erfolgte ebenfalls eine Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Luft mit einem Modellsystem ASMUS-PARAT, die Ergebnisse der Immissionsmessungen dienten dabei gleichzeitig zur Kalibrierung des Modelles. Ein anschließender Vergleich der modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen entlang des leeseitigen Messtransektes mit und ohne Immissionsschutzwall sollte Aufschluss über seinen Minderungseffekt geben.

## 4 Der Versuchsstandort

LWK

### 4.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im nordwestdeutschen Tiefland (GK 3, R: 3445891, H: 5906659, Abbildung 4.1). Ca. 60 km von der Meeresküste entfernt weist das Klima atlantische Züge auf. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,3 °C mit niedrigsten Werten von durchschnittlich 1,7 °C im Januar und einem mittleren Höchstwert von 17,6 °C im Juli. Die mittlere Niederschlagssumme beträgt 760 mm mit monatlichen Maxima von ca. 80 mm im Juli und August (LWK VW 2015).

Während der 2-jährigen Untersuchungsperiode lag der Temperaturdurchschnitt mit 10,3 °C etwas über dem Langzeitmittel, die Niederschläge lagen mit 702 mm etwas darunter. Aufgrund hoher Stau- und Grundwasserstände befinden sich die Böden traditionell unter Grünlandbewirtschaftung mit Rinderhaltung. Auf der nach Westen seicht ansteigenden Geest gewinnen Getreide- und Maisanbau größere Flächenanteile.

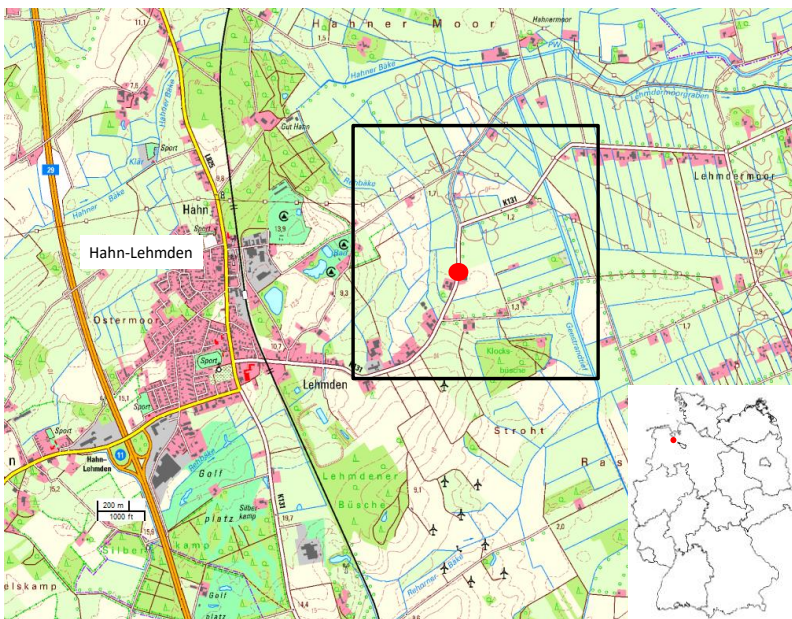


Abbildung 4.1: Lage des Untersuchungsgebietes schwarz umrandet und roter Punkt

Der Versuchsbetrieb liegt mit drei anderen landwirtschaftlichen Betrieben am östlichen Rand der Ortschaft Hahn-Lehmden. Östlich und nördlich des Versuchsstalles befinden sich Grünländer und keine weiteren Stallanlagen. Weitere relevante  $\text{NH}_3$ -Quellen stellen die gedüngten und beweideten landwirtschaftlichen Nutzflächen auch über die Grenzen des UG hinaus dar. Einer Modellierung des Umweltbundesamtes zufolge weisen die mittleren  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen mit ca.  $4 \mu\text{g m}^{-3}$  (Köster et al. 2012) auf eine großräumige erhöhte Ammoniakbelastung aus der Tierhaltung hin.

## 4.2 Versuchsstall

Für die Versuchsfrage wurde ein freistehender Boxenlaufstall mit ausreichender Distanz zu anderen Stallanlagen ausgewählt. Der Versuchsstall gehört zu einem Rindviehbetrieb, der vor ca. 8 Jahren im Zuge einer Betriebserweiterung außerhalb des Hofgeländes errichtet und 4 Jahre später vergrößert wurde. In dem Stall wurden 145 Milchkühe mit hofnaher Weidenutzung mit einer im Untersuchungszeitraum festgestellten Milchleistung von 9000 Litern (1. Jahr) und 8.500 Litern (2. Jahr) gehalten. Die Beweidung fand von Mai bis Oktober für ca. 7 Stunden am Tag statt. Der Stall ist von Grünland umgeben, auf denen Rinder und Schafe weiden. In direkter Nachbarschaft zum Kuhstall befindet sich ein kurz vor den Messungen errichtetes Wohnhaus (Abbildung 4.2).



Abbildung 4.2: Untersuchungsstandort mit dem Versuchsstall (gelb umrandet).

Grau dargestellt ist ein in der Luftbildaufnahme noch nicht berücksichtigtes Einfamilienhaus, Luftbildquelle: Bing



Abbildung 4.3: Östliche Stallseite ohne Damm

Bei der Stallanlage handelt es sich um einen freistehenden Boxenlaufstall mit First- und Seitenwandlüftung. Das Stallgebäude mit 9 Metern Firsthöhe und 40 Meter Länge ist nordsüdlich ausgerichtet. Der First ist auf der Gesamtlänge des Daches permanent offen. Die Seitenwandöffnung des Stalles erstreckt sich auf der Ostseite über die gesamte Seitenwandlänge und auf der Westseite über  $\frac{2}{3}$  der Länge bis zum Melkstand auf einer Höhe zwischen

1,5 und 3 Meter (Abbildung 4.3). Entlang der östlichen Seitenwandöffnung ist ein Windschutznetz kontinuierlich angebracht. Um einen gleichmäßigen Luftaustausch zu gewährleisten, wurde das Netz regelmäßig gereinigt. Die 4,5 m breiten und 4 m hohen Pforten in der Nord- und Südwand waren während der Untersuchungen auch aufgrund des milden Winters kontinuierlich geöffnet.



Abbildung 4.4: Immissionsschutzwall in der Bauphase (Blick von Westen)

Vor dem Beginn der Messungen wurde ein Erdwall an der östlichen Längswand des Stalles errichtet (Abbildung 4.4) und nach einem Jahr wieder entfernt. Der Damm war am Boden ca. 6 m breit und 5 Meter von der Stallwand entfernt. Er hatte eine Höhe von 4 Meter. Zur Erhöhung des Abschirmeffektes wurde auf dem Erdwall eine 1,5 m hohe Holzwand installiert.



Abbildung 4.5: Blick auf den Damm von Norden

Um eine Umströmung zu reduzieren, ragte der ca. 60 Meter lange Damm ca. 17 m weit über den nördlichen Rand des Stalles hinaus. Der südliche Teil des Dammes wurde aus Platzmangel an die Stallwand herangeführt (Abbildung 4.5, Abbildung 4.6). Zur Stabilisierung erfolgte eine Graseinsaat.



Abbildung 4.6: Blick auf den Damm von Süden

Die Konstruktion des Dammes zur Stallanlage orientierte sich an der bei Asman (2008) dargestellten Beziehung zwischen der Abschirmwirkung von Gehölzstreifen und ihrer Höhe und der Entfernung zur Quelle. Dabei flossen finanzielle, bautechnische und tiergesundheitliche Aspekte ein, z.B. die Notwendigkeit eines Mindestabstandes, um eine ausreichende Belüftung des Stalles zu gewährleisten.

Die Lage der Messeinrichtung wurde im Vorfeld der Untersuchungen nach einer Vorabschätzung der Immissionsausbreitung über Modellrechnungen des IMuK festgelegt.

## 5 Methodik

### 5.1 Wettermessung

*LWK*

Die Wettermessungen fanden in 210 Meter Entfernung von dem Stall in nordöstlicher Richtung statt (Abbildung 5.1). Der gewählte Messort war frei anströmbar, d.h. größere Hindernisse wie Gebäude und Bäume waren mehr als 200 Meter entfernt. Verwendet wurde eine Wetterstation des Herstellers Davis. Erfasst wurden: Windrichtung und Windgeschwindigkeit in 5 Meter Höhe sowie die Außenlufttemperatur und –Feuchtigkeit in 2 Meter Höhe. Die Windrichtung wurde für 22,5° breite Windrichtungsklassen mit einem Flügelradanemometer ermittelt (insgesamt 16 Klassen). Das Messintervall betrug 10 Minuten. Die niedrigste messbare Windgeschwindigkeit betrug wie die Messgenauigkeit  $0,4 \text{ m s}^{-1}$ . Im Inneren des Stalles wurde die



Abbildung 5.1: Messmast für Wettermessungen

Temperatur in ca. 2 m Höhe im Zentrum beidseitig des Futtergangs gemessen. Die gemessenen Daten wurden per Funk an einen Datenlogger gesendet und dort mithilfe eines Laptops alle 2 Wochen ausgelesen.

#### 5.1.1 Schließung von Datenlücken

*IMuK*

Bedingt durch den Ausfall des Datenloggers entstanden einige Datenlücken. Die überwiegend kurzzeitigen Datenlücken wurden durch Mittelung des Messwertes vor und nach der Messlücke linear interpoliert. Hingegen wurden bei einem Ausfall der Messstation von mehreren Stunden (Tabelle 5.1) die Messwerte einer 15 km westlich gelegenen Messstation der LWK (Wehnen) verwendet.

## 5.1.2 Qualitätssicherung

IMuK

Die für die Schließung von Datenlücken verwendeten Daten wurden vor ihrer Verwendung an die Gegebenheiten in Hahn-Lehmden angepasst. Hierzu wurden die Messwerte der Windrichtung und Windgeschwindigkeit vom Oktober und November 2013 miteinander verglichen und korrigiert.

Dazu wurden die die in 2 m Höhe ermittelten Messwerte der Station Wehnen, nach VDI-Richtlinie 3782, Blatt 1 (VDI 2009) bestimmten Faktor  $f$  multipliziert:

Tabelle 5.1: Ersatzdaten der Messstation Wehnen.

Zeiträume, in denen aufgrund des Ausfalls der Wetterstation in Hahn-Lehmden angepasste Messdaten der Station Wehnen für die Rechnungen verwendet wurden.

Ausfallzeitraum	Beginn des Zeitraumes		Ende des Zeitraumes	
	Datum	Uhrzeit [MEZ bzw. MESZ]	Datum	Uhrzeit [MEZ bzw. MESZ]
1	25.12.2014	20:00	03.01.2015	15:30
2	29.05.2015	13:30	02.06.2015	12:00
3	02.06.2015	15:20	02.06.2015	16:20
4	02.06.2015	20:10	02.06.2015	21:40
5	03.06.2015	01:10	03.06.2015	17:20
6	04.06.2015	07:00	04.06.2015	12:20
7	05.06.2015	06:30	12.06.2015	18:40

$$f = \frac{\ln\left(\frac{h_r - d_0}{z'_0}\right) \cdot \ln\left(\frac{h_a - d_0}{z_0}\right)}{\ln\left(\frac{h'_a - d_0}{z'_0}\right) \cdot \ln\left(\frac{h_r - d_0}{z_0}\right)} \quad (5.1)$$

mit  $z_0 = 0,1$  m,  $z'_0 = 0,1$  m,  $h_r = 100$  m,  $d'_0 = 6z'_0$ ,  $d_0 = 6z_0$ ,  $h_a = 5$  m.  $h_a$  ist die Messhöhe der Wetterstation in Hahn-Lehmden und  $z'_0$  die an der Messstation vorliegende Rauigkeitslänge. Diese soll in den Simulationen 0,1 m betragen. Diese Rauigkeitslänge ist typisch für eine Landschaft mit einigen Häusern und Hecken. Für  $h'_a$  wird die Anemometerhöhe von Wehnen (2 m) eingesetzt. Bei dem Ansatz wird davon ausgegangen, dass sich der Wind nicht mit der Höhe dreht.

Abbildung 5.2 zeigt den zeitlichen Verlauf der in 5 m Höhe herrschenden bzw. hierfür berechneten Windgeschwindigkeiten beider Stationen. An beiden Messstationen ist ein ähnlicher Verlauf der Windgeschwindigkeit zu verzeichnen. Die Korrelation der Werte (Abbildung 5.3) ist mit einem Korrelationskoeffizienten von  $r = 0,86$  hoch. Der im Durchschnitt niedrigeren Windgeschwindigkeit an der Station in Wehnen wurde durch Korrekturfunktionen für die einzelnen Windgeschwindigkeitsklassen (siehe Tabelle 5.11) begegnet:



$$u_{\text{Korrektur}} = \begin{cases} u \cdot 1,10 + 0,32 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 1} \\ u \cdot 0,92 + 0,60 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 2} \\ u \cdot 1,30 - 0,22 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 3} \\ u \cdot 0,77 + 0,89 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 4} \\ u \cdot 1,17 - 0,67 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 5} \\ u \cdot 0,36 + 3,99 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 6} \\ u \cdot 0,22 + 5,64 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 7} \\ u \cdot 0,56 + 3,26 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 8} \\ u \cdot 0,31 + 7,29 \text{ m s}^{-1} & \text{Klasse 9} \end{cases} \quad (5.2)$$

Ein Vergleich der Werte von Hahn-Lehmden mit den korrigierten Werten von Wehnen ist in Abbildung 5.4 abgebildet.

Neben der Windgeschwindigkeit wurde überprüft, ob die Windrichtung an beiden Messorten übereinstimmt. In Abbildung 5.5 ist der zeitliche Verlauf der Windrichtung dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass nur die Windrichtungen dargestellt sind, bei denen die Windgeschwindigkeit größer als  $0,9 \text{ m s}^{-1}$  ist. In beiden Vergleichsmonaten ist ein ähnlicher Verlauf der Windrichtung sichtbar. Auch der Vergleich der Werte im Streudiagramm in Abbildung 5.6 zeigt, dass die in Wehnen gemessene Windrichtung der in Hahn-Lehmden ähnelt.

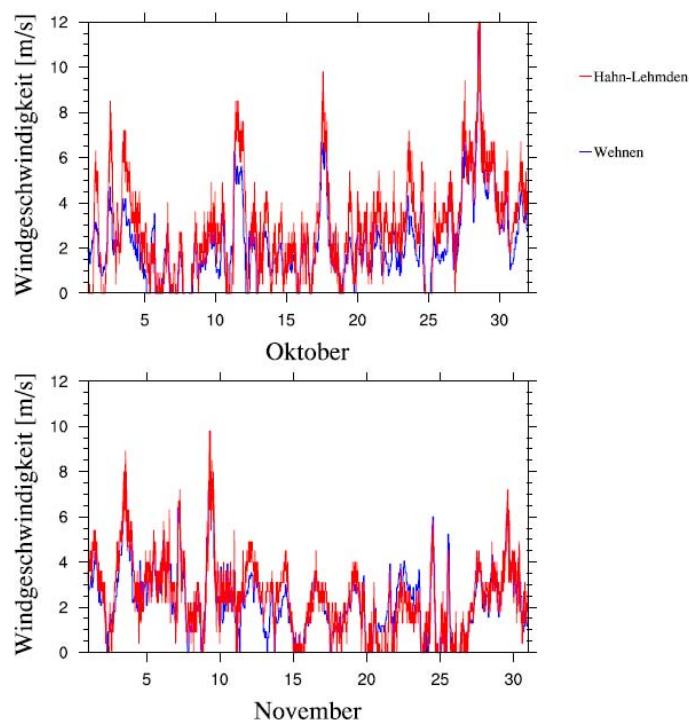


Abbildung 5.2: Zeitreihen der Windgeschwindigkeit der Stationen Wehnen und Hahn-Lehmden. Dargestellt sind die zeitlichen Verläufe der an den Messstationen Hahn-Lehmden (rot) und Wehnen (blau) gemessenen und ggf. auf 5 m Höhe extrapolierten Windgeschwindigkeit für Oktober und November 2013.

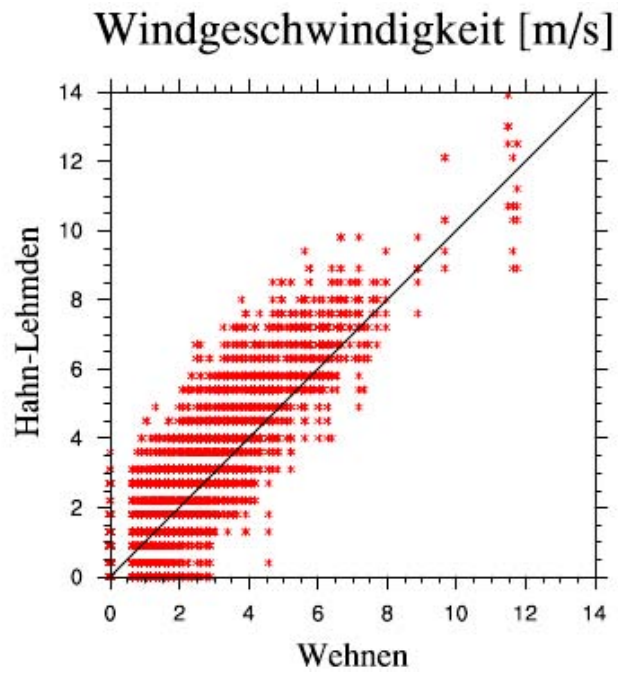


Abbildung 5.3: Vergleich der Windgeschwindigkeit in 5 m Höhe in Wehnen und Hahn-Lehmden.

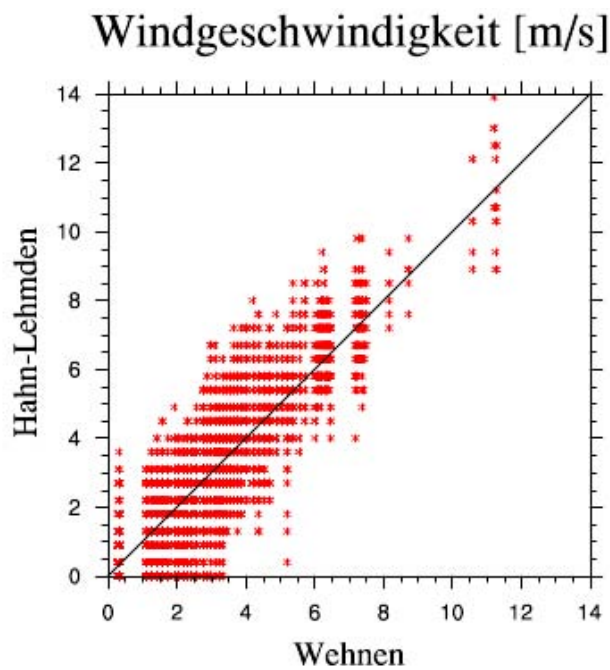


Abbildung 5.4: Vergleich der Windgeschwindigkeiten nach Korrektur

Vergleich der nach Gleichung ( 5.2 ) korrigierten Windgeschwindigkeiten in 5 m Höhe der Messstation Wehnen mit den Windgeschwindigkeiten der Messstation in Hahn-Lehmden.

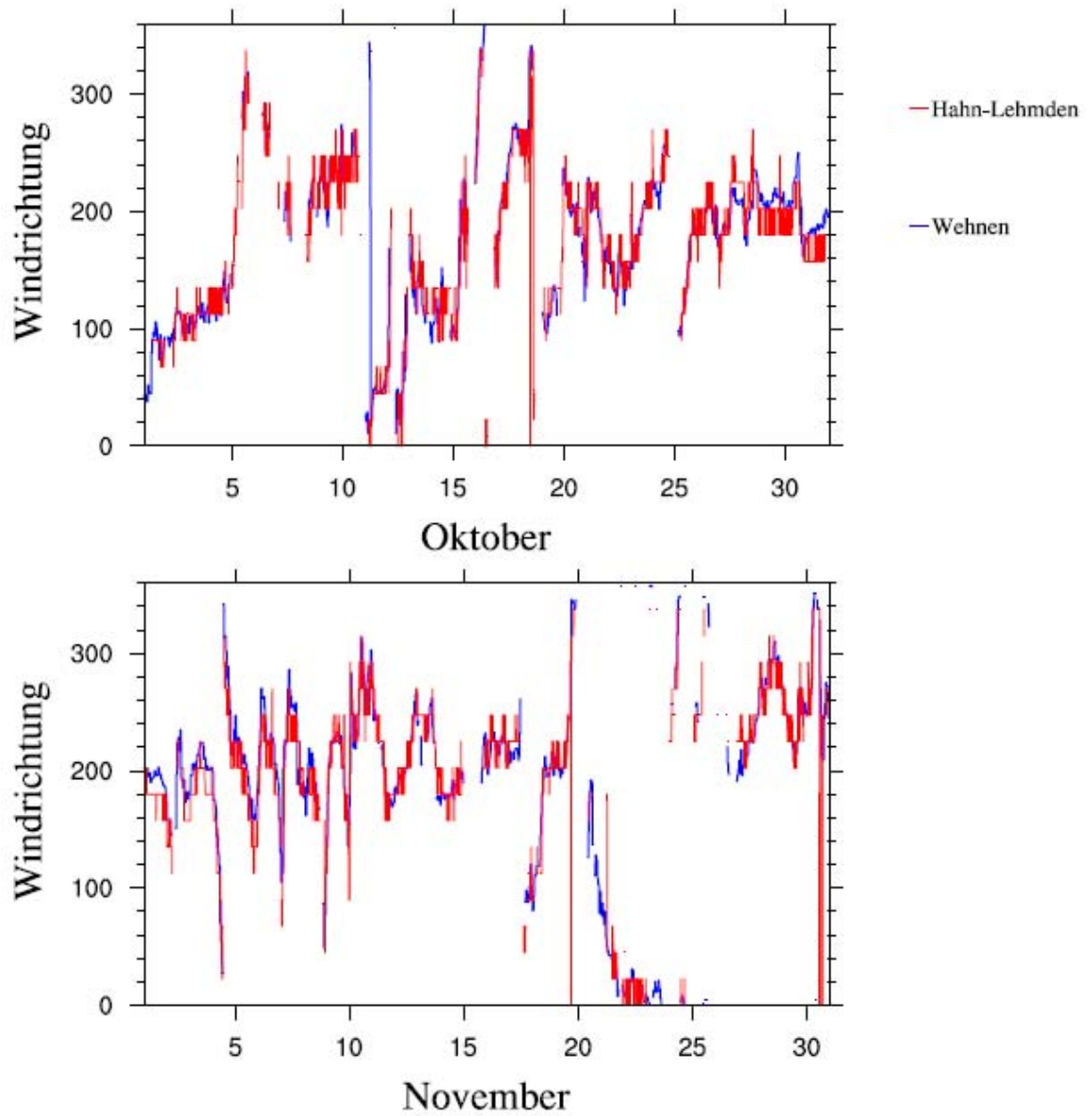


Abbildung 5.5: Zeitreihen der Windrichtung der Stationen Wehnen und Hahn-Lehmden  
Dargestellt sind die zeitlichen Verläufe der an den Messstationen Hahn-Lehmden (rot) und Wehnen (blau) gemessenen Windrichtung in 5 m Höhe für Oktober und November 2013.

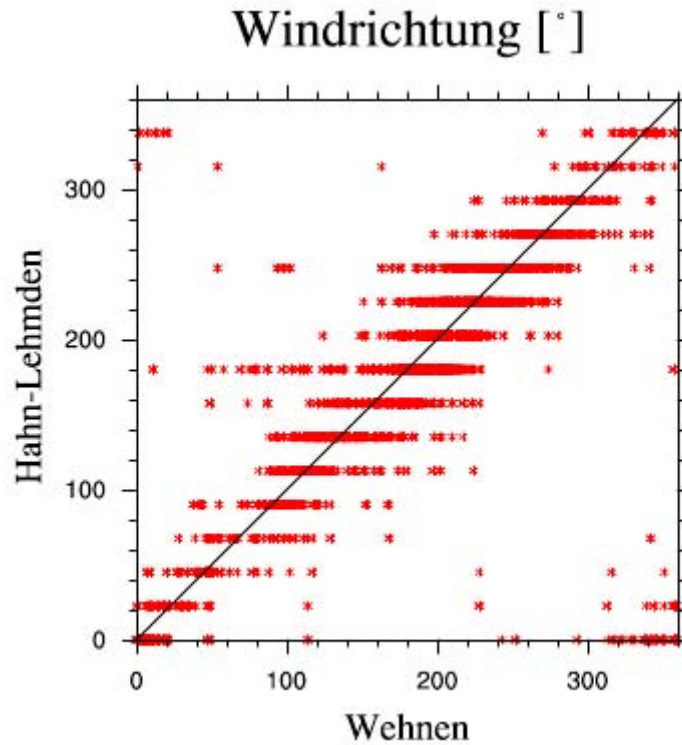


Abbildung 5.6: Vergleich der Windrichtung in Hahn-Lehmden und Wehnen.



Abbildung 5.7: Parallelmessung zur Validierung der Wetterdaten

Um die Genauigkeit und Richtigkeit der Wind- und Temperaturmessungen (LWK) mit der eingesetzten semiprofessionellen Wetterstation zu überprüfen, wurde eine 4-wöchige Parallelmessung mit einer zweiten Messapparatur des Instituts für Meteorologie und Klimatologie (IMuK) im März 2014 durchgeführt (Abbildung 5.7). Hierfür werden Geräte von Theodor Friedrichs & Co.<sup>1</sup> verwendet. Die Messung der Windgeschwindigkeit und Windrichtung erfolgt durch einen kombinierten Windgeber mit Schalensternanemometer und

Windfahne jeweils in der Ausführung „Heavy Duty“/„sensitiv“. Die Messhöhe beträgt hierbei 5

<sup>1</sup> Detaillierte Informationen zu den Instrumenten stehen unter [www.th-friedrichs.de](http://www.th-friedrichs.de) zur Verfügung.

m. Außerdem wurde an der Station neben weiteren meteorologischen Größen die Lufttemperatur erfasst.

Während die Station der LWK die Daten alle 10 Minuten ausgab, gab die Station des IMuK 1-Minuten-Werte aus, die für den direkten Vergleich auf die entsprechenden 10-Minuten-Intervalle gemittelt wurden. Die Auswertung der Vergleichsmessung umfasst die Zeiträume vom 20. – 27. März und vom 11. – 24. April 2014.

Die Zeitreihen der Windmessung (Abbildung 5.8 und Abbildung 5.9) mit Windrichtung und Windgeschwindigkeit zeigen grundsätzlich gut übereinstimmende Verläufe. Deutliche Abweichungen treten hier insbesondere in Phasen sehr geringer Windgeschwindigkeit auf, wie z.B. am 24./25.03.2014, 16.04.2014 und 22./23.04.2014 (siehe Abbildung 5.8 und Abbildung 5.9). Aufgrund der hohen Sensitivität des Windgebers der Messstation des IMuK reagiert dieser auch bei sehr geringen Windgeschwindigkeiten, wohingegen mit der Station des LWK die geringen Windgeschwindigkeiten und stark drehenden Windrichtungen nicht in vergleichbarer Weise erfasst werden konnten. Hier treten Datenlücken in der Windrichtung auf. Weitere Unterschiede entstehen dadurch, dass die Messstation der LWK die Windgeschwindigkeit nur auf diskreten Werten<sup>2</sup> in einem Abstand von  $0,4 \text{ m s}^{-1}$  bzw.  $0,5 \text{ m s}^{-1}$  und die Windrichtung in Sektoren von  $22,5^\circ$  verzeichnet, wohingegen die Station des IMuK die Windgeschwindigkeit mit einer Auflösung von  $0,1 \text{ m s}^{-1}$  und die Windrichtung mit einer Auflösung von  $1^\circ$  erfasste.

In Abbildung 5.10 sind die von der LWK-Station erfassten Windgeschwindigkeitswerte gegen die 10-minütigen Mittelwerte der entsprechenden Zeitintervalle aus der Windgeschwindigkeitsmessung der IMuK-Station aufgetragen. Bei idealer Übereinstimmung sollten sich die Datenpunkte entlang der Winkelhalbierenden anordnen. Im Rahmen der oben beschriebenen Einschränkungen aufgrund der geringeren Auflösung der LWK-Messung erfüllen die Daten diese Anforderung recht gut für den Geschwindigkeitsbereich oberhalb von  $2 \text{ m s}^{-1}$ . Im Bereich von Windgeschwindigkeiten unter  $2 \text{ m s}^{-1}$  zeigen die Messungen des IMuK tendenziell etwas höhere Geschwindigkeitswerte an, was auf die hohe Empfindlichkeit des hier verwendeten Messgerätes zurückzuführen ist.

---

<sup>2</sup> Das bedeutet, die von der Wetterstation des LWK aufgezeichneten Windgeschwindigkeiten betragen  $0,0 \text{ m s}^{-1}$ ,  $0,4 \text{ m s}^{-1}$ ,  $0,9 \text{ m s}^{-1}$ ,  $1,3 \text{ m s}^{-1}$ ,  $1,8 \text{ m s}^{-1}$ ,  $2,2 \text{ m s}^{-1}$ ,  $2,7 \text{ m s}^{-1}$ , usw.

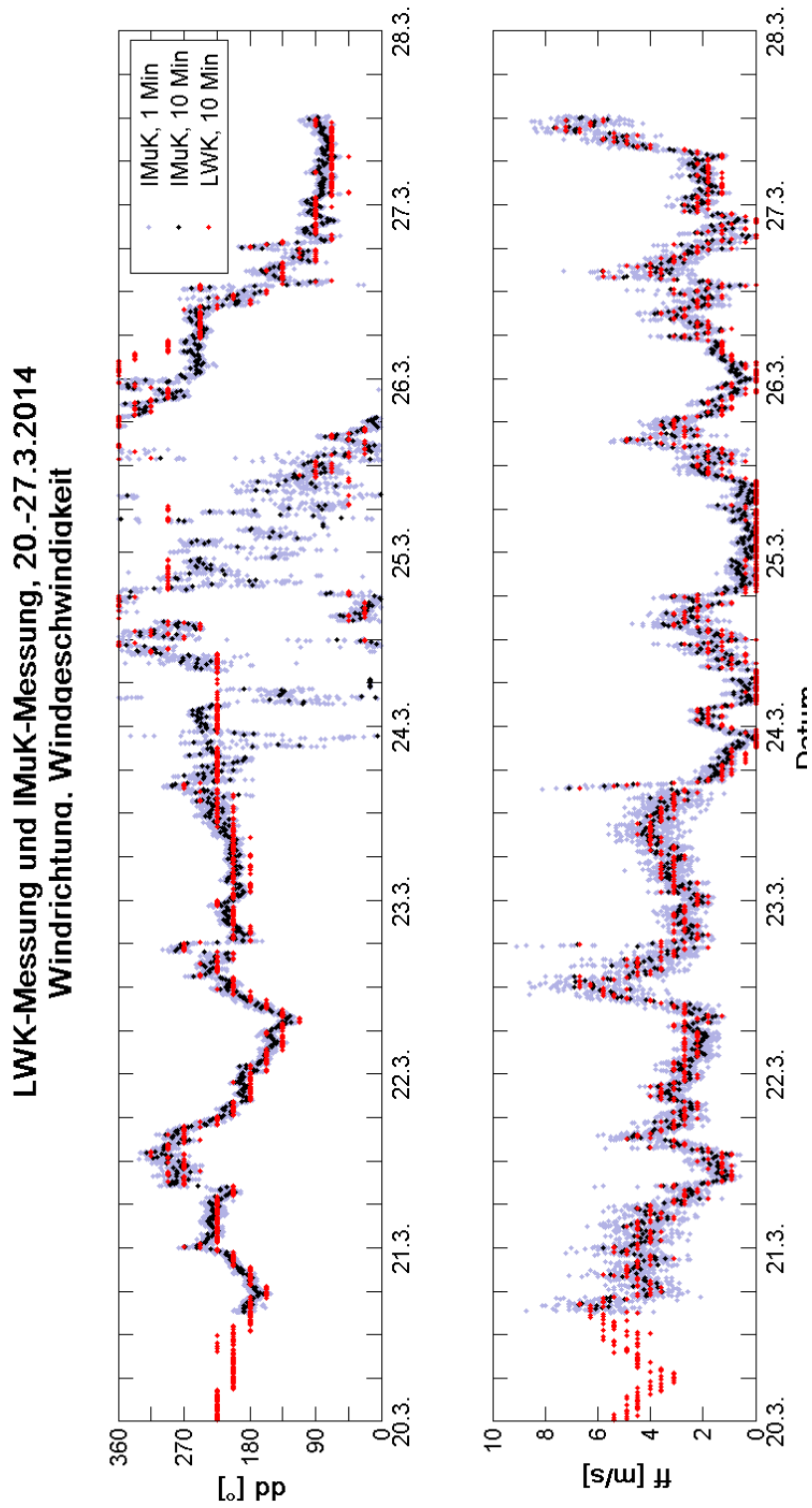


Abbildung 5.8: Windzeitreihen der Vergleichsmessung vom 20.-27.03.2014

Zeitreihen der Vergleichsmessung der Windrichtung (dd) und der Windstärke (ff) mit der Wetterstation der LWK (rot, 10-Minuten Werte) und des IMuK (grau, 1-Minuten Werte; schwarz, 10-Minuten Mittelungen) für den Zeitraum 20. – 27. März 2014

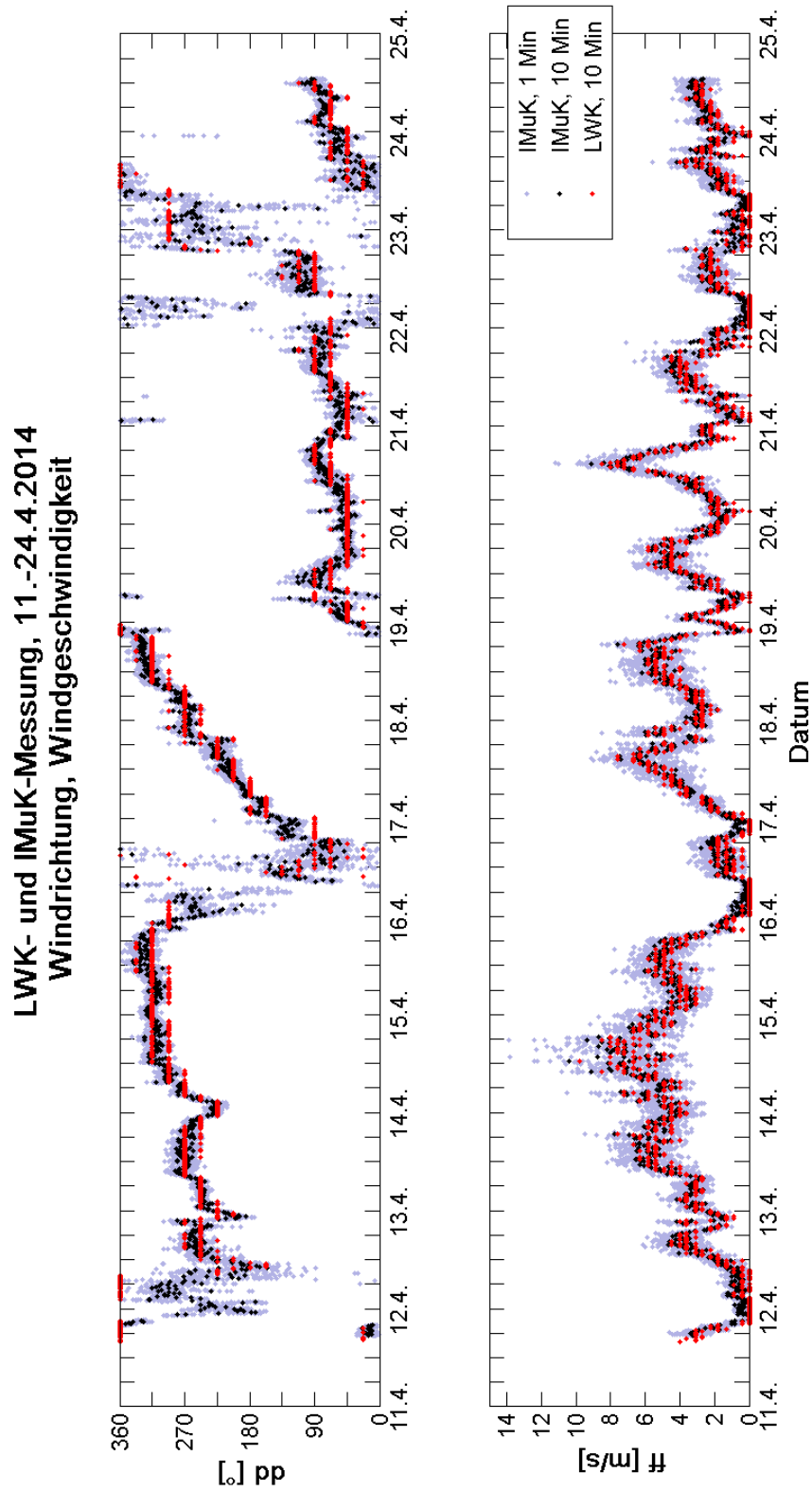


Abbildung 5.9: Windzeitreihen der Vergleichsmessung vom 11.-24.04.2014

Zeitreihen der Vergleichsmessung der Windrichtung (dd) und der Windstärke (ff) mit den Wetterstationen der LWK (rot, 10-Minuten Werte) und des IMuK (grau, 1-Minuten Werte; schwarz, 10-Minuten Mittelungen) für den Zeitraum 11. – 24. April 2014

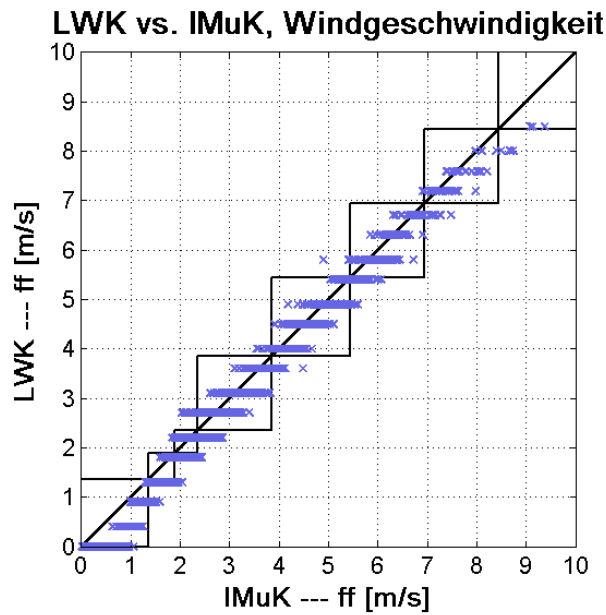


Abbildung 5.10: Gegenüberstellung der Windgeschwindigkeit der LWK- und der IMuK-Messtation

Die Daten wurden während der Parallelmessung im Zeitraum 20.-27.03.2014 und 11.-24.04.2014 erhoben. Die entlang der Winkelhalbierenden (schwarze Diagonale) aufgereihten Quadrate markieren die Bereiche übereinstimmender Windgeschwindigkeitsklassen.

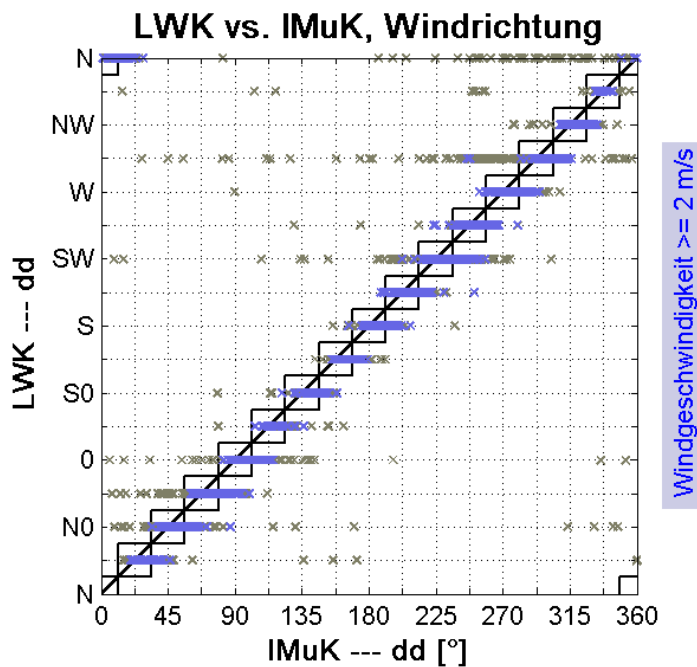


Abbildung 5.11: Gegenüberstellung der Windrichtung der LWK- und der IMuK-Messtation

Die Daten wurden während der Parallelmessung im Zeitraum 20.-27.03.2014 und 11.-24.04.2014 erhoben. Graue Datenpunkte geben Windrichtungen bei Phasen geringerer Windgeschwindigkeit unter  $2 \text{ m s}^{-1}$  an. Die entlang der Winkelhalbierenden (schwarze Diagonale) aufgereihten Quadrate markieren die Bereiche übereinstimmender Windrichtungsklassen.



Da die Windmessungen für die Verwendung in der numerischen Ausbreitungsrechnung in neun Windgeschwindigkeitsklassen unterteilt werden (siehe Abschnitt 5.4.2), wird weiterführend untersucht, inwiefern die Winddaten der LWK- und der IMuK-Messung eines Zeitintervalls derselben Windgeschwindigkeitsklasse zugeordnet werden würden. Die Grenzen der Windgeschwindigkeitsklassen (siehe Tabelle 5.11) sind in Abbildung 5.10 durch die schwarzen horizontal und vertikal verlaufenden Linien angedeutet. Liegt ein Datenpunkt innerhalb der durch diese Linien gebildeten Quadrate um die Winkelhalbierende, so bedeutet dies, dass die beiden von der LWK- und der IMuK-Messstation zeitgleich erhobenen Windgeschwindigkeitswerte derselben Klasse zugeordnet werden. Außerhalb der Quadrate befindliche Datenpunkte zeigen an, dass die Messungen der LWK und vom IMuK zur Zuweisung von unterschiedlichen Windgeschwindigkeitsklassen für das betreffende 10-Minuten Zeitintervall führen.

In den betrachteten Vergleichszeiträumen stimmen bei 74 % der Datenpaare die den Messwerten von LWK und IMuK zugeordneten Geschwindigkeitsklassen überein (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Eine unterschiedliche Klassenzuteilung tritt vor allem bei niedrigen Windgeschwindigkeiten auf, die von der Messstation der LWK mit Werten von  $1,3 \text{ m s}^{-1}$ ,  $1,8 \text{ m s}^{-1}$ ,  $2,2 \text{ m s}^{-1}$  und  $5,4 \text{ m s}^{-1}$  verzeichnet werden. Da diese Werte nah an den oberen Grenzen der Geschwindigkeitsklassen 1, 2, 3 und 5 liegen, werden die etwas höher ausfallenden Geschwindigkeitsdaten der Vergleichsmessung vom IMuK häufig bereits der nächsthöheren Geschwindigkeitsklasse zugeordnet. Insgesamt liegen so bei 99 % der Datenpaare die gemessenen Windgeschwindigkeiten der IMuK- und der LKW-Wetterstation in derselben Geschwindigkeitsklasse oder in direkt benachbarten Geschwindigkeitsklassen. Mit dem vertretbaren Toleranzbereich von  $\pm 1$  Klasse ist die Übereinstimmung der Vergleichsmessungen der Windgeschwindigkeit somit sehr gut.

Für die Windrichtung zeigt sich bei der Gegenüberstellung der für die 10-minütigen Zeitintervalle ermittelten Daten der LWK- und IMuK-Messung eine deutlich stärkere Streuung der Datenpunkte (s. Abbildung 5.11). Dabei sind die starken Abweichungen vor allem auf Phasen geringer Windgeschwindigkeiten unter  $2 \text{ m s}^{-1}$  zurückzuführen. Dies verdeutlicht die Unterscheidung der Datenpunkte in Abbildung 5.11 für Windgeschwindigkeiten der IMuK-Station unter  $2 \text{ m s}^{-1}$  (grau) bzw. mindestens  $2 \text{ m s}^{-1}$  (blau). Daneben tritt insbesondere für die bei Windgeschwindigkeiten von mindestens  $2 \text{ m s}^{-1}$  bestimmten Windrichtungen ein Versatz um ca.  $5 - 10^\circ$  zwischen den Daten der LWK und des IMuK hervor. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die für die Windrichtungsmessung notwendige Ausrichtung der Windfahnenapparatur nach Norden für die Messmasten der LWK und des IMuK nicht exakt übereinstimmen. Aufgrund der Bedingungen beim Aufbau der Messmasten ist jedoch davon auszugehen, dass die Ausrichtung des von der LWK genutzten Gerätes für die Langzeitmessung geeignet ist.

Wie bei den Windgeschwindigkeiten wird auch für die Windrichtungen eine Einteilung der Daten in Klassen (siehe Tabelle 5.10) vorgenommen, um so die Messdaten in die numerische Ausbreitungsrechnung einfließen zu lassen. Die Prüfung der Vergleichsmessungen von LWK und IMuK hinsichtlich der Übereinstimmung der den Windrichtungsdaten eines Zeitpunkts zugeordneten Windrichtungsklassen zeigt, dass in 53 % der Fälle die anhand der LWK- bzw. IMuK-Daten zugeordneten Klassen übereinstimmen (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). In 37 % der betrachteten Zeitintervalle gehören die Windrichtungsdaten der LWK und des IMuK hingegen zu verschiedenen Windrichtungsklassen. Zu rund 10 % der Auswertezeiten fehlen die Windrichtungsdaten einer oder beider Messstationen, so dass ein Vergleich nicht möglich ist. Werden nur die Daten betrachtet, die bei Windgeschwindigkeiten von mindestens  $2 \text{ m s}^{-1}$  erhoben wurden, so steigt der Anteil der übereinstimmenden Klassenzuordnungen auf 69 %. In Anbetracht der Bedingungen am Standort und der Datenlage sind für die Windrichtungsmessung auch die Datenpaare, die direkten Nachbarklassen zugeordnet werden, als hinreichend gute Übereinstimmung zwischen den Messungen der LWK und des IMuK zu akzeptieren. Dies trifft insgesamt für rund 82 % der in den Vergleichszeiträumen erhobenen Messdaten und für 92 % der vergleichbaren (d.h. vollständig verzeichneten) Messwertpaare zu. Für die bei Windgeschwindigkeiten von mindestens  $2 \text{ m s}^{-1}$  bestimmten Windrichtungen liegt die Übereinstimmung der Windrichtungsklassenzugehörigkeit mit der Toleranz der jeweiligen direkten Nachbarklassen sogar bei über 99 %.

Insgesamt betrachtet zeigen die Vergleichsmessungen zufriedenstellende Ergebnisse. Kritisch bleibt allerdings die Messung der Windrichtung und -geschwindigkeit bei geringen Windgeschwindigkeiten.

## 5.2 Punktuelle Messung der Luftbewegung im Stall

LWK



Abbildung 5.12: Hitzdrahtanemometer im Stall

Für orientierende Messungen der Luftbewegung im Stall wurde ein Hitzdrahtanemometer des Herstellers Extech Instruments (Model SDL 350) eingesetzt (Abbildung 5.12). Solche Einzelmessungen geben zwar kein aussagekräftiges Bild des sehr heterogenen Strömungsverhaltens wieder, sie sollten jedoch gravierende Veränderungen z.B. einen Luftstau durch die Anlage des Damms aufzeigen.

Die Messung fand in 3,5 m Höhe in 10-minütigen Intervallen an einem mittig gelegenen Punkt am Rand des Futtertisches statt. Der Zeitraum der Messung lag im ersten Messjahr (mit Damm) von Juli bis Oktober

2014 und im zweiten Messjahr (ohne Damm) von Juni bis September 2015. Die Messgenauigkeit betrug  $0,01 \text{ m s}^{-1}$ .

### 5.2.1 Schließung von Datenlücken

Die Messung verlief kontinuierlich ohne Störungen. Es kam lediglich zu geringfügigen 10-minütigen Messunterbrechungen beim 4-wöchigen Austausch der Speicherkarte und während der routinemäßigen Reinigung des Sensors. Die fehlenden Werte wurden durch Mittelwertbildung aus dem vorangehenden und nachfolgenden Messwert gebildet.

### 5.2.2 Qualitätssicherung

Durch sichtbare Ablagerungen von Staubbildung und Insektenkot waren regelmäßige Reinigungen der Messeinrichtung erforderlich.

### 5.3 Ermittlung der Vorbelastung

LWK

Die regionale Vorbelastung der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen ist im Untersuchungsgebiet erhöht. Zudem weist sie aufgrund der Nachbarschaft anderer Stallanlagen und Düngungsmaßnahmen im Gebiet eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität auf. Für die Messung und Modellierung wurden insgesamt 23 Monitoringpunkte (MP) in der Umgebung des Versuchsstalles eingerichtet, wovon 2 emittentenferne Referenz-MP zur Erfassung der großräumigen Hintergrundbelastung dienten.

Weil der an diesem Untersuchungsstandort unvermeidbare Immissionseinfluss benachbarter landwirtschaftlicher Betriebe von den weiter entfernten Referenz-Messungen der Vorbelastung nicht ausreichend berücksichtigt wurde, erfolgte ebenfalls eine Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Immission von diesen Quellen. Addiert mit den gemessenen Vorbelastungswerten ergibt sich an jedem MP der Immissionsbeitrag von dem Versuchsstall (Gleichung 5.3). Nach diesem Rechenschritt vereinzelt auftretende Überschreitungen des Messwertes an stallfernen MP wurden korrigiert durch eine Reduktion des Referenzwertes  $V_{me}$  um den im Gebiet festgestellten maximalen Betrag der Überschreitung. Dieser Anpassungsschritt war in Perioden der Gülleausbringung erforderlich, wenn zeitweilig die Immissionsbelastung an den Referenzmessstellen deutlich erhöht war.

Die vom Versuchsstall ausgehende  $\text{NH}_3$ -Zusatzbelastung ( $Z_v$ ) wurde durch Subtraktion der Vorbelastungswerte ( $V_{ges}$ ) von den Messwerten ( $Z_{me}$ ) für jeden MP bestimmt (Gleichung 5.4).

$$V_{ges_{1-23}} = V_{me} + V_{mo_{1-23}} \quad (5.3)$$

$$Z_{v_{1-23}} = Z_{me_{1-23}} - V_{ges_{1-23}} \quad (5.4)$$

$V_{ges_{1-23}}$	Vorbelastung an den Messstandorten 1-23
$V_{me}$	gemessene Vorbelastung an den Referenzstellen (Mittelwert)
$V_{mo_{1-23}}$	modellierte Vorbelastung aus benachbarten Betrieben an den Monitoringpunkten
$Z_{v_{1-23}}$	Zusatzbelastung des Versuchsstalles an den Monitoringpunkten
$Z_{me_{1-23}}$	gemessene Immissionskonzentrationen an den Monitoringpunkten

Jeweils 13 Mess- und Modellierungszyklen mit und ohne Damm an 23 MP sollten eine ausreichende Validität des Modelles gewährleisten und durch die Parametrisierung unterschiedlicher

Zustände weiterführende Aussagen zur Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse ermöglichen. Messungen im Stall im Rahmen der technisch sehr aufwändigen Untersuchungen zur Ermittlung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen wurden nicht vorgenommen.

Dem Konzept, A. die Messung der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen zur Ermittlung der Vorbelastung und der Kalibrierung des Modelles, das B. zur Berechnung der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentration in der Umgebung des Versuchsstalles mit und ohne Damm eingesetzt wurde, folgten Untersuchungen, die arbeitsteilig von der LWK und dem IMuK in der Zeit vom September 2013 bis November 2015 durchgeführt wurden und im Folgenden dargestellt werden.

### 5.3.1 Messung der $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Stallumgebung

Die Messung der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Außenluft erfolgte mit sogenannten IVL-Passivsammlern. Die Methode ist ein Messverfahren, das in der VDI-Richtlinie 3869, Blatt 4 (VDI 2010 a) beschrieben ist. Der Aufbau eines Passivsammlers ist Abbildung 5.13 zu entnehmen. Da es während der Exposition oder bei der Probenentnahme gelegentlich zu Störungen insbesondere durch Verunreinigungen kommen kann, wurden an jedem Monitoringpunkt jeweils 3 Passivsammler parallel installiert.



Abbildung 5.13 (links): Aufbau eines IVL-Passivsammlers

(1: Verschlusskappe, 2: imprägniertes Filter, 3: Tubus, 4: Drahtnetz, 5: Membran, 6: Verschlusskappe mit Apertur, VDI 2010a)

Abbildung 5.14 (rechts): Messmast mit IVL-Passivsammlern

Die Messhöhe betrug generell 3 Meter. Zwischen Stall und Damm, wurde an 2 Punkten in nur 2 Meter Höhe gemessen. Abbildung 5.14 zeigt beispielhaft einen Messmast mit 4 IVL-Passivsammlern.

Abbildung 5.15 stellt die Lage der Monitoringpunkte und der Wetterstation im Untersuchungsgebiet dar. Leeseitig zur Hauptwindrichtung vom Stall wurden drei Messtransekte angelegt.

Weitere Monitoringpunkte wurden auch in den anderen Himmelsrichtungen aufgestellt, um den Einfluss anderer  $\text{NH}_3$ -Quellen abbilden zu können. MP 23 lag in 650 m Entfernung zum Stall, um die Vorbelastung zu erfassen.

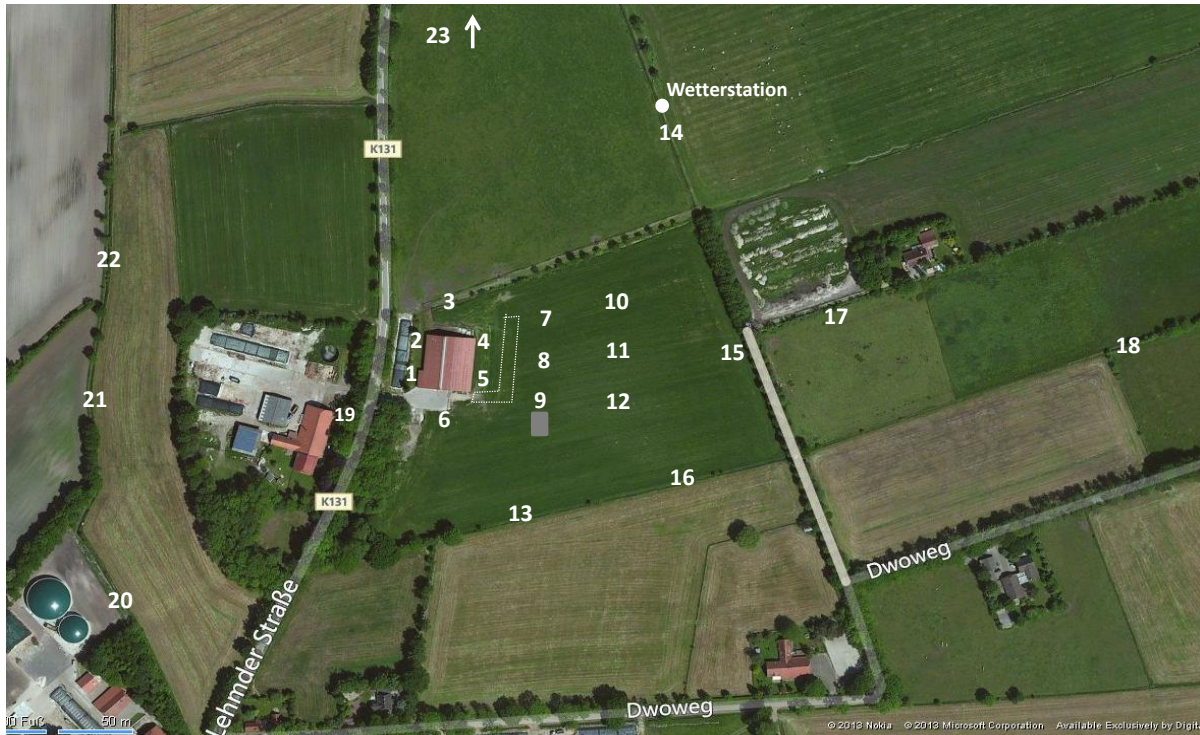


Abbildung 5.15: Messanordnung am Standort Hahn-Lemden (Luftbildquelle: Bing)

### 5.3.1.1 Schließung der Datenlücken

Durch Verunreinigung und Verlust der Passivsammler (z.B. durch Mäharbeiten) fehlten Messergebnisse am Punkt 10 (zweimal) und am Punkt 8 (einmal). Die Datenlücken wurden unter Berücksichtigung der Windverhältnisse und Ammoniakkonzentrationen der benachbarten Punkte durch Interpolation geschlossen.

### 5.3.1.2 Qualitätssicherung

Zur Überprüfung der Messgenauigkeit erfolgten kontinuierliche Vergleichsmessungen während der gesamten Projektdauer in Bösel (LK Cloppenburg), einer Dauermessstelle des niedersächsischen Luftüberwachungsnetzes (LÜN). Die parallel laufenden Messungen des Thünen Instituts, des Gewerbeaufsichtsamtes und der Landwirtschaftskammer zeigen in der Regel eine sehr hohe Übereinstimmung der Monatswerte im Verlaufe eines Jahres (Abbildung

5.16). Auffällige Abweichungen von den Ergebnissen, die mit Denudern (dem Referenzsystem) erzielt werden, traten auch bei den anderen Messungen aus nicht gekläarter Ursache im Juli 2014 auf. In den anderen Messzeiträumen betrug die Abweichung  $\pm 16$ . Die Jahresmittelwerte der Ammoniakkonzentrationen lagen für diese vier Parallelmessungen im Jahr 2014 zwischen  $11,5$  und  $13,5 \mu\text{g m}^{-3}$ .

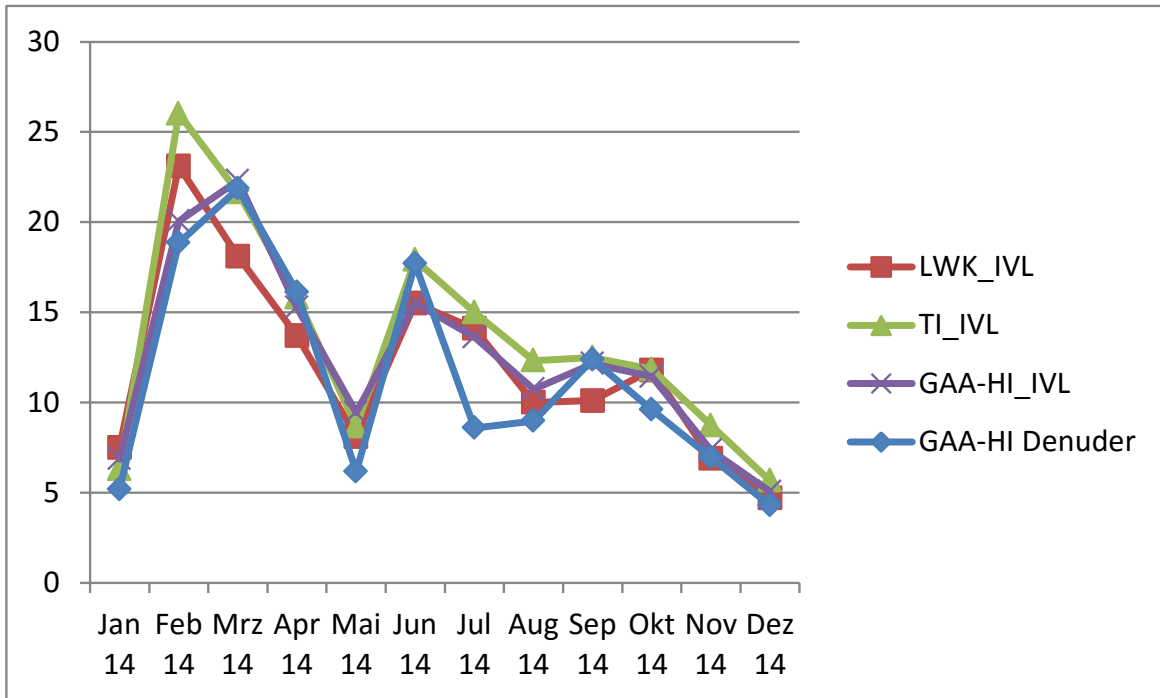


Abbildung 5.16: Jahresverlauf der mit IVL-Sammlern ermittelten Ammoniakkonzentrationen an der Dauermesstelle in Bösel in 2014

(IVL=Passivsammler, LWK=Landwirtschaftskammer, TI=Thünen Institut, GAA=Gewerbeaufsichtsamt)

### 5.3.2 Messung der Vorbelastung

Die Ermittlung der Vorbelastung erfolgte über Messung und Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen benachbarter Ställe. Der in 650 m Entfernung vom Versuchsstall gelegene MP 23 wurde aufgrund seiner Lage inmitten von Grünland und großen Entfernung zu Stallanlagen als Referenzmessstelle betrachtet. Bei vorherrschend westlichen, nördlichen und östlichen Winden wurden hierfür ebenfalls die Messergebnisse des 400 m östlich vom Versuchsstall gelegenen Punktes 18 verwendet. Häufig unterschieden sich die Messwerte an beiden Monitoringpunkten nur wenig ( $\pm 1 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Die 4-Wochenwerte beider Monitoringpunkte wurden dann zu einem Vorbelastungswert gemittelt. Bei großen Abweichungen, bedingt durch lokale Düngungsmaßnahmen wurde der niedrigste beider Messwerte herangezogen.

### **5.3.3 Modellierung der Vorbelastung**

Spiegelt sich in der gemessenen Vorbelastung der Ferntransport des überwiegend aus Düngung stammenden Ammoniaks wider, so bleibt der kleinräumige Einfluss der südlich und südwestlich liegenden Tierhaltungsanlagen durch die Messungen unzureichend genau berücksichtigt. Dieser Anteil der Vorbelastung (modellierte Vorbelastung) wurde mit dem Ausbreitungsmodell AUSTAL2000 (Janicke 2014) in einer räumlichen Auflösung von 5 m x 5 m berechnet. Die Modellierung der Immissionskonzentrationen erfordert Angaben zum Emissionsmassenstrom ( $\text{NH}_3$ -Emission), zu den Eigenschaften der Quelle (Quellenkonfiguration), der Landschaftsoberfläche (Rauigkeit) und der meteorologischen Bedingungen (Wetterstatistik), die nachfolgend beschrieben werden.

#### **5.3.3.1 $\text{NH}_3$ -Emissionen**

Berücksichtigung fanden alle relevanten, in der TA-Luft und VDI-Richtlinie 3894 Blatt 1 aufgelistete Ammoniak-Quellen in der Umgebung des untersuchten Stalles bis zu 1000 Meter Entfernung. Dazu gehören 10 Rinderställe mit Milchkühen, Mastbullen und Jungrindern sowie 2 Mastschweineeställe, 3 Güllelager und 2 Festmistplatten. Diese Ammoniakquellen verteilen sich auf 4 landwirtschaftliche Betriebe. Eine Biogasanlage mit Sielageflächen wurde bezüglich Ammoniak als emissionsfrei eingestuft, weil sowohl der Fermenter als auch das Endlager für die Gärreste mit einer gasdichten Abdeckung versehen waren. Aufgrund seiner geringen Größe und großen Entfernung wurde ein aktiver Betrieb am südwestlichen Rand des UG nicht in die Untersuchungen mit einbezogen.

Für die Berechnung der jährlichen  $\text{NH}_3$ -Emissionsraten der Stallanlagen wurden den dort gehaltenen Tierarten beruhend auf der TA-Luft und der VDI-Richtlinie 3894 Blatt 1 bestimmte  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren zugewiesen und mit den Tierplätzen multipliziert. Die in den deutschen Standardwerken fehlenden Angaben zur Kälbermast wurden der holländischen Ammoniakrichtlinie (Staatscourant 2011) entnommen. Tabelle 5.2 listet die eingesetzten Emissionsfaktoren auf.



Tabelle 5.2: Emissionsfaktoren für Ammoniak (TP=Tierplatz)

<b>Tierart</b>	<b>Haltungsform</b>	<b>E-Faktor (NH<sub>3</sub>) g TP<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup></b>
Milchkuh	Liegeboxenlaufstall, Flüssigmist- oder Festmistverfahren	14,57
Milchkuh	Gruppenbuchten, Flüssigmistverfahren	14,57
Milchkuh	Laufstall, Tiefstreuverfahren	14,57
Jungrinder	Gruppenbuchten, Festmistverfahren	3,04
Jungrinder	Anbindehaltung, Fest- oder Flüssigmistverfahren	2,43
Mastbullen	Gruppenbuchten, Flüssigmistverfahren	3,04
Mastkälber	Gruppenbuchten, Festmistverfahren	2,5
Mastschwein	Zwangslüftung, Flüssigmistverfahren	3,64

Für Güllebehälter und Festmistplatten wurden Emissionsfaktoren aus der VDI-Richtlinie 3894 Blatt 1 verwendet (Tabelle 5.3). In Anlehnung an diese Vorschrift wurde für Behälter für Rindergülle wegen der sich bildenden Schwimmschicht eine Emissionsminderung von 55 % angenommen. Bei den Festmistplatten wurde eine durchschnittliche kontinuierliche Belegung im Jahr von 40 % sowie 20 % der Grundfläche angenommen.

Tabelle 5.3: Emissionsfaktoren für Güllebehälter und Festmistplatte

<b>Emissionsquelle</b>	<b>E-Faktor (NH<sub>3</sub>)</b>
Güllebehälter	5 g/m <sup>2</sup> /d
Festmistplatte	6 g/m <sup>2</sup> /d

### 5.3.3.2 Quellkonfiguration

AUSTAL2000 stellt ein sogenanntes Ersatzquellenmodell dar, d.h. offene Rinderställe, Festmistplatten und Güllebehälter wurden als Volumenquellen und Schweineställe mit aktivem Lüftungssystem und Abluftschächten auf dem Dach als vertikale Linienquellen modelliert. Als Emissionshöhe wurde bei den Volumenquellen die Gebäudehöhe und bei den Linienquellen die Abluftschachthöhe angenommen.

### 5.3.3.3 Rauigkeit

Die Rauigkeitslänge beschreibt die Rauigkeit des Geländes und ist ein Maß für die Turbulenz des Strömungsfeldes. Entscheidende Einflussgrößen sind dafür im Untersuchungsgebiet die Bebauung und die Vegetationsstruktur. Zur Verbesserung der Rechengenauigkeit wurden die in AUSTAL2000 hinterlegten CORINE-Rauigkeitskataster (Mohaupt-Jahr und Keil 2004) durch individuell bestimmte Daten ersetzt. Die Zuordnung unterschiedlicher Rauigkeiten erfolgte über die Landnutzungsklassen der TA Luft (2002) und dem CORINE-Kataster (Tabelle 5.4). Dabei wurde um die Emissionsquelle eine Fläche mit Radius von dem 10-fachen der Quellhöhe oder ein Radius von 100 Meter - bei Anlagen unter 10 m Höhe - berücksichtigt und die Nutzungsklassen entsprechend der Flächenanteile gewichtet.

Tabelle 5.4: Nutzungsklassen mit ihren Rauigkeitslängen

Nutzungsklasse	Rauigkeit (m)
Hofgehölz/Wald/Baumkomplex (Laub- und Mischgehölze)	1,5
Hofgehölz/Wald/Baumkomplex (Nadelgehölze)	1
Gebäude	1
Baumreihen/Wald-Strauch-Übergangsstadien	0,5
Wiesen und Weiden	0,02
Straßen/asphalтиerte Flächen/Hofflächen	0,01

Die nach diesem Verfahren berechnete mittlere Rauigkeitslänge des Untersuchungsgebietes beträgt 0,1 m. Für die Wetterstation und die Umgebung im Radius von 500 m beträgt die mittlere Rauigkeit 0,02 m.

### 5.3.3.4 Wetterstatistik

Für die 4-wöchigen Rechenintervalle wurde eine Windstatistik generiert, die als Modul („AK-Term“) in AUSTAL2000 integriert ist. Die erforderlichen Wetterdaten basieren überwiegend

auf eigenen Messungen (Kap. 5.1); lediglich die Daten zum Bedeckungsgrad wurden von einer für diesen Raum repräsentativen Wetterstation des DWD (Friesoythe) bezogen (DWD 2015).

Die Bereitstellung der Messwerte für AUSTAL2000 setzte einige Anpassungsschritte voraus. Dafür wurden Standardeinstellungen für die Anemometerhöhe nicht übernommen. Die Berechnung der korrigierten Anemometerhöhe wurde gem. LUA NRW (2006) nach folgender Formel umgerechnet:

$$h_a = H_s + 6 \times z_{0R}, \text{ wo } H_s = H - 6 \times z_{0M}$$

*h<sub>a</sub>: korrigierte Anemometerhöhe*  
*H<sub>s</sub>: Messhöhe über Störniveau*  
*z<sub>0R</sub>: Rauheitslänge am Messort*  
*H: tatsächliche Messhöhe*  
*z<sub>0M</sub>: Rauheitslänge im Rechengebiet*

( 5.5 )

Die in 10-minütigen Intervallen gemessene Windgeschwindigkeit wurde zu Stundenwerten gemittelt. Bei der Windverteilung galt die häufigste Windrichtung als Stundenwert. Die Bestimmung der Ausbreitungsklassen erfolgte nach der VDI-Richtlinie 3782 Blatt 1, Anhang 1 (Tabelle 5.5 und Tabelle 5.6).

Tabelle 5.5: Zuordnung der Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit (m/s), Bedeckungsgrad (0/8-8/8) und Tageszeit (Tag/Nacht)

Windgeschwindigkeit m/s	Gesamtbedeckung in Achteln				
	für Nachtstunden		für Tagesstunden		
	0/8 bis 6/8	7/8 bis 8/8	0/8 bis 2/8	3/8 bis 5/8	6/8 bis 8/8
<b>1 und kleiner</b>	I	II	IV	IV	IV
<b>1,5 und 2</b>	I	II	IV	IV	III <sub>2</sub>
<b>2,5 und 3</b>	II	III <sub>1</sub>	IV	IV	III <sub>2</sub>
<b>3,5 und 4</b>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	IV	III <sub>2</sub>	III <sub>2</sub>
<b>4,5 und höher</b>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>2</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>

So berechnete Ausbreitungsklassen wurden unter Berücksichtigung des Bedeckungsgrades, der Windgeschwindigkeit sowie des jeweiligen Jahresmonates und der Uhrzeit korrigiert. Diese Anpassungen fasst Tabelle 5.6 zusammen. Im nächsten Schritt erfolgte eine Korrektur der Ausbreitungsklassen für die Zeit um den Sonnenaufgang und -untergang nach

Tabelle 5.7. Als letzte Anpassung bei Bildung der Ausbreitungsklassen ist die Ausbreitungsklasse IV in den Monaten Dezember, Januar und Februar durch die Ausbreitungsklasse III<sub>2</sub> zu ersetzen.

Tabelle 5.6: Korrekturen der Ausbreitungsklassen in der Zeit von Mai bis September

Monat	Uhrzeit	Bedeckung	Windgeschwindigkeiten	AK Korrekturwert (falls AK < V)
Juni bis August	10 bis 16	<= 6/8	alle	Eine Klasse höher einsetzen
		> 6/8	< 2,5	Eine Klasse höher einsetzen
	12 bis 15	<= 5/8	alle	Eine Klasse höher einsetzen
Mai und September	11 bis 15	<= 6/8	alle	Eine Klasse höher einsetzen

Tabelle 5.7: Korrektur der Ausbreitungsklassen für Stunden um den Sonnenaufgang und Sonnenuntergang

(AK<sub>N</sub>=Ausbreitungsklasse nachts, AK<sub>T</sub>=Ausbreitungsklasse tags, SA=Sonnenaufgang, SU=Sonnenuntergang, \*von März bis November für Windgeschwindigkeiten < 1 m s<sup>-1</sup>, \*\*für Dezember, Januar, Februar für Windgeschwindigkeiten < 1 m s<sup>-1</sup> und Gesamtbedeckung bis 6/8).

Kn	Kt	SA+1 bis SA+2	SA+2 bis SA+3	SU-2 bis SU-1	SU-1 bis SU	SU bis SU1+
I	IV	I (II*)	II	II	II (I**)	II (I**)
I	III <sub>2</sub>	II	II	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	II (I**)
II	IV	II	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	II	II
II	III <sub>2</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	II
III <sub>1</sub>	IV	III <sub>1</sub>	III <sub>2</sub>	III <sub>2</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>
III <sub>1</sub>	III <sub>2</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>2</sub>	III <sub>2</sub>	III <sub>1</sub>
III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>	III <sub>1</sub>

## 5.4 Modellierung der Zusatzbelastung vom Versuchsstall

IMuK

Da sich jedoch die Witterungsbedingungen in den einzelnen Messperioden unterscheiden, ist eine genaue Bestimmung der Änderung der Konzentrationen durch den Wall allein anhand

von Messwerten nicht möglich. Aus diesem Grund wird die Zusatzbelastung des Versuchstalles simuliert. Das dafür verwendete Modellsystem wird im folgenden Abschnitt beschrieben.

### 5.4.1 Das Modellsystem

In diesem Teilprojekt werden die Ausbreitungsrechnungen mit einem Lagrang'schen Partikelmodell durchgeführt. Dieses Modell hat im Gegensatz zu einem Gauß-Fahnenmodell den Vorteil, dass sich auch inhomogene Verhältnisse, welche sich beispielsweise durch Gebäude und Bäume ergeben, berücksichtigen lassen. Hierfür muss das Partikelmodell mit einem Strömungsmodell gekoppelt werden. Für die Berechnungen des Strömungs- und Turbulenzfeldes wird das mikroskalige Modell ASMUS verwendet (Gross 2011). Das Modell benötigt unter anderem Informationen über die Lage und Maße des Stalles, des Dammes sowie der umliegenden Bäume und Gebäude. Diese Informationen werden mit der Digitalisierungssoftware DJ3D ermittelt (Günther 2012). Die Ausbreitungsrechnungen werden mit dem nach VDI-Richtlinie 3945, Blatt 1 (VDI 1996) verifizierten Partikelmodell PARAT durchgeführt. Eine Modellbeschreibung von PARAT ist im Anhang zu finden. Einen Überblick über den Zusammenhang zwischen den einzelnen Modellen wird in Abschnitt 5.4.1.1 gegeben.

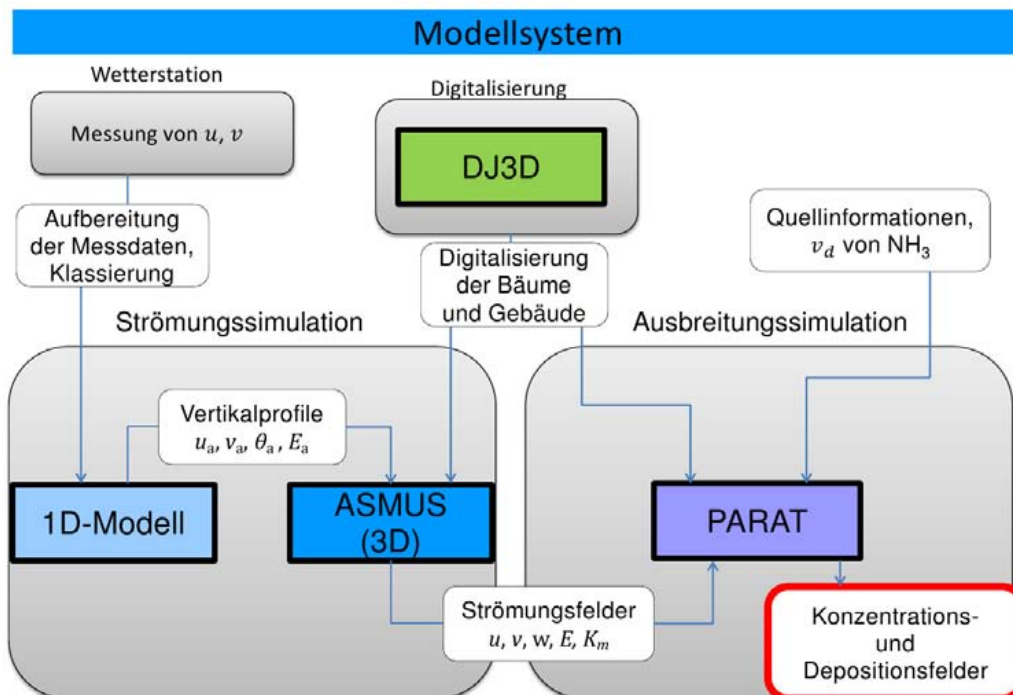


Abbildung 5.17: Schematische Darstellung des Modellsystems

### 5.4.1.1 Ablauf der Modellsimulation

Mithilfe des in Abbildung 5.17 dargestellten Modellsystems lassen sich die Konzentrations- und auch Depositionsfelder für eine betrachtete meteorologische Situation bestimmen. Die einzelnen Schritte, mit denen sich aus den Messdaten der Wetterstation die Konzentrationsfelder bestimmen lassen, werden im Folgenden erläutert. Dabei ist anzumerken, dass in allen dafür durchgeführten Rechnungen von einer thermisch neutral geschichteten Atmosphäre mit einer Temperatur von 284 K ausgegangen wird und die Rauigkeitslänge 0,1 m beträgt. Die Rechnungen mit den Modellen ASMUS und PARAT werden für eine festgelegte Simulationszeit durchgeführt, bis sich ein quasistationärer Zustand einstellt.

1. Für die Berechnungen des dreidimensionalen Strömungsfeldes in ASMUS werden Vertikalprofile der horizontalen Geschwindigkeitskomponenten, der Turbulenzenergie und der potentiellen Temperatur benötigt, die die ungestörte Anströmung des Modellgebietes darstellen. Diese Größen werden mit einem 1D-Modell bestimmt, welches einer neutralen thermischen Schichtung entsprechend von einem logarithmischen Windprofil ausgeht, d.h. eine logarithmische Zunahme der Windgeschwindigkeit mit der Höhe ohne eine Winddrehung mit der Höhe.

Das 1D-Modell berechnet die Profile der Windgeschwindigkeit, Turbulenzenergie und der potentiellen Temperatur für 43 Höhen (in 0 m, 0,5 m, 1 m, 1,5 m, 2 m, 2,5 m, 3 m, 3,5 m, 4 m, 4,5 m, 5 m, 5,5 m, 6 m, 6,5 m, 7 m, 7,5 m, 8 m, 8,5 m, 9 m, 9,5 m, 10 m, 11 m, 12 m, 13 m, 14 m, 16 m, 18 m, 20 m, 24 m, 28 m, 32 m, 38 m, 46 m, 54 m, 62 m, 70 m, 80 m, 100 m, 120 m, 140 m, 180 m, 240 m und 300 m).

Initialisiert wird das 1D-Modell mit den aufbereiteten Messdaten der Windgeschwindigkeit und Windrichtung in 5 m Höhe (siehe Abschnitt 5.4.2), die entsprechend der Angaben in Tabelle 5.10 und Tabelle 5.11 jeweils ein Rechenwert der Windrichtung  $\alpha_R$  (im Uhrzeigersinn von Norden aus definiert) und der Windgeschwindigkeit  $u_R$  zugeordnet bekommen. Mit diesen werden die horizontalen Geschwindigkeitskomponenten  $u$  (in x-Richtung des Modellgebietes) und  $v$  (in y-Richtung des Modellgebietes) der Anströmprofile in der Höhe  $z = 5$  m bestimmt:

$$u(z_{5m}) = -\sin(\alpha_R - \beta) \cdot u_R, \quad (5.6)$$

$$v(z_{5m}) = -\cos(\alpha_R - \beta) \cdot u_R. \quad (5.7)$$

Dabei bezeichnet  $\beta$  den Drehwinkel von der Nordrichtung im Uhrzeigersinn zur y-Achse des Modellgebietes. Im vorliegenden Fall ist  $\beta = 5^\circ$ . Anschließend werden die Eingangsprofile der horizontalen Geschwindigkeitskomponenten für die gesamte vertikale Erstreckung des Modellgebietes bestimmt:

$$u(z) = \frac{u(z_{5m})}{\ln\left(\frac{z_{5m}}{z_0}\right)} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) , \quad (5.8)$$

$$v(z) = \frac{v(z_{5m})}{\ln\left(\frac{z_{5m}}{z_0}\right)} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) . \quad (5.9)$$

Das dazu passende Vertikalprofil der Turbulenzenergie  $E$  wird aus der Erhaltungsgleichung für die turbulente kinetische Energie ermittelt

$$\frac{\partial E}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} K_E \frac{\partial E}{\partial z} + K_m \left[ \left( \frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \right] - K_\theta \frac{g}{\tilde{\theta}} \frac{\partial \theta}{\partial z} - a^3 \frac{E^{1.5}}{l} , \quad (5.10)$$

wobei  $K_\theta$  für den turbulenten Diffusionskoeffizienten für die Wärme,  $K_m$  für den des Impulses und  $K_E$  für den turbulenten Diffusionskoeffizienten für die turbulente kinetische Energie steht, wobei in ASMUS  $K_m = K_E = Pr_t K_\theta$  mit  $Pr_t^{-1} = \min\left(1; 1,35 - \frac{0,35z}{1000 \text{ m}}\right)$  gilt.  $l$  bezeichnet die Mischungsweglänge, die nach Blackadar (1962) ermittelt wird, und  $g$  die Erdbeschleunigung. Für die potentielle Temperatur im synoptischen Grundzustand  $\tilde{\theta}$  gilt  $\tilde{\theta} = 285 \text{ K}$  und der Koeffizient  $a$  ergibt sich durch:

$$a = \frac{a_0}{\phi_m} \quad (5.11)$$

mit  $\phi_m = 1$  (gilt nach Businger et al. (1971) für neutrale Schichtung) und  $a_0 = 0,45$ .

2. Die mit dem 1D-Modell bestimmten Vertikalprofile fließen in das 3D-Modell ASMUS (**A**usbreitungs- und **S**tömungs-**M**odell für **u**rbane **S**trukturen). Mit dem Modell lässt sich durch die Betrachtung der Porosität der Einfluss von Häusern und Bäumen auf ein Strömungsfeld berücksichtigen. Nach jedem Zeitschritt werden die meteorologischen Felder mit der Porosität, die Werte zwischen 0 und 1 annehmen kann, multipliziert. Hierdurch ist es z. B. möglich, die Windgeschwindigkeit in ausgewählten Gebieten zu verringern. Standardmäßig liegt in allen Gitterboxen die Porosität bei einem Wert von 1, d.h. das für die Strömung kein Hindernis in der Gitterbox vorliegt. Befindet sich ein

Gebäude oder ein Baum in einer Gitterbox, so wird dieser Wert modifiziert. Bei Gebäuden wird mit einer Porosität von 0 und bei Bäumen mit einer Porosität von 0,9996 gerechnet. Die Information über die Lage und Geometrie der Baumbestände und Gebäude im Modellgebiet werden mit dem Digitalisierungssoftware DJ3D (**D**igitizing **J**pegs **3D**) bestimmt.

Die Grundlage des Modells ASMUS bilden die Bewegungsgleichung, die Bilanzgleichung der potentiellen Temperatur und die Erhaltungsgleichung der Turbulenzenergie. Genauere Informationen zu dem Modell sind in Gross (2011) zu finden.

In den Simulationen wird in der Horizontalen eine Gitterweite von 2 m benutzt. In der Vertikalen wird hingegen die nicht-äquidistante Einteilung des 1D-Modells verwendet, bei der das Modellgebiet bis in 10 m Höhe eine vertikale Auflösung von 0,5 m besitzt. Die Rechnungen mit dem mikroskaligen Modell ASMUS werden aus rechenzeitlichen Gründen für eine Simulationszeit von 6 Minuten durchgeführt, da sich zeigte, dass sich nach dieser Dauer ein quasistationärer Zustand im Strömungsfeld einstellt.

Als Randbedingungen werden zyklische Bedingungen (das bedeutet, dass die Strömung, die am Ausströmrand vorliegt, in das Modell beim Einströmrand wieder einströmt) verwendet,

damit eine für die Landschaftsstruktur typische turbulente Strömung in das Modellgebiet einströmt.

3. Die von ASMUS berechneten dreidimensionalen Felder der Windgeschwindigkeit, der Turbulenzenergie und des turbulenten Diffusionskoeffizienten initialisieren das dreidimensionale Partikelausbreitungsmodell PARAT (**P**artikel**a**usbreitungs**r**echnungen in der **A**tmosphäre). Dabei werden die in PARAT benötigten Standardabweichungen  $\sigma_u$ ,  $\sigma_v$  und  $\sigma_w$  nach Gross et al. (1987) mithilfe der Turbulenzenergie  $E$  bestimmt:

$$\sigma_u = \sqrt{2 \cdot 0,54 \cdot E} , \quad (5.12)$$

$$\sigma_v = \sqrt{2 \cdot 0,3 \cdot E} , \quad (5.13)$$

$$\sigma_w = \sqrt{2 \cdot 0,16 \cdot E} . \quad (5.14)$$

In dem Modell PARAT werden im Vergleich zu ASMUS die physikalischen Vorgänge nicht von einem festen Ort aus beobachtet, sondern aus der Sicht der mit der Strömung bewegten Partikel. Hierfür werden die Trajektorien der einzelnen Partikel verfolgt. Aus den berechneten Partikelverteilungen lässt sich im Anschluss die Konzentrationsver-



teilung ermitteln. In dem Modell wird angenommen, dass die Luftbeimengungen gasförmig oder von so geringer Größe sind, dass sie der Strömung träge folgen. Daher lässt sich mit PARAT die Ausbreitung von Ammoniak simulieren.

Neben den Strömungsfeldern benötigt PARAT ebenfalls die Gebäude- und Bestandsdaten als Eingangsdaten, um verbotene Aufenthaltsorte für die Partikel festzulegen und die Deposition im Bestand und am Erdwall zu berücksichtigen. Am Boden wird in den Rechnungen mit einer Depositionsgeschwindigkeit  $v_d$  von  $1 \text{ cm s}^{-1}$  gerechnet. Für die Deposition an den Baumbeständen gilt eine Interzeptionslänge  $L_i$  von 750 m (siehe Abschnitt 5.4.1.2.3). Des Weiteren müssen in PARAT die Quellinformationen festgelegt werden. Dazu gehören zum einen die Lage und Erstreckung der Quelle und zum anderen die Quellstärke. In dieser Arbeit werden für jede der 6 Quellen (siehe Abschnitt 5.4.1.2.2) separate Ausbreitungsrechnungen durchgeführt, um später die einzelnen Quellen mithilfe der gemessenen Konzentrationswerte zu wichten (Abschnitte 5.4.3.3 und 6.5.1) und die modellierten Werte an die Messwerte anzupassen. Als Quellstärke wird zunächst mit einer einheitlichen Quellstärke von  $1 \text{ ME s}^{-1}$  (Masseneinheit pro Sekunde) gerechnet, wobei alle 10 Sekunden 100 Partikel freigesetzt werden. Später wird diese Quellstärke beim Vergleich mit den Messwerten angepasst (siehe Abschnitt 6.5.1).

Das Rechengitter in dem Modell PARAT besitzt die gleiche Auflösung wie in ASMUS. Es wird über eine Simulationszeit von 12000 s gerechnet, wobei für die Auswertung die Konzentrationswerte, die im Zeitraum von 1200 s bis 12000 s simuliert werden, verwendet werden, um von einer quasistationären Partikelverteilung auszugehen.

Sind diese Einstellungen gesetzt und alle Eingangsdaten vorhanden, berechnet PARAT die Konzentrations- und Depositionsfelder für die ausgewählte meteorologische Situation und die festgelegte Quelle, wobei die Daten als Mittelwerte über Auswertevolumina von  $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$  horizontaler Maschenweite und einer vertikalen Erstreckung zwischen 0,5 m (bis 10 m Höhe) und 30 m (in 70 m Höhe) angegeben werden. Um von dieser Konzentrationsverteilung letztendlich für eine Messperiode repräsentative Konzentrationswerte zu bekommen, müssen die einzelnen Konzentrationsfelder nach dem im Abschnitt 5.4.3 beschriebenen Verfahren kombiniert werden.

Die wichtigsten Parameter der Simulationen mit dem Modellsystem sind nochmals in Tabelle 5.8 in zusammengefasst.

Tabelle 5.8: Parametereinstellungen für die Simulationen mit dem Modellsystem ASMUS-PARAT

<b>Allgemeine Einstellungen</b>	
<b>Drehung des Modellgebietes:</b>	5°
<b>Gitterweite horizontal:</b>	2 m
<b>Gitterweite vertikal:</b>	0,5 m (bis 10 m Höhe)
<b>Höhe der Bäume:</b>	8 m bzw. 12 m
<b>Simulationsdauer ASMUS:</b>	360 s
<b>Schichtung:</b>	neutral
<b>Temperatur:</b>	284 K
<b>Rauigkeitslänge:</b>	0,1 m
<b>Simulationsdauer PARAT:</b>	12000 s
<b>Anzahl der Partikel:</b>	100 Partikel je 10 s
<b>Depositionsgeschwindigkeit:</b>	1 cm s <sup>-1</sup>
<b>Interzeptionslänge:</b>	750 m
<b>Quellstärke:</b>	normiert (1 ME s <sup>-1</sup> )

#### **5.4.1.2 Einstellungen der Modellgebiete, Quellposition und Depositionsparameter**

Mit den Simulationsmodellen ASMUS und PARAT werden für unterschiedliche Modellgebiete Rechnungen durchgeführt. Das Modellgebiet in PARAT wird kleiner gewählt als das Gebiet in ASMUS, um mögliche Fehler, die durch die zyklischen Randbedingungen entstehen können, zu verringern.

Insgesamt wurde aus rechenzeitlichen Gründen versucht, beide Modellgebiete so klein wie möglich zu wählen und trotzdem alle 22 Monitoringpunkte mit ihnen zu erfassen. So wurde für das kleinere PARAT-Modellgebiet mit einer Erstreckung von 778 m in x-Richtung und 574 m in y-Richtung gerechnet und das ASMUS-Rechengebiet erstreckte sich 922 m in x-Richtung und 826 m in y-Richtung (siehe Abbildung 5.18 ).<sup>3</sup>

Der entsprechende Kartenausschnitt zu dem ASMUS-Modellgebiet ist in Abbildung 5.19 dargestellt. Es ist zu beachten, dass dieser Kartenausschnitt nicht exakt nach Norden ausgerichtet ist. Das Modellgebiet ist aufgrund der besseren Darstellung des Stallgebäudes und des Walles im numerischen Modell ASMUS um 5° gegen den Uhrzeigersinn gedreht (siehe Abbildung 5.20).

---

<sup>3</sup> Aufgrund einer inkorrekten Koordinatenangabe zum Zeitpunkt der Gebietsfestlegung wird jedoch der MP 23 als einziger nicht in diesem Modellgebiet erfasst.

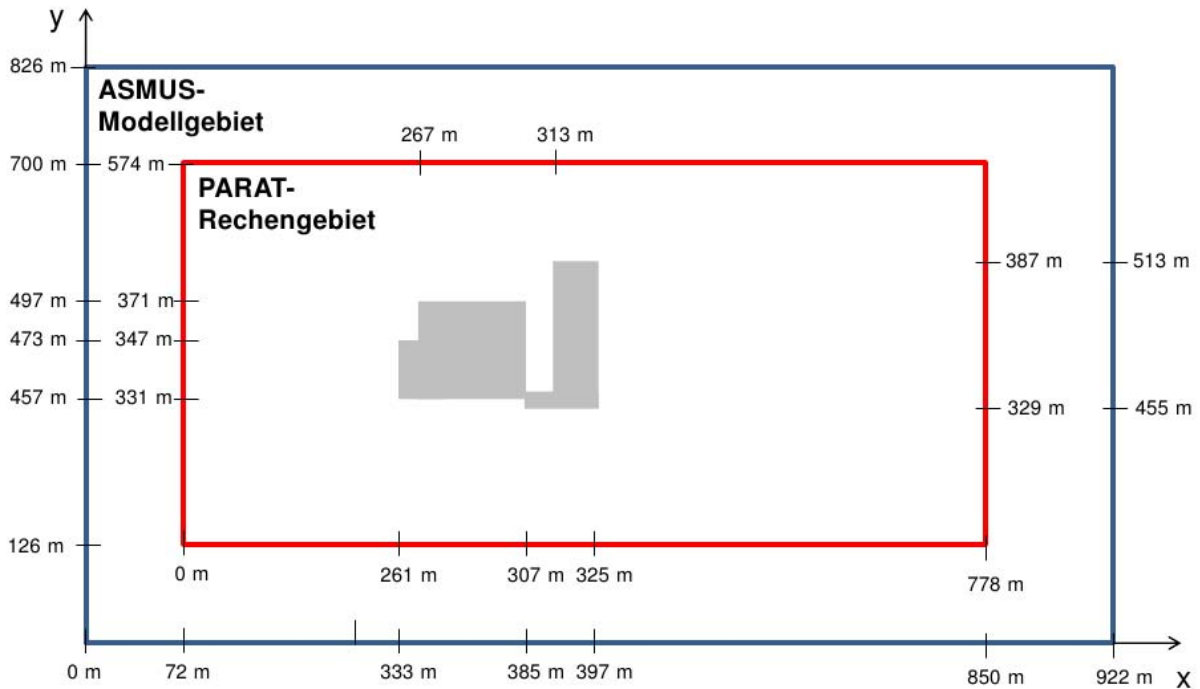


Abbildung 5.18: Schematische Darstellung der Rechengebiete von ASMUS und PARAT.



Abbildung 5.19: Mit DJ3D digitalisiertes Modellgebiet.

Farblich gekennzeichnet sind das Gebäude des Versuchsstalls (rot), der Damm (dunkelblau), die etwa 8 m hohen Bäume (grün), die etwa 12 m hohen Bäume (türkis), weitere Gebäude (magenta), die 22 Messstationen (gelbe Marker 1 bis 22) sowie die Wetterstation (roter Marker W).

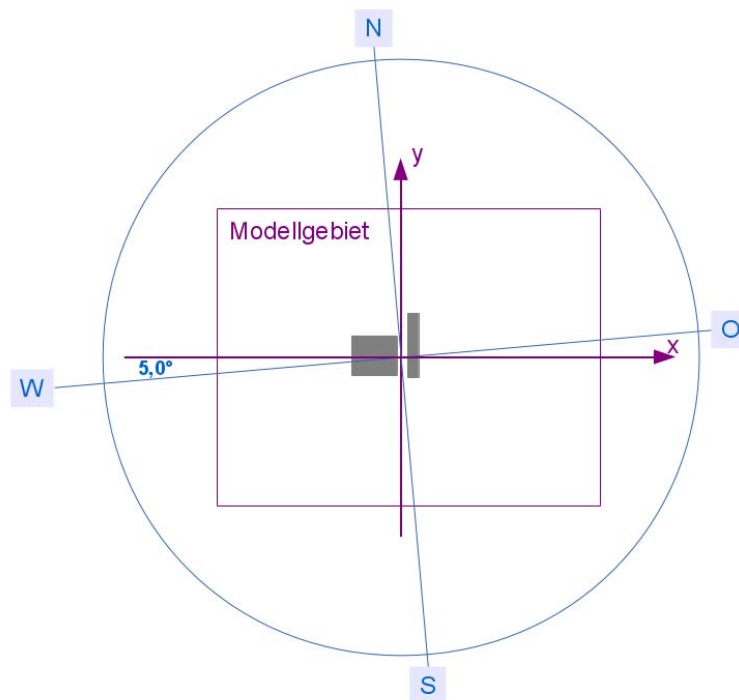


Abbildung 5.20: Ausrichtung des Modellgebietes

#### 5.4.1.2.1 Geometrie und Lage der Bäume und Gebäude

Um die Lage der Gebäude und Bäume im numerischen Gitter des Modells ASMUS zu ermitteln, wird die Digitalisierungssoftware DJ3D verwendet. Hiermit lässt sich die Information, ob sich an einer Gitterbox ein Baum, ein Gebäude oder eine Messstation befindet, festlegen. Die einzelnen Elemente (Baum, Gebäude, etc.) werden dazu auf einem eingelesenen Satellitenbild digital markiert. Anschließend wird die horizontale Gitterweite festgelegt und das Programm rastert diese Elemente und gibt sie als Gitterpunktwerte im ASCII-Format aus (Günther 2012), die in das Strömungsmodell ASMUS einfließen.

Nach dem Ermitteln der Lage und Erstreckung der einzelnen Elemente mithilfe von DJ3D werden in ASMUS die Geometrie der Bäume und Gebäude festgelegt. Die Bäume werden in den Modellen ASMUS und PARAT als Quader verkörpert (siehe Abbildung 5.21). Bei dieser Annahme wird davon ausgegangen, dass sich im Stammbereich der Bäume Büsche und Sträucher befinden, die ein ähnliches Hindernis für die Strömung darstellen wie die Äste und Blätter im Kronenraum. Dabei wird bei der Digitalisierung der Bäume in DJ3D zwischen 8 m (grün markiert) und 12 m hohen Bäumen (türkis markiert) unterschieden (siehe Abbildung 5.19).

Außer dem Stallgebäude und dem danebenliegenden Wohnhaus werden alle Gebäude mit einem flachen Dach dargestellt. Der Stall und das Wohnhaus besitzen hingegen in den Modellen ein schräges Dach, welches sich aufgrund der numerischen Darstellung lediglich treppenförmig darstellen lässt. Auch der Erdwall besitzt einen treppenförmigen Aufbau.

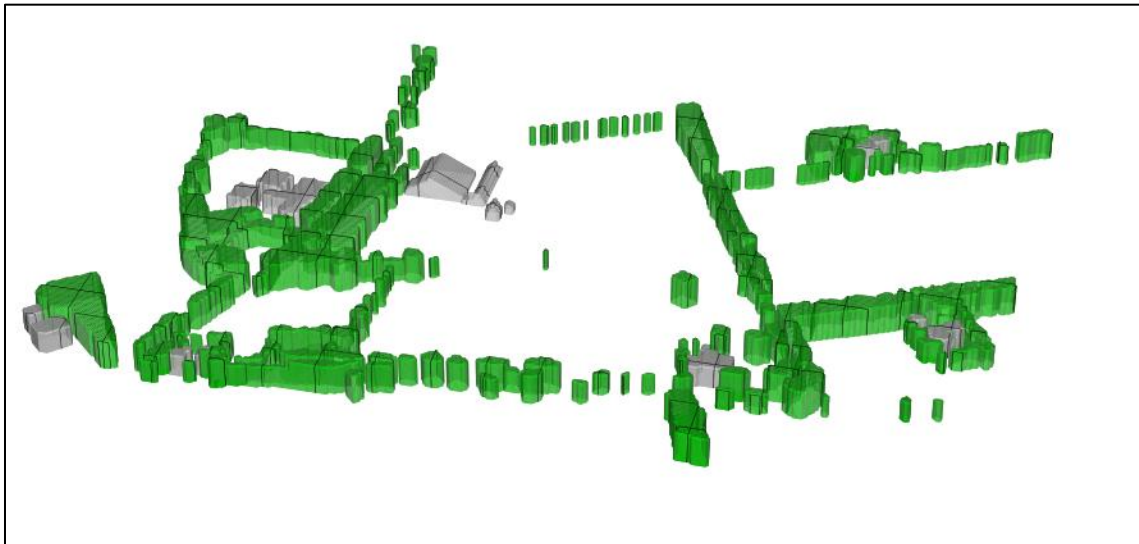


Abbildung 5.21: Darstellung der Bäume und Gebäude in der numerischen Modellierung

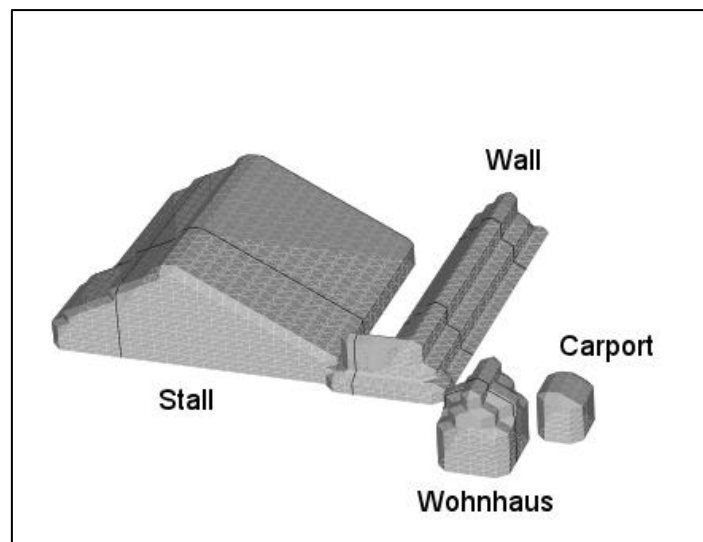


Abbildung 5.22: Darstellung des Stallgebäudes, Wohnhauses mit Carport und des Walles in den numerischen Modellen

### 5.4.1.2.2 Quellen

In den Ausbreitungsrechnungen wurde angenommen, dass an sechs Orten am Stall Ammoniak freigesetzt wird (siehe Abbildung 5.23). Die genauen Koordinaten der Quellen im Modellgebiet und deren Ausdehnung sind Tabelle 5.9 zu entnehmen. Des Weiteren wurde in den Ausbreitungsrechnungen die Rauchfahnenüberhöhung, welche bei Schornsteinen aufgrund des thermischen Auftriebs und des mechanischen Impulses zu beobachten ist, vernachlässigt.

Die Ausbreitungsrechnungen wurden quellenweise mit normierten Quellstärken von  $1 \text{ ME s}^{-1}$  durchgeführt. Später wurden anhand der gemessenen Konzentrationswerte die einzelnen Quellen gewichtet (siehe Abschnitt 5.4.3.3 bzw. 6.5.1).

Tabelle 5.9: Übersicht über die verschiedenen Quellen

Quellindex	Quellbezeichnung	Lage der Quelle [m] (a)			Erstreckung [m]			Quellstärke [ME s <sup>-1</sup> ]
		$x_q$	$y_q$	$z_q$	$\Delta x_q$	$\Delta y_q$	$\Delta z_q$	
Q1	Dachquelle	280	333	8,35	0	36	0	1
Q2	Seitenquelle (Ost)	307	333	1,25	0	36	1	1
Q3	Seitenquelle (West)	267	347	1,25	0	22	1	1
Q4	Laufplatz	273	371	0	20	6	0	1
Q5	Tor (Nord)	281	331	0	4	0	5	1
Q6	Tor (Süd)	281	371	0	4	0	5	1

(a) Angabe als Koordinaten im PARAT-Modellgitter. Bei Linien- oder Flächenquellen bezeichnen  $x_q$ ,  $y_q$  und  $z_q$  die untere südwestliche Ecke der Quelle.

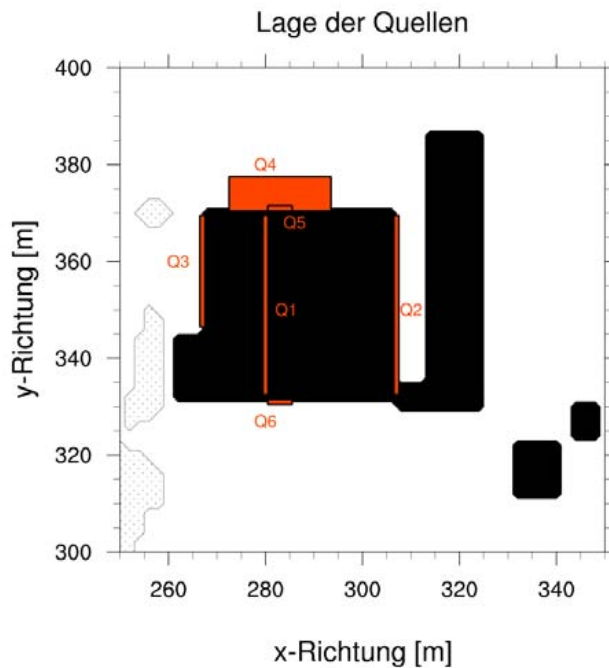


Abbildung 5.23: Lage der Quellen

Sicht auf das Stallgebäude mit dem Wall und dem umliegenden Wohnhaus mit Carport. Mit rot sind die verwendeten Quellen dargestellt. Die punktierten Flächen markieren Bäume.

### 5.4.1.2.3 Depositionsberechnung mit PARAT

In der Ausbreitungsrechnung mit PARAT wird die Deposition des Spurenstoffes am Boden, am Wall sowie an den Baumbeständen berücksichtigt.

Die chemische Umwandlung von Ammoniak zu Ammonium sowie die nasse Deposition von Ammoniak oder Ammonium wird hingegen vernachlässigt, da diese Prozesse für die quellnahe Ausbreitung von Ammoniakemissionen, d.h. in Quellentfernungen unter 1 km, nur von geringer Bedeutung sind (Loubet et al. 2009; Asman 2008; Asman et al. 1998).

Bei Kontakt eines Partikels mit dem Boden oder dem Wall erfolgt eine Reduktion der Partikelmasse um einen in Abhängigkeit von der örtlich vorherrschenden Turbulenz und der stoffspezifischen Depositionsgeschwindigkeit bestimmten Anteil. Die Depositionsgeschwindigkeit für Ammoniak  $v_d(\text{NH}_3)$  wird hier nach TA Luft (2002) mit  $1 \text{ cm s}^{-1}$  angesetzt.

Die Baumbestände sind im Gegensatz zu Boden und Wall nicht undurchdringbar für die Partikel. Entsprechend der Umsetzung von Janicke (2000) wird die Masse eines Partikels, das durch einen Vegetationsbestand hindurch fliegt, um einen von der zurückgelegten Wegstrecke und der Interzeptionslänge abhängigen Anteil reduziert. Die Interzeptionslänge ist eine von den Eigenschaften des durchquerten porösen Mediums und vom betrachteten Luftschadstoff abhängige charakteristische Größe, die die Strecke angibt, nach der die Partikelmasse bzw.

die Konzentration im Bestand durch die Massenabscheidung am Bestandsmedium auf  $e^{-1}$  des Ausgangswertes abgenommen hat. Für den vorliegenden Fall der Ammoniakdeposition an einem Baumbestand wird die Interzeptionslänge  $Li$  mit 750 m angenommen. Dieser Wert wurde auf der Grundlage von Testsimulationen mit einem 200 m breiten, 600 m langen und 15 m hohen Baumbestand gewählt (siehe auch **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Die aus den Simulationsdaten des Depositionsmassenflusses  $S_d$  und Konzentration  $c(z_{ref})$  berechneten effektiven Depositionsgeschwindigkeiten  $v_d^*(z_{ref})$

$$v_d^*(z_{ref}) = S_d/c(z_{ref}) \quad (5.15)$$

liegen abseits der Waldkanteneffekte mit einer Interzeptionslänge von  $Li = 750$  m und einer Windgeschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  im für Waldbestände angegebenen bzw. gemessenen typischen Bereich für Ammoniak von ca.  $2 - 4 \text{ cm s}^{-1}$  (vgl. u.a. VDI-Richtlinie 3782, Blatt 5 (VDI 2006), Asman (2008) und Bultjes et al. (2011)).

Neben der Abhängigkeit von der Interzeptionslänge, die entsprechend des Verhaltens des Depositionsflusses zu höheren effektiven Depositionsgeschwindigkeiten bei kürzerer Interzeptionslänge führt, zeigt die Analyse der effektiven Depositionsgeschwindigkeit einen dominanten Einfluss der Windgeschwindigkeit. Die deutliche Zunahme der effektiven Depositionsgeschwindigkeit bei zunehmender Windgeschwindigkeit ist auf die mit steigender Windgeschwindigkeit stark reduzierten Konzentrationen in der Referenzhöhe zurückzuführen. Die starke Variation der effektiven Depositionsgeschwindigkeit mit der Windgeschwindigkeit stellt einen starken Unsicherheitsfaktor bei der Wahl einer Interzeptionslänge dar. Jedoch zeigt sich auch, dass zwar die Depositionen bei kürzerer Interzeptionslänge etwas geringer ausfallen, die Konzentrationen hiervon jedoch kaum beeinflusst werden. Insofern ist für die Betrachtung der Konzentrationsverteilungen, wie sie in diesem Projekt geschehen soll, die exakte Wahl der Interzeptionslänge von untergeordneter Bedeutung.

#### 5.4.1.3 Modellunsicherheiten

Aus technischen und rechenzeitlichen Gründen werden in den Modellen einige Vereinfachungen vorgenommen. Die dadurch entstehenden Unsicherheiten müssen bei der Betrachtung und Wertung der Ergebnisse berücksichtigt werden. Im Folgenden sollen einige der Unsicherheiten, die sich mit dem Modellsystem nicht berücksichtigen lassen, aufgeführt werden:

1. Sowohl bei der Berechnung des Strömungsfeldes als auch bei der Ausbreitungsrechnung wird von einer neutral geschichteten Atmosphäre ausgegangen.



2. Die Gebäude und Baumbestände werden im Modell z.T. vereinfacht dargestellt. Die Darstellung der Strömungshindernisse ist an die Konfiguration des ASMUS-Modellgitters geknüpft, sodass hierdurch Abweichungen von der realen Hindernisform auftreten. Bauwerke (Wall, Gebäude des Versuchsstalles und umliegende Gebäude) werden durch massive, d.h. für die Strömung und Schadstoffausbreitung undurchlässige Hindernisvolumina verkörpert. Baumbestände werden als poröse, durchströmte Volumina dargestellt.
3. Es gibt keine Unterscheidung zwischen den Winter- und Sommermonaten. Die Bäume besitzen das ganze Jahr über dieselbe Porosität.
4. Die Emissionen werden im Modell nur an definierten Stellen der Oberfläche des Stallgebäudes freigesetzt, die den typischen Emissionsorten des Versuchsstalles (Seitenöffnungen, Dachfirst, Tore und Laufplatz) entsprechen.
5. Die Ausbreitungsrechnungen werden mit einer innerhalb einer Messperiode zeitlich konstanten Quellstärke durchgeführt.
6. Von der Laufplatzfläche (Quelle Q4) wird unabhängig von der Windgeschwindigkeit immer die gleiche Menge Ammoniak freigesetzt.
7. Die Tore im Norden und Süden des Stalles (Q5 und Q6) werden als durchgängig geöffnet angenommen. Außerdem wird im Norden und Süden des Stalles lediglich jeweils ein Tor als Quelle betrachtet. Die anderen Tore des Stallgebäudes werden als Quelle vernachlässigt.
8. Die trockene Deposition wird zu allen Zeitpunkten berücksichtigt, auch wenn das Grünland gedüngt ist. Eine mögliche Ammoniakemission vom Grünland wird nicht berücksichtigt.
9. Nasse Deposition und chemische Umwandlung von Ammoniak wird nicht berücksichtigt.
10. Durch die zyklischen Randbedingungen im Strömungsmodell ASMUS wird davon ausgegangen, dass sich im Norden, Süden, Westen und Osten des Modellgebietes ein Gebiet mit derselben Verteilung von Gebäuden, Bäumen und Wiese befindet.

#### **5.4.2 Aufbereitung der meteorologischen Eingangsdaten**

Für die Rechnungen mit dem Strömungsmodell ASMUS werden als meteorologische Eingangsdaten die Windgeschwindigkeit und die Windrichtung in Anemometerhöhe benötigt. Um diese Daten zu erhalten, wurden in der Nähe des Stalls an einer frei angeströmten Fläche (siehe Abbildung 5.19, Messpunkt W) Messungen durchgeführt (s. Kap. 5.1). Dabei werden zur Bestimmung der Eingangsdaten für das mikroskalige Modell Asmus lediglich die Windgeschwindigkeit und Windrichtung von der Wetterstation verwendet.

Aus rechenzeitlichen Gründen kann mit ASMUS nicht für jede gemessene Situation (Messintervall liegt bei 10 Minuten) das Strömungsfeld berechnet werden. Daher werden die einzelnen Situationen in Klassen eingeteilt. Die Einteilung der Klassen hängt von der Windrichtung und der Windgeschwindigkeit der Messsituation ab.

Die Windrichtung ist in  $22,5^\circ$ -Schritten eingeteilt, wobei für die Berechnungen des Strömungsfeldes der in Tabelle 5.10 angegebene Rechenwert verwendet wird. Lagen während einer Windstille keine Messdaten der Windrichtung vor, so werden je nach Dauer der Windstille zwei unterschiedliche Methoden zur Bestimmung der Windrichtung verwendet. Bei Zeiträumen bis zu 2 Stunden wird die Windrichtung linear zwischen dem letzten Wert vor Windstille und dem ersten Wert nach der Windstille interpoliert. Dauerte die Windstille länger als 2 Stunden an, so wird die Windrichtung zufällig aus der Häufigkeitsverteilung der Windrichtung für die Windgeschwindigkeitsklasse 1 gewählt (TA Luft 2002).

Die Windgeschwindigkeit wird nach TA Luft (2002) (siehe Tabelle 5.11) klassifiziert, wobei ergänzend für Windgeschwindigkeiten unter  $0,8 \text{ m s}^{-1}$  in Anemometerhöhe ein Rechenwert von  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  verwendet wurde. Bei dieser Klassierung wird davon ausgegangen, dass die Geschwindigkeitswerte in  $0,1 \text{ m s}^{-1}$ -Schritten gemessen wurden. Da dieses jedoch mit Stufen von  $0,4 \text{ m s}^{-1}$  bzw.  $0,5 \text{ m s}^{-1}$  nicht der Fall ist, muss zunächst eine aus dem Stufenbereich gleichverteilte zufällige Geschwindigkeit bestimmt werden.

Insgesamt wird in den Berechnungen der meteorologischen Felder zwischen 160 Klassen unterschieden.

Tabelle 5.10: Klassierung der Windrichtung

Windrichtungs- klasse	Windrichtung dd in Anemometerhöhe [°]	Rechenwert $\alpha_R$ [°]
1	348,75 bis 11,25	0
2	11,25 bis 33,75	22,5
3	33,75 bis 56,25	45
4	56,25 bis 78,75	67,5
5	78,75 bis 101,25	90
6	101,25 bis 123,75	112,5
7	123,75 bis 146,25	135
8	146,25 bis 168,75	157,5
9	168,75 bis 191,25	180
10	191,25 bis 213,75	202,5
11	213,75 bis 236,25	225
12	236,25 bis 258,75	247,5
13	258,75 bis 281,25	270
14	281,25 bis 303,75	292,5
15	303,75 bis 326,25	315
16	326,25 bis 348,75	337,5



Tabelle 5.11: Klassierung der Windgeschwindigkeiten nach TA Luft (2002)

Windgeschwindigkeits- klasse	Windgeschwindigkeit ff in Anemometerhöhe; $u_a$ [m s <sup>-1</sup> ]	Rechenwert $u_R$ [m s <sup>-1</sup> ]
0	< 0,8	0,7
1	0,8 bis 1,3	1d
2	1,4 bis 1,8	1,5
3	1,9 bis 2,3	2
4	2,4 bis 3,8	3
5	3,9 bis 5,4	4,5
6	5,5 bis 6,9	6
7	7,0 bis 8,4	7,5
8	8,5 bis 10,0	9
9	> 10,0	12

In den Simulationen wird die thermische Schichtung nicht berücksichtigt. Alle Rechnungen wurden für eine neutral geschichtete Atmosphäre durchgeführt.

Um die Auswirkungen der vernachlässigten thermischen Schichtung auf die Windgeschwindigkeitsprofile abzuschätzen, wurden aus den Messdaten die Geschwindigkeitsprofile auf zwei verschiedene Arten bestimmt. Bei der ersten Variante wird zu jeder Zeit unter Vernachlässigung der thermischen Schichtung das logarithmische Windprofil einer neutral geschichteten Atmosphäre nach Gleichung ( 5.8 ) und ( 5.9 ) verwendet. Bei der zweiten Variante werden unter Berücksichtigung der thermischen Schichtung die logarithmischen Profile nur für neutrale Schichtung verwendet und im Fall stabiler oder labiler Schichtung das Log-linear-Profil:

$$u(z) = \frac{u(z_{5m})}{\ln\left(\frac{z_{5m}}{z_0}\right)} \left( \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) + 5 \frac{z - z_0}{L} \right) , \quad (5.16)$$

$$v(z) = \frac{v(z_{5m})}{\ln\left(\frac{z_{5m}}{z_0}\right)} \left( \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) + 5 \frac{z - z_0}{L} \right) . \quad (5.17)$$

Dabei wird für die Monin-Obukhov-Länge  $L$  bei stabilen Verhältnissen  $L_{\text{stabil}} = 45$  m gesetzt und bei labilen Bedingungen  $L_{\text{labil}} = -30$  m. Die thermische Schichtung wird entsprechend der VDI-Richtlinie 3782, Blatt 1 (VDI 2009) aus den Daten der gemessenen Windgeschwindigkeit, des Bedeckungsgrades und der Tageszeit bestimmt.

Anschließend werden diese beiden Varianten der Windprofilbestimmung miteinander verglichen. Zur Beurteilung der beiden Ansätze wurden die für 75 m Höhe berechneten Windgeschwindigkeiten mit Referenzdaten verglichen. Als Referenzdaten wurden die Windgeschwin-

digkeitsdaten einer in der Nähe des Versuchsfeldes stehenden Windenergieanlage vom Betreiber Enercon verwendet. Als Beispiel sind in Abbildung 5.24 die Zeitreihen für die Messperiode 7 des ersten Jahres gezeigt. Für die ersten 10 Tage der Messperiode ähneln die Verläufe der berechneten Werte denen der Messdaten. In diesem Zeitraum liegt hauptsächlich neutrale Schichtung vor, weswegen sich die für 75 m Höhe berechneten Geschwindigkeiten der ersten und der zweiten Variante nur geringfügig unterscheiden. In der späteren Phase der Messperiode treten dagegen vermehrt Unterschiede zwischen den beiden Varianten sowie zu den Referenzwerten auf. In den Zeiträumen mit stabiler Schichtung, insbesondere bei sehr geringen Windgeschwindigkeiten, wird die an der Windenergieanlage gemessene Windgeschwindigkeit in der Höhe durch die Annahme eines rein logarithmischen Windprofils stärker unterschätzt als bei Verwendung von Log+linear-Profilen. Hingegen ist bei Phasen labiler Schichtung der Unterschied zwischen den beiden Varianten kaum ausgeprägt.

Insgesamt modifiziert die vereinfachende Annahme eines logarithmischen Windprofils als Eingangsprofil für die Strömungssimulationen geringfügig die Ergebnisse. Das gilt besonders für Wetterlagen mit einer stabilen Schichtung. Da jedoch im ersten Jahr hauptsächlich neutrale Schichtung (62 %) und lediglich zu 25 % der Beobachtungszeitpunkte stabile Schichtung verzeichnet wurde, ist die Gesamtunsicherheit vor dem Hintergrund der technischen Einschränkungen und rechenzeitökonomischen Ersparnisse bei der Modellsimulation von meteorologischer Seite aus durchaus vertretbar. Weiterhin ist bei der Ergebnisanalyse zu berücksichtigen, dass die Unsicherheiten durch die vereinfachenden Annahmen hinsichtlich der thermischen Schichtung der bodennahen Atmosphäre sich sowohl in der Windgeschwindigkeit als auch in den Turbulenzgrößen (beide Variablen haben einen großen Einfluss auf die Ausbreitung von Luftbeimengungen) bemerkbar machen.

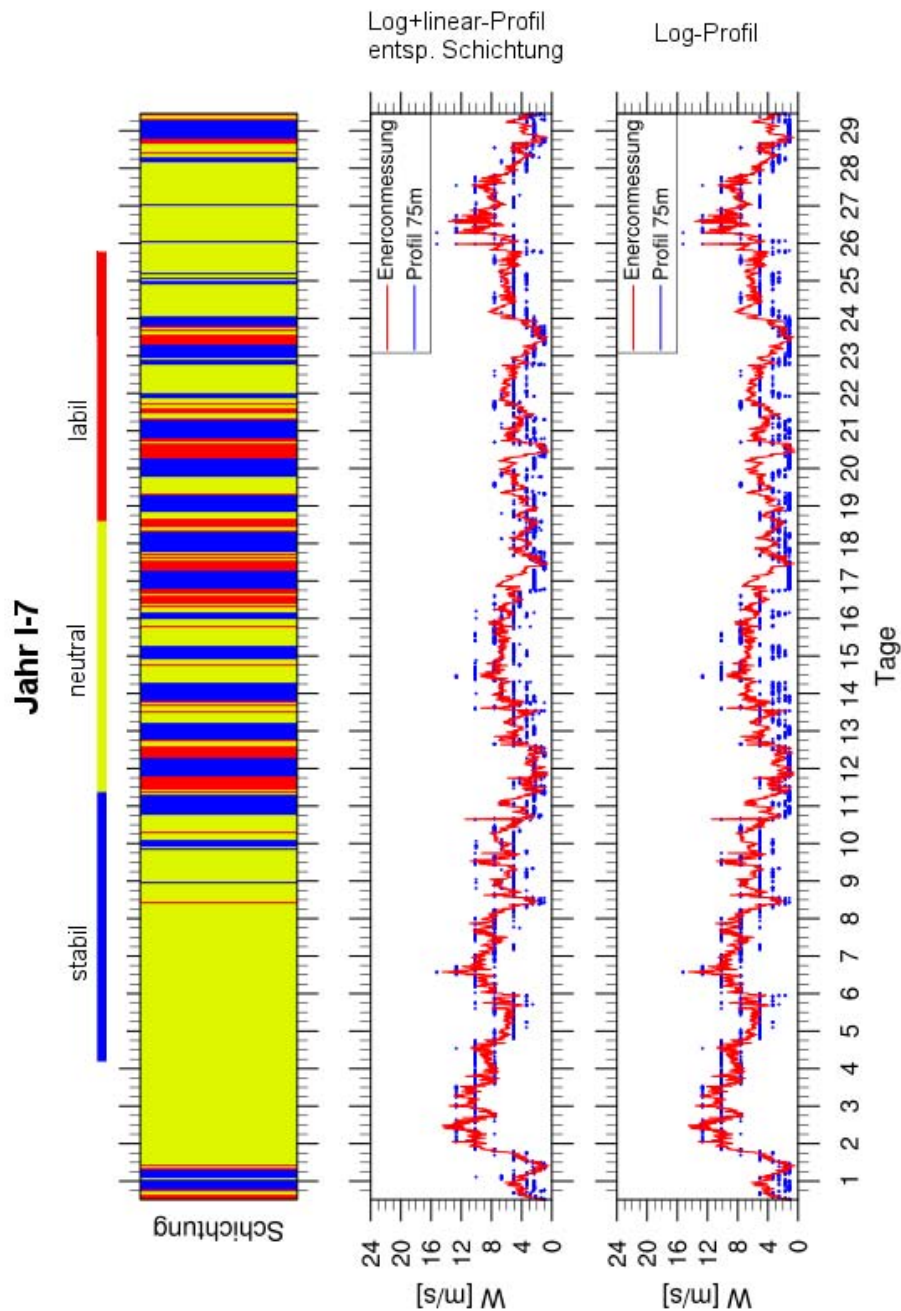


Abbildung 5.24: Einfluss der Schichtung auf die Windgeschwindigkeit in 75 m Höhe

Dargestellt sind Zeitreihen der thermischen Schichtung (links) sowie der an einer Windenergieanlage gemessenen Windgeschwindigkeit (rot) und der Windgeschwindigkeit der aus den Windmessungen in Hahn-Lehmden extrapolierten Eingangsprofile in 75 m Höhe (blau) für den Zeitraum der 7. Messperiode des ersten Jahres (13.03.-11.04.2014). Die mittlere Grafik zeigt die mit dem Log+linear-Profil unter Berücksichtigung der thermischen Schichtung aus den Windmessungen extrapolierten Windgeschwindigkeiten (blau). In der rechten Grafik sind analog die extrapolierten Windgeschwindigkeiten in 75m Höhe bei Verwendung eines rein logarithmischen Windprofils unabhängig von der vorliegenden Schichtung dargestellt (blau).

### 5.4.3 Kombination der Einzelsimulationen zu Mitteln der Beobachtungszeiträume

Die aus den Ausbreitungssimulationen erhaltenen Datenfelder der Konzentration und Deposition entsprechen der mit der jeweiligen Quellstärke der betrachteten Emissionsquelle normierten Immissionsbelastung bei jeweils einer konstant vorherrschenden Anströmsituation. Da in der Realität die vorherrschende Windrichtung und Windgeschwindigkeit jedoch nicht konstant bestehen bleibt, sondern im Laufe der Messzeiträume der Ammoniakimmission variiert, müssen für einen Vergleich mit den Beobachtungsdaten die Simulationsdaten der unterschiedlichen Ausbreitungssituationen zu einem Mittel des Beobachtungszeitraums zusammengefügt werden. Dies geschieht durch eine gewichtete Mittelung der normierten Konzentrationsfelder, wobei die Wichtungsfaktoren durch die Auftrittshäufigkeit  $h_k$  der jeweiligen Windklasse  $k$  in der betrachteten Messperiode bestimmt wird:

$$\tilde{c}_{\text{Mittel},q}(x, y, z) = \sum_k \frac{h_k}{h_{\text{tot}}} \tilde{c}_{k,q}(x, y, z) \quad (5.18)$$

$$h_{\text{tot}} = \sum_k h_k \quad (5.19)$$

Hierbei bezeichnet der Index  $q$  die betrachtete Emissionsquelle (z.B. die Quelle Q1 am Dachfirst:  $q = 1$ , usw.) und  $\tilde{c}$  die auf die Quellstärke normierten Immissionskonzentration in der Luft in Abhängigkeit der drei Raumrichtungen  $x$ ,  $y$  und  $z$ .

#### 5.4.3.1 Windrichtungsverteilungen der Messperioden

Entsprechend der zuvor beschriebenen Datenanalyse wurde für jede Messperiode die Klassifizierung der Windmessdaten in Richtungs- und Geschwindigkeitsklassen vorgenommen. Die so für jede Messperiode erhaltene individuelle Häufigkeitsstatistik bestimmt die Gewichtung, mit der die für die einzelnen Klassenkombinationen erstellten Ausbreitungsrechnungen in das Gesamtergebnis der betrachteten Zeitspanne eingehen. Die Anfangs- und Enddaten der Messperioden sind Tabelle 5.12 zu entnehmen.

Die Ergebnisse der Klassenauswertung der während des Versuchszeitraums erhobenen Winddaten sind in Abschnitt 6.1 in Abbildung 6.1 bis Abbildung 6.6 grafisch dargestellt sowie im Anhang in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** aufgeführt.

Tabelle 5.12: Anfangs- und Enddaten der Messperioden mit und ohne Wall

Mess- periode	Jahr I (mit Wall)		Mess- periode	Jahr II (ohne Wall)	
	Anfang	Ende		Anfang	Ende
I-1	26.09.2013	24.10.2013	II-1	02.10.2014	23.10.2014
I-2	24.10.2013	28.11.2013	II-2	23.10.2014	20.11.2014
I-3	28.11.2013	18.12.2013	II-3	20.11.2014	17.12.2014
I-4	18.12.2013	16.01.2014	II-4	17.12.2014	14.01.2015
I-5	16.01.2014	13.02.2014	II-5	14.01.2015	12.02.2015
I-6	13.02.2014	13.03.2014	II-6	12.02.2015	12.03.2015
I-7	13.03.2014	11.04.2014	II-7	12.03.2015	09.04.2015
I-8	11.04.2014	09.05.2014	II-8	09.04.2015	07.05.2015
I-9	09.05.2014	05.06.2014	II-9	07.05.2015	02.06.2015
I-10	05.06.2014	03.07.2014	II-10	02.06.2015	03.07.2015
I-11	03.07.2014	31.07.2014	II-11	03.07.2015	30.07.2015
I-12	31.07.2014	27.08.2014	II-12	30.07.2015	26.08.2015
I-13	27.08.2014	25.09.2014	II-13	26.08.2015	24.09.2015
I-0	26.09.2013	25.09.2014	II-0	02.10.2014	24.09.2015

#### 5.4.3.2 Vermeidung einer künstlichen Sternstruktur

Die Winddaten der aufgezeichneten meteorologischen Zeitreihen werden wie in Abschnitt 5.4.2 beschrieben in zehn Geschwindigkeitsklassen und sechzehn Richtungsklassen klassifiziert, für die jeweils eine Strömungssimulation mit ASMUS und eine Ausbreitungssimulation mit PARAT durchgeführt wird.

Wird in diesem Verfahren von einer homogenen Häufigkeitsverteilung der sechzehn Windrichtungsklassen einer Geschwindigkeitsklasse ausgegangen, ergibt sich aus der Kombination der sechzehn Ausbreitungsfahnen eine Konzentrationsverteilung, die einer Sternstruktur ähnelt (siehe Abbildung 5.25). Das Auftreten derartiger artifizierender Sternstrukturen ist ein typisches Problem in der Anwendung von Lagrang'schen Partikelmodellen (vgl. Modellbeschreibung von AUSTAL2000 (Janicke 2014)).

Die Sternstrukturen lassen sich durch eine feinere Auflösung des Richtungsspektrums vermeiden. Das heißt, es werden die Ausbreitungsfahnen für eine größere Anzahl repräsentativer Windrichtungen erstellt, die nur um wenige Grad voneinander abweichen, sodass sich im Analysegebiet die einzelnen Fahnen seitlich überlagern und keine Lücken zwischen der repräsentativen Ausbreitungsrichtungen entstehen.

Da aufgrund der Auflösung der vorliegenden meteorologischen Messdaten die Klassifizierung in Windrichtungsklassen von  $22,5^\circ$  nicht verfeinert werden kann, werden die vorhandenen sechzehn Klassen stattdessen nicht mehr nur durch die Ausbreitungsfahne der jeweiligen zentralen Hauptwindrichtung (Windrichtungsnummer  $k_R = 1, \dots, 16$ ) dargestellt, sondern zusätzlich durch die Ausbreitungsfahnen von je zwei Zwischenrichtungen ( $k_R = 17, \dots, 32$ ) und



zwei Stützrichtungen ( $k_R = 33, \dots, 48, 49, \dots, 64$ ). Die Zwischenrichtungen entsprechen einer Anströmrichtung mittig zwischen den Hauptwindrichtungen, die Stützrichtungen einer Anströmrichtung mittig zwischen einer Haupt- und einer Zwischenrichtung (siehe Abbildung 5.28). Hierdurch wird insgesamt eine Auflösung der Windrichtung für die Ausbreitungsrechnungen von  $5,615^\circ$  erreicht.

Die für die Ausbreitungssimulation benötigten meteorologischen Strömungs- und Turbulenzfelder der Zwischen- und Stützrichtungen werden aufgrund der zu langen Rechenzeiten nicht mit ASMUS simuliert, sondern aus den vorhandenen Feldern der Hauptwindrichtungen linear interpoliert. Dabei gehen für die Zwischenrichtungen die Werte der beiden benachbarten Hauptwindrichtungen jeweils mit der Wichtung 0,5 in das Ergebnis ein. Für die Stützrichtungen werden die Felder der näher gelegenen benachbarten Haupttrichtung mit der Wichtung 0,75 berücksichtigt, die der entfernteren benachbarten Haupttrichtung mit der Wichtung 0,25.

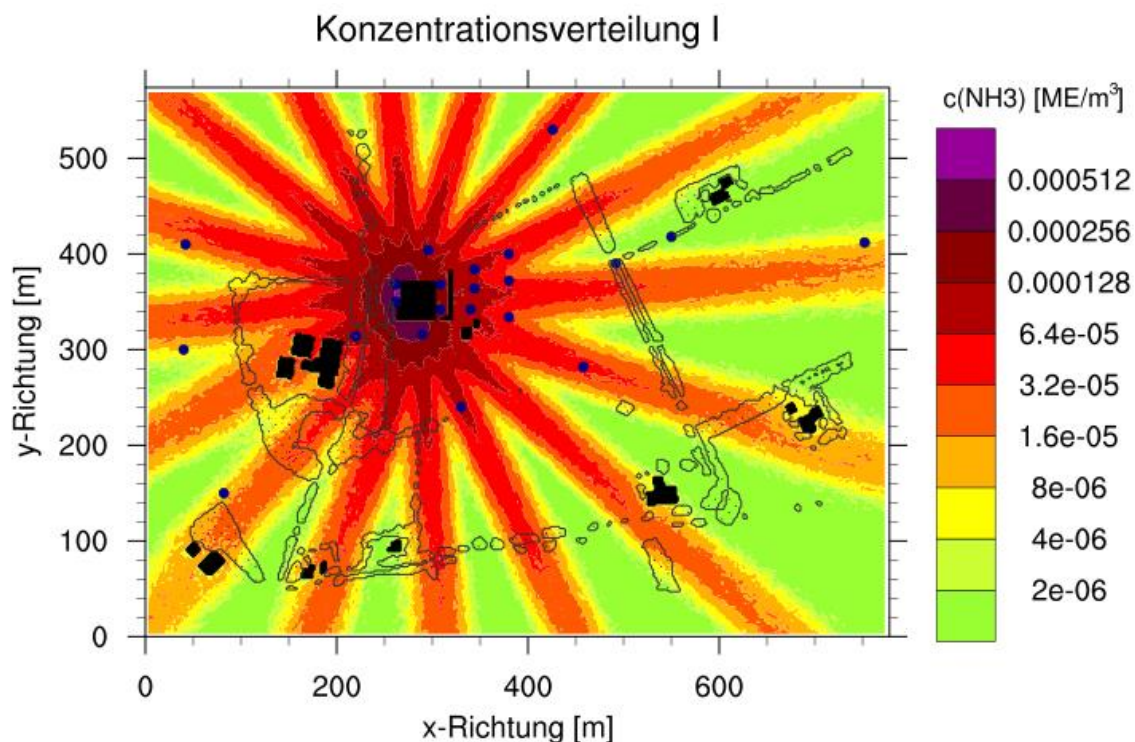


Abbildung 5.25: Auftreten der künstlichen Sternstruktur.

Aus der Überlagerung der simulierten Ausbreitungsfahnen der sechzehn Hauptwindrichtungen resultiert eine artifizielle Sternstruktur in der horizontalen Konzentrationsverteilung. Dargestellt ist die mittlere Konzentration  $c$  zwischen 3,0 m und 3,5 m Höhe bei Freisetzung der Partikel aus der Quelle am Dachfirst des Stallgebäudes mit einer Quellstärke von  $1 \text{ ME s}^{-1}$ . Den Simulationen liegt eine Anströmgeschwindigkeit von  $1,5 \text{ m s}^{-1}$  in 5 m Höhe zugrunde. In der Grafik sind

die massiven Strömungshindernisse (Gebäude, Damm) im Analysegebiet als schwarze Flächen, die Baumbestände durch graue Umrandung und Punkt-Schraffur markiert. Dunkelblaue Punkte zeigen die Lage der Monitoringpunkte im Versuchsgebiet an.

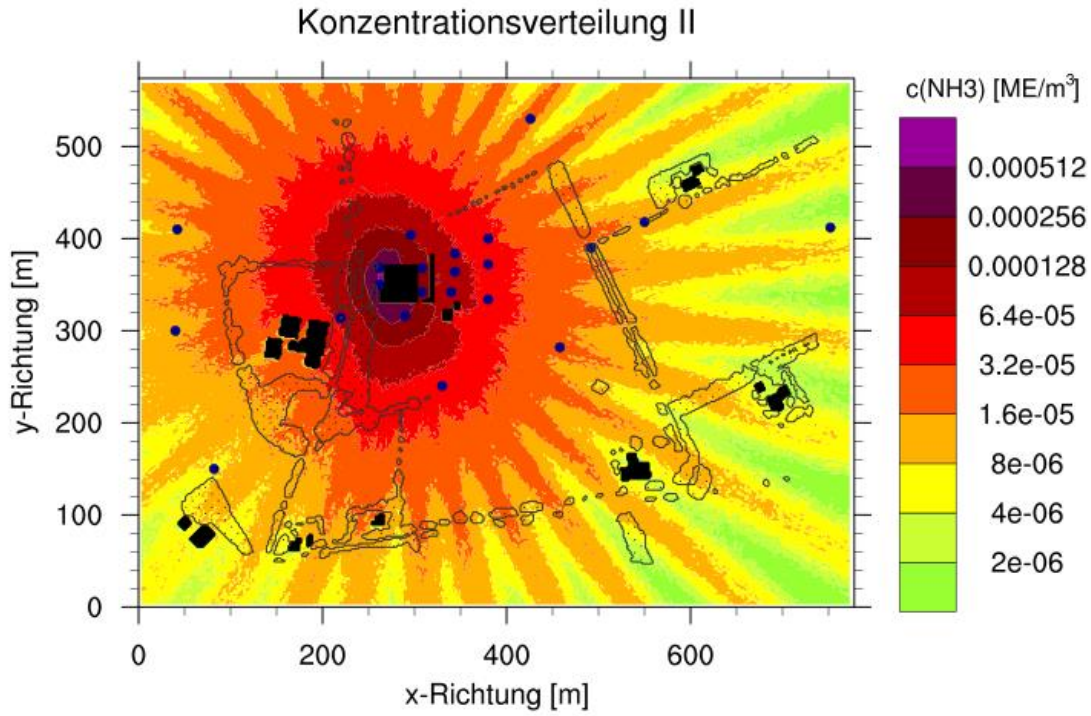


Abbildung 5.26: Vermeidung der künstlichen Sternstruktur: Zwischenresultat.

Wie Abbildung 5.25, aber unter zusätzlicher Berücksichtigung der Ausbreitungsfähnen der sechzehn Zwischenrichtungen zwischen den Hauptwindrichtungen. Im inneren und im westlichen Bereich ist eine Abschwächung der Sternstruktur zu erkennen.

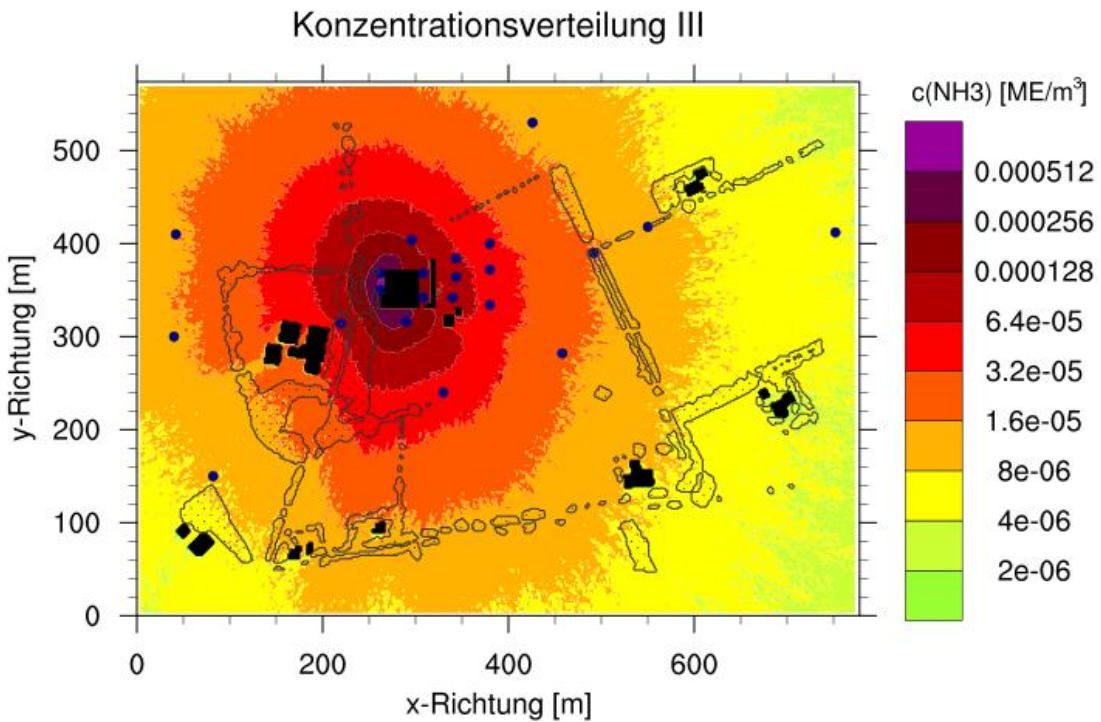


Abbildung 5.27: Vermeidung der künstlichen Sternstruktur: Endresultat.

Wie Abbildung 5.25, ergänzt um die Ausbreitungsfahnen der sechzehn Zwischen- und 32 Stützrichtungen. Hier verschwindet die Sternstruktur innerhalb des Modellgebietes.

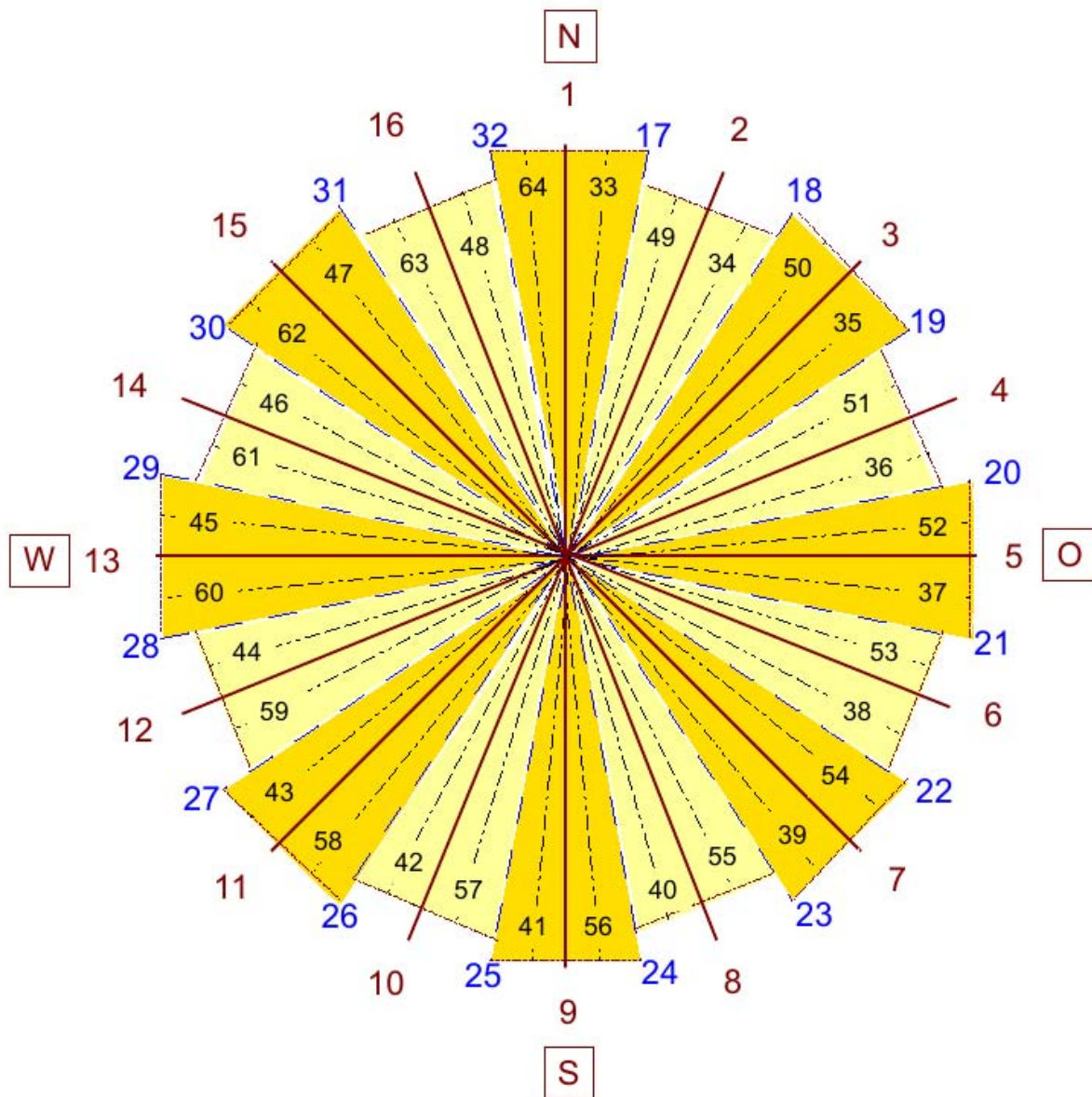


Abbildung 5.28: Haupt- und Hilfswindrichtungen der Simulation

Skizze der sechzehn Windrichtungsklassen (gelb unterlegte Sektoren) samt ihrer Hauptwindrichtungen (rot, Nr. 1 bis 16) sowie der Zwischen- und Stützrichtungen (blau, Nr. 17 bis 32, bzw. schwarz, Nr. 33 bis 64).

In Abbildung 5.26 ist die Konzentrationsverteilung aus 3,0 – 3,5 m Höhe dargestellt, die sich bei homogener Auftrittshäufigkeit der Windrichtungsklassen unter Verwendung der Ausbreitungssimulationen für die Haupt- und Zwischenrichtungen ergibt. Im Vergleich zu Abbildung 5.25 sind hier die Konzentrationsunterschiede der künstlichen Sternstruktur schon weniger markant ausgeprägt. Die in Abbildung 5.27 dargestellte Konzentrationsverteilung wurde aus

der Überlagerung der 64 Ausbreitungsfahnen der Haupt-, Zwischen- und Stützrichtungen gewonnen und zeigt innerhalb des Analysegebietes keine artifizielle Sternstruktur mehr. Die hier noch zu erkennenden Abweichungen der Konzentrationsverteilung von konzentrischen Kreisen sind auf Effekte der Strömungshindernisse im Analysegebiet zurückzuführen.

Für die Simulation der Messperioden wird die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Windklassen  $h_k = h(k_R, k_G)$  dahingehend erweitert, dass den Stützrichtungen dieselbe Häufigkeit zugeschrieben wird, wie der jeweiligen nächstgelegenen Hauptwindrichtung. Die Auftrittshäufigkeit der Zwischenrichtungen, die genau den Grenzen zwischen den Klassensektoren entsprechen, wird als Mittel der Häufigkeiten der beiden benachbarten Hauptwindrichtungen bestimmt:

$$h_k = h(k_R, k_G) = \begin{cases} \text{für } 1 \leq k_R \leq 16: & \text{nach Klassenhäufigkeitsstatistik der Windmessung} \\ \text{für } 17 \leq k_R \leq 32: & \frac{h(k_R - 16, k_G) + h(k_R - 15, k_G)}{2} \\ \text{für } 33 \leq k_R \leq 48: & h(k_R - 32, k_G) \\ \text{für } 49 \leq k_R \leq 63: & h(k_R - 47, k_G) \\ \text{für } k_R = 64: & h(k_R = 1, k_G) \end{cases}$$

mit der Windrichtungsnummer  $k_R$  und der Nummer der Windgeschwindigkeitsklasse  $k_G$ .

Durch dieses Verfahren bleiben die Relationen der Auftrittshäufigkeiten der sechzehn Windrichtungsklassen zueinander gewahrt (siehe Abbildung 5.29).

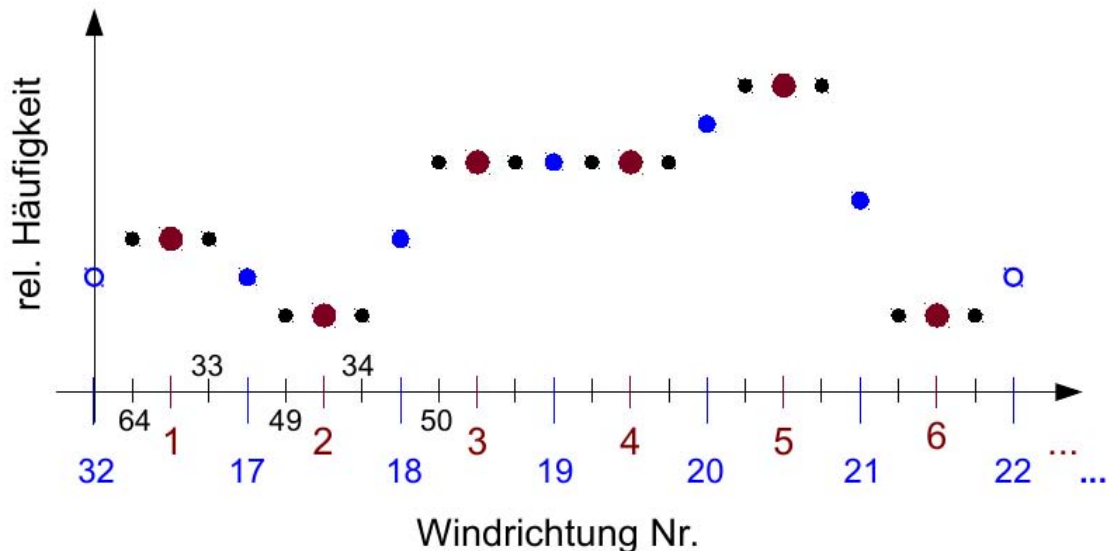


Abbildung 5.29: Auftrittshäufigkeit der Zwischen- und Stützrichtungen.

Schematische Darstellung der um die Zwischenrichtungen (blau) und Stützrichtungen (schwarz) erweiterten Häufigkeitsverteilung. Ausgehend von den Auftrittshäufigkeiten der sechzehn Windrichtungsklassen (Hauptwindrichtungen, rot) wird dieser Wert sowohl der Hauptrichtung wie auch den beiden Stützrichtungen der jeweiligen Windrichtungsklasse zugeordnet. Für die Zwi-

schichten wird das Mittel der Auftrittshäufigkeiten der beiden angrenzenden Windrichtungsklassen gebildet. Die Nummerierung der Windrichtungen ist entsprechend Abbildung 5.28 zu verstehen.

### 5.4.3.3 Behandlung der an den Gebäudeseiten positionierten Quellen

Da keine Angaben über die Quellstärken der einzelnen Emissionsstellen am Stall vorliegen, werden die Ausbreitungssimulationen zunächst für alle Quellen einzeln unter Verwendung einer normierten Quellstärke von  $1 \text{ ME s}^{-1}$  durchgeführt. Die erhaltenen Daten sind somit auf die Quellstärke normierte Konzentrations- und Depositionswerte.

Die Ausbreitungssimulationen unter den Bedingungen einzelner Windklassen werden jeweils für sechs Quellpositionen durchgeführt (siehe Abschnitt 5.4.1.2.2). Dabei werden die an der Ost- und Westseite des Stallgebäudes befindlichen Seitenöffnungen Q2 und Q3 sowie die an der Nord- und Südseite befindlichen Stalltore Q5 und Q6 jeweils als ein zusammengehöriges Quellpaar interpretiert. Das Quellpaar der Seitenöffnungen wird im Folgenden mit Q7 benannt, das Paar der Stalltore mit Q8. Es wird davon ausgegangen, dass die Emission jeweils aus der an der windabgewandten Seite des Stallgebäudes positionierten Teilquelle stattfindet, d.h. für das Quellpaar Q7 bei westlicher Windrichtung aus der östlichen Seitenquelle Q2 und nicht aus der westlichen Seitenquelle Q3. Umgekehrt verhält es sich bei einer östlichen Windrichtung. In einem Übergangsbereich um die quellparallele Anströmung aus nördlicher oder südlicher Richtung wird die Emission aus beiden Teilen des Quellpaares berücksichtigt, wobei ihre Anteile durch einen im Übergangsbereich linear zu- bzw. abnehmenden Wichtungsfaktor bestimmt werden. Analog erfolgte die Behandlung des Quellpaares der Tore an der Nord- und Südseite des Stalles. Die Wichtungsfaktoren für die Zusammenfügung der beiden Quellpaare sind in Abbildung 5.30 und Tabelle 5.13 für die einzelnen Anströmrichtungen angegeben.

Die Gleichung ( 5.18 ) zur Bestimmung der mittleren normierten Immissionskonzentration eines Beobachtungszeitraumes bei variierender Windanströmung wird für die paarweise betrachteten Tor- und Seitenquellen somit wie folgt modifiziert:

Seitenöffnung Q2 an östlicher Stallseite

$$\tilde{c}_{\text{Mittel, Q2}}(x, y, z) = \sum_k f_{\text{Paar7, ost}}(k) \frac{h_k}{h_{\text{tot}}} \tilde{c}_{k, \text{Q2}}(x, y, z), \quad (5.20)$$

Seitenöffnung Q3 an westlicher Stallseite

$$\tilde{c}_{\text{Mittel, Q3}}(x, y, z) = \sum_k f_{\text{Paar7, west}}(k) \frac{h_k}{h_{\text{tot}}} \tilde{c}_{k, \text{Q3}}(x, y, z), \quad (5.21)$$

Tor Q5 an nördlicher Stallseite

$$\tilde{c}_{\text{Mittel, Q5}}(x, y, z) = \sum_k f_{\text{Paar8, nord}}(k) \frac{h_k}{h_{\text{tot}}} \tilde{c}_{k, \text{Q5}}(x, y, z), \quad (5.22)$$

Tor Q6 an südlicher Stallseite

$$(5.23)$$



$$\tilde{c}_{\text{Mittel, Q6}}(x, y, z) = \sum_k f_{\text{Paar8, süd}}(k) \frac{h_k}{h_{\text{tot}}} \tilde{c}_{k, \text{Q6}}(x, y, z).$$

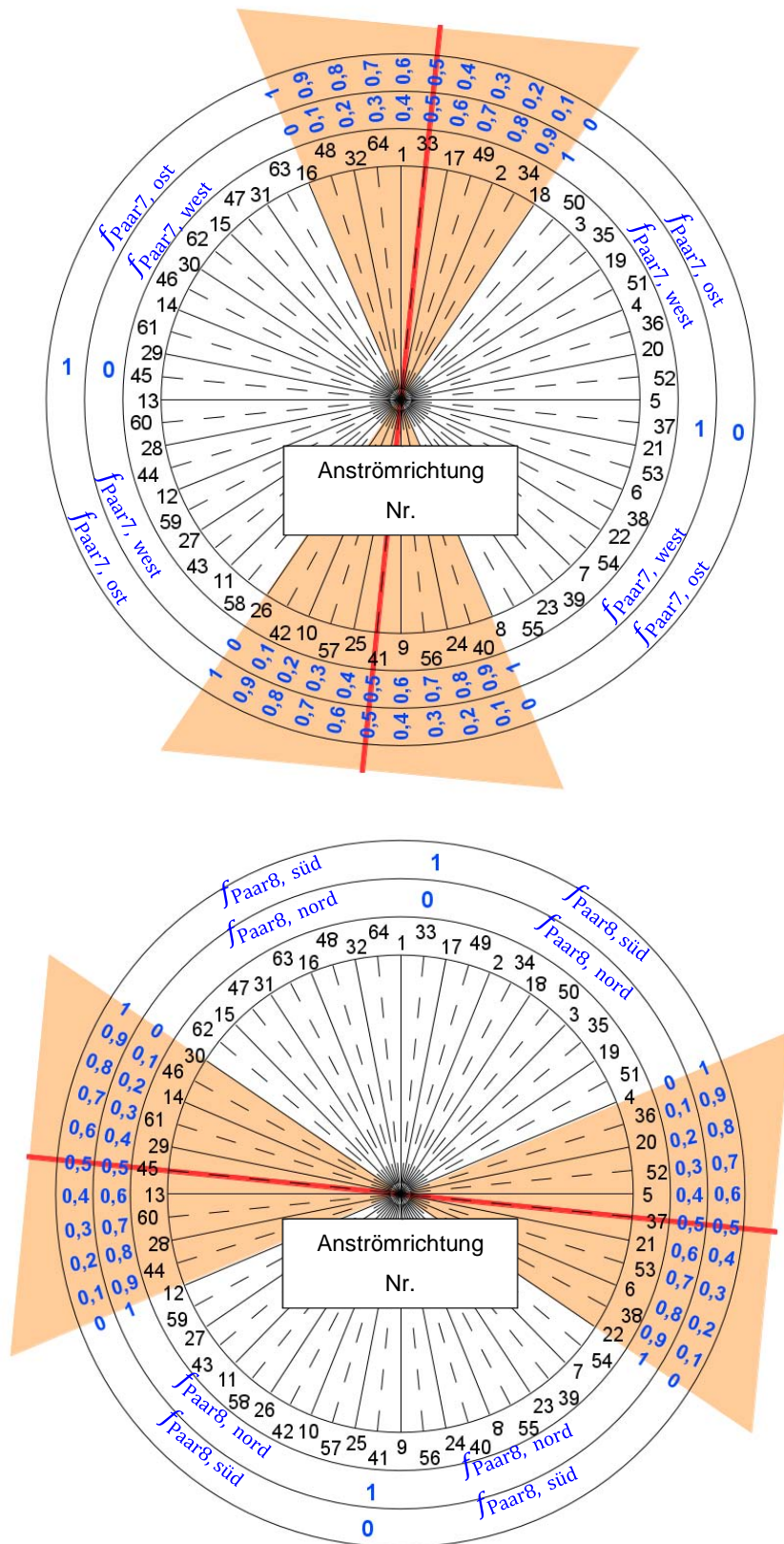


Abbildung 5.30: Windrichtungsabhängiger Häufigkeitsanteil der Teilquellen von Quellpaaren.  
 Die obere Grafik bezieht sich auf das Paar der östlichen und westlichen Seitenöffnungen des Stalles, die untere Grafik auf das Quellpaar der Tore an der nördlichen und südlichen Stallseite.

Die Übergangsbereiche, in denen beide Teilquellen eines Paares zu Emission beitragen, ist orange eingefärbt. Die rote Linie markiert jeweils die Ausrichtung der Quellen.

Tabelle 5.13: Windrichtungsabhängiger Häufigkeitsanteil der Teilquellen von Quellpaaren.

Der Faktor  $f_{\text{Paar7, ost}}$  gibt die Wichtung der östlichen Teilquelle Q2 innerhalb des Quellpaares Q7 der Seitenöffnungen an,  $f_{\text{Paar7, west}}$  diejenige der westlichen Teilquelle Q3. Analog bezieht sich  $f_{\text{Paar8, nord}}$  auf das nördliche Stalltor Q5 und  $f_{\text{Paar8, süd}}$  auf das südliche Stalltor Q6 des Quellpaares Q8. Die Nummer der Windrichtung bezieht sich auf die in Abbildung 5.28 eingeführte Nummerierung.

Richtung Nr.	...	16	48	32	64	1	33	17	49	2	34	18	...
	...	26	42	10	57	25	41	9	56	24	40	8	...
$f_{\text{Paar7, ost}}$	1	1	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	0	0
$f_{\text{Paar7, west}}$	0	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1	1
Richtung Nr.	...	4	36	20	52	5	37	21	53	6	38	22	...
	...	30	46	14	61	29	45	13	60	28	44	12	...
$f_{\text{Paar8, süd}}$	1	1	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	0	0
$f_{\text{Paar8, nord}}$	0	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1	1

#### 5.4.3.4 Kombination der verschiedenen Quellen

Die Kombination der Immissionsbelastungen der einzelnen Quellen zu einer Gesamtkonzentration erfordert die Wichtung der normierten Konzentrationsverteilungen der einzelnen Emissionsquellen entsprechend ihrer jeweiligen Quellstärke. Da weder die Quellstärken der einzelnen betrachteten Quellen noch ihr Verhältnis zueinander bekannt sind, werden diese durch einen Abgleich der simulierten Werte mit den gemessenen Ammoniakkonzentrationen bestimmt. Diese Modellanpassung wird in Abschnitt 6.5.1 erörtert.

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Wetteraufzeichnungen

LWK, IMuK

Die Witterung während der Projektlaufzeit war typisch für das im Nordwestniedersachsen gelegenen Untersuchungsgebiet. In der ersten Periode mit Damm betrug die mittlere Temperatur 10,8 °C und in der Periode ohne Damm 9,8 °C. Die mittleren jährlichen Windverhältnisse waren in den beiden Messperioden sehr ähnlich (Abbildung 6.1). Es herrschten vorwiegend südwestliche Winde mit einer durchschnittlichen Windgeschwindigkeit von 2,7 m s<sup>-1</sup>. Der Anteil der flauen Windphasen mit Geschwindigkeiten unter 0,3 m s<sup>-1</sup> lag im Mittel bei 16 %.

Abbildung 6.2 bis Abbildung 6.6 zeigen die Windrichtungsverteilungen aufgeteilt nach Windrichtungs- und Geschwindigkeitsklassen während der 26 vierwöchigen Beobachtungsperioden. Eine tabellarische Aufführung der Häufigkeitsstatistik der Windklassen für die Messzeiträume mit und ohne Wall findet sich im Anhang (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

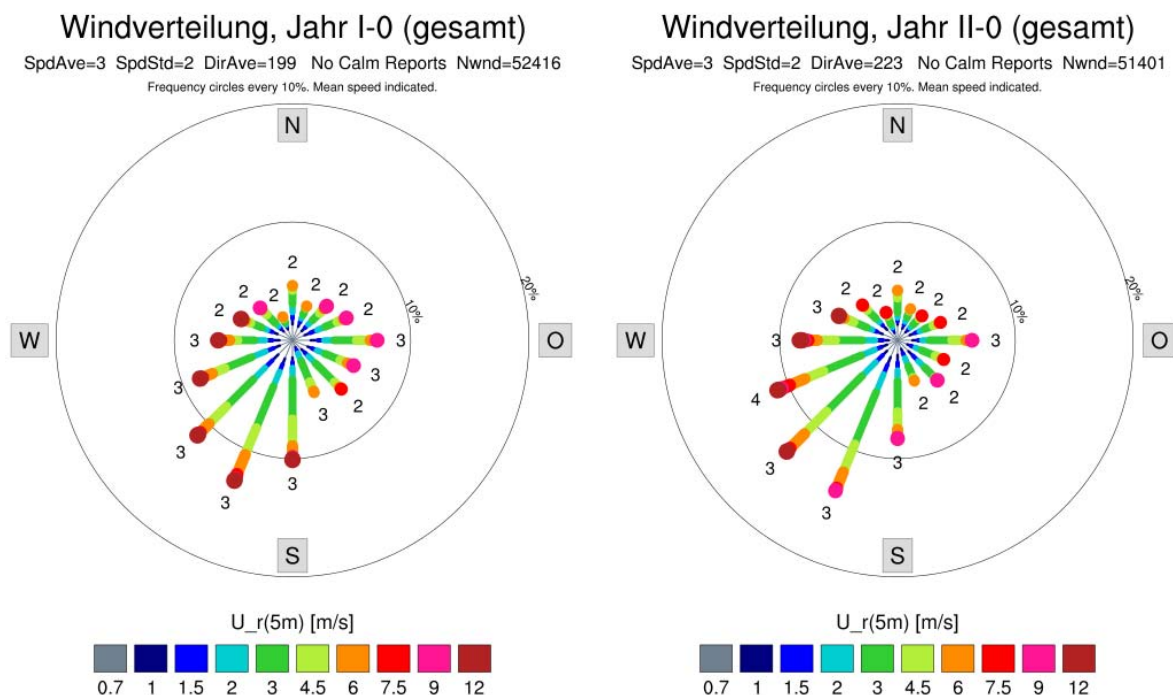


Abbildung 6.1: Windrichtungsverteilung der gesamten Zeit beider Versuchsjahre

Dargestellt ist die relative Häufigkeit, mit der die jeweilige Windrichtung-Windgeschwindigkeitsklasse während des Beobachtungszeitraumes auftrat. Die Windgeschwindigkeitsklassen sind durch die Farbe und Dicke der Balken unterschieden, die Richtung der Balken entspricht den Richtungen der Windrose, die Länge der Balkensegmente gibt die relative Häufigkeit an. Die

linke Grafik bezieht sich jeweils auf den Versuchszeitraum im ersten Versuchsjahr mit Wall (2013/2014), die rechte auf den des zweiten Versuchsjahres ohne Wall (2014/2015).

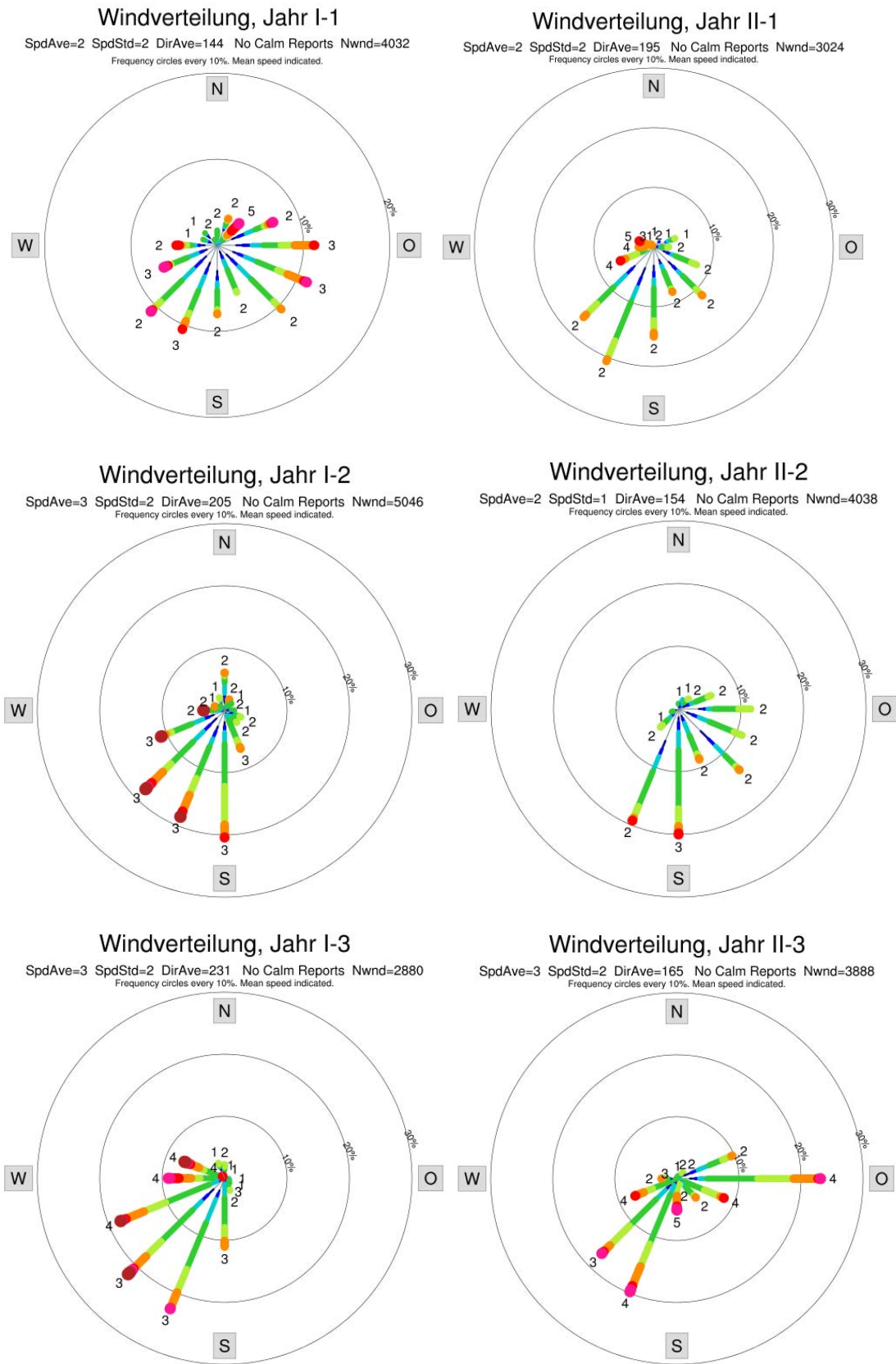


Abbildung 6.2: Windrichtungsverteilung der 1., 2. und 3. Messperioden beider Versuchsjahre  
 Erläuterung und Farbskala siehe Abbildung 6.1.

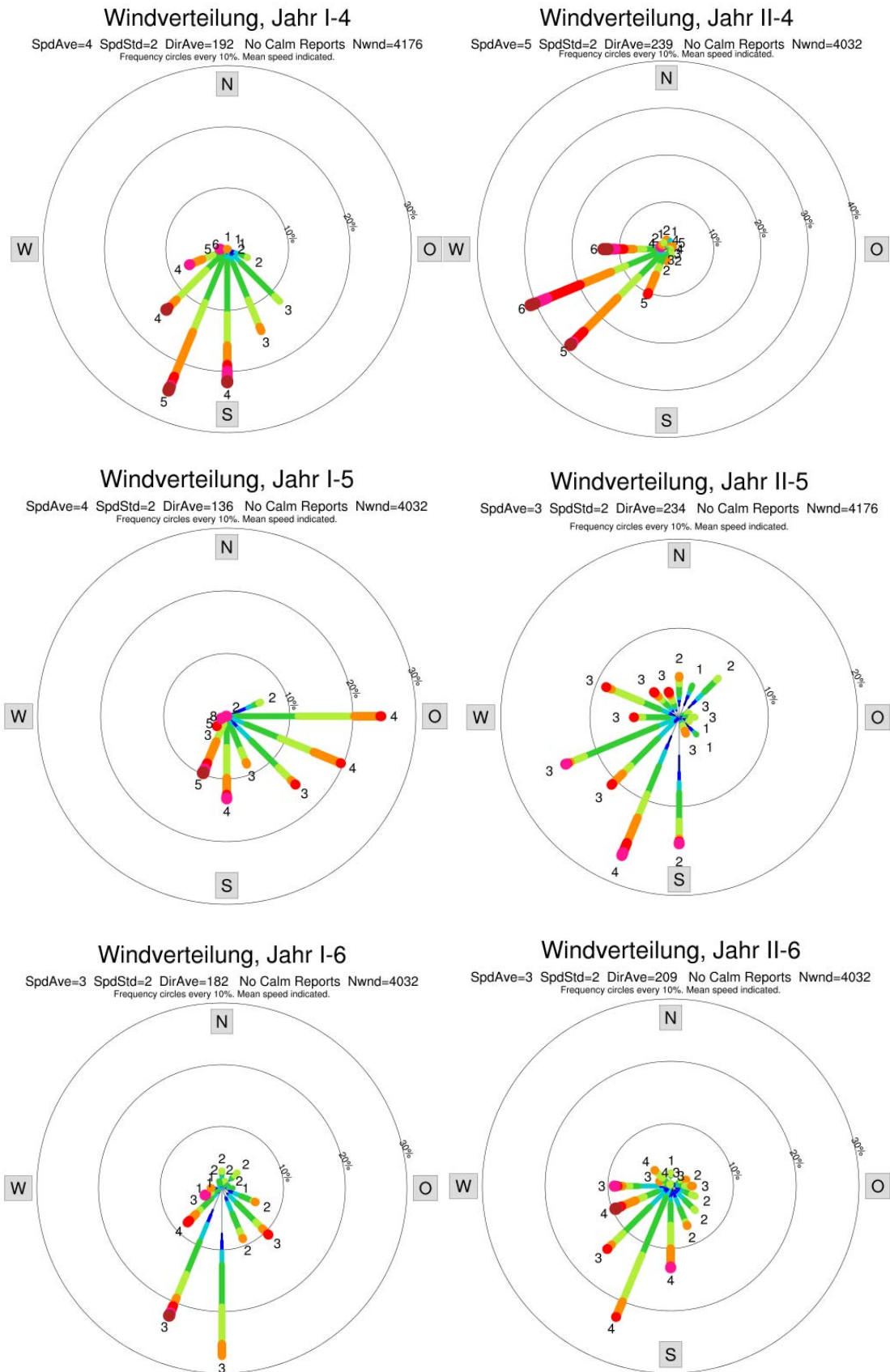


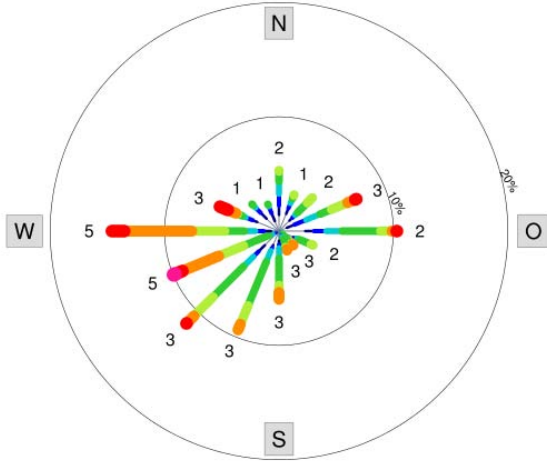
Abbildung 6.3: Windrichtungsverteilung der 4., 5. und 6. Messperioden beider Versuchsjahre

Erläuterung und Farbskala siehe Abbildung 6.1.



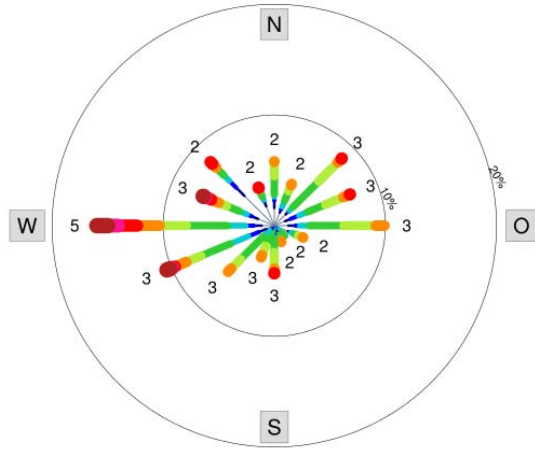
### Windverteilung, Jahr I-7

SpdAve=3 SpdStd=2 DirAve=241 No Calm Reports Nwnd=4170  
Frequency circles every 10%. Mean speed indicated.



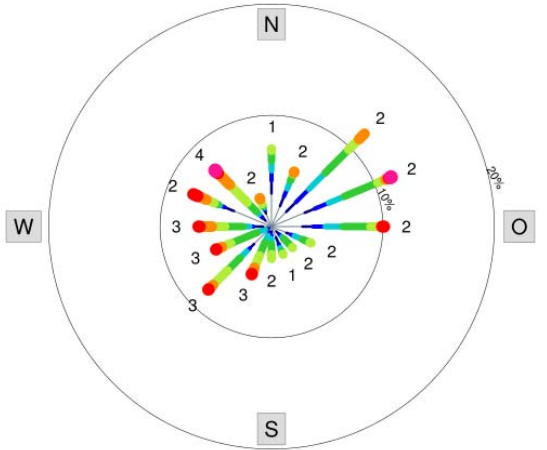
### Windverteilung, Jahr II-7

SpdAve=3 SpdStd=2 DirAve=281 No Calm Reports Nwnd=4026  
Frequency circles every 10%. Mean speed indicated.



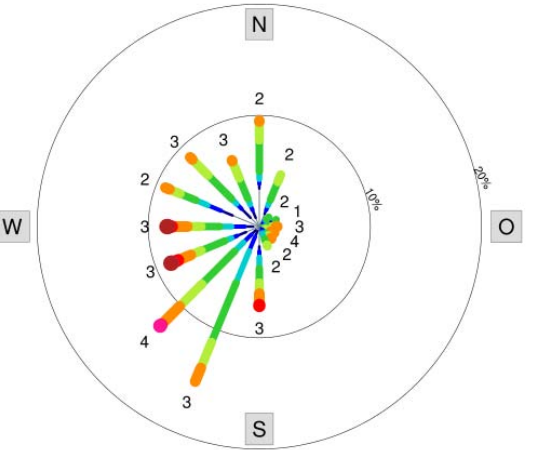
### Windverteilung, Jahr I-8

SpdAve=2 SpdStd=2 DirAve=328 No Calm Reports Nwnd=4032  
Frequency circles every 10%. Mean speed indicated.



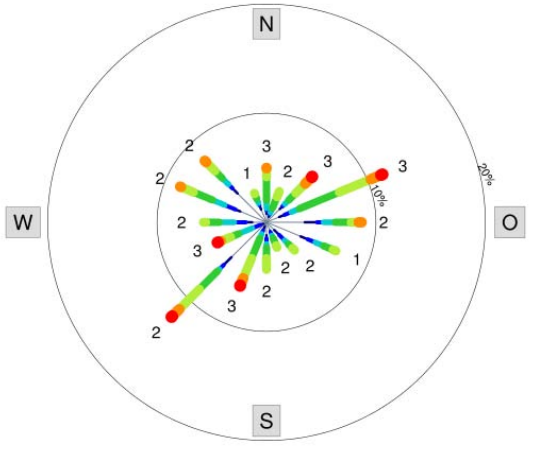
### Windverteilung, Jahr II-8

SpdAve=3 SpdStd=2 DirAve=252 No Calm Reports Nwnd=4032  
Frequency circles every 10%. Mean speed indicated.



### Windverteilung, Jahr I-9

SpdAve=2 SpdStd=2 DirAve=205 No Calm Reports Nwnd=3888  
Frequency circles every 10%. Mean speed indicated.



### Windverteilung, Jahr II-9

SpdAve=3 SpdStd=2 DirAve=242 No Calm Reports Nwnd=3744  
Frequency circles every 10%. Mean speed indicated.

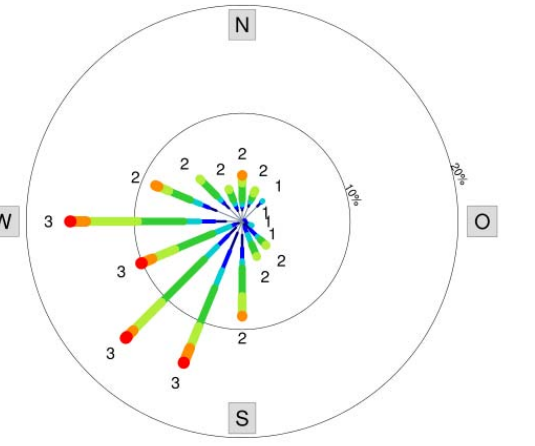


Abbildung 6.4: Windrichtungsverteilung der 7., 8. und 9. Messperioden beider Versuchsjahre  
Erläuterung und Farbskala siehe Abbildung 6.1.

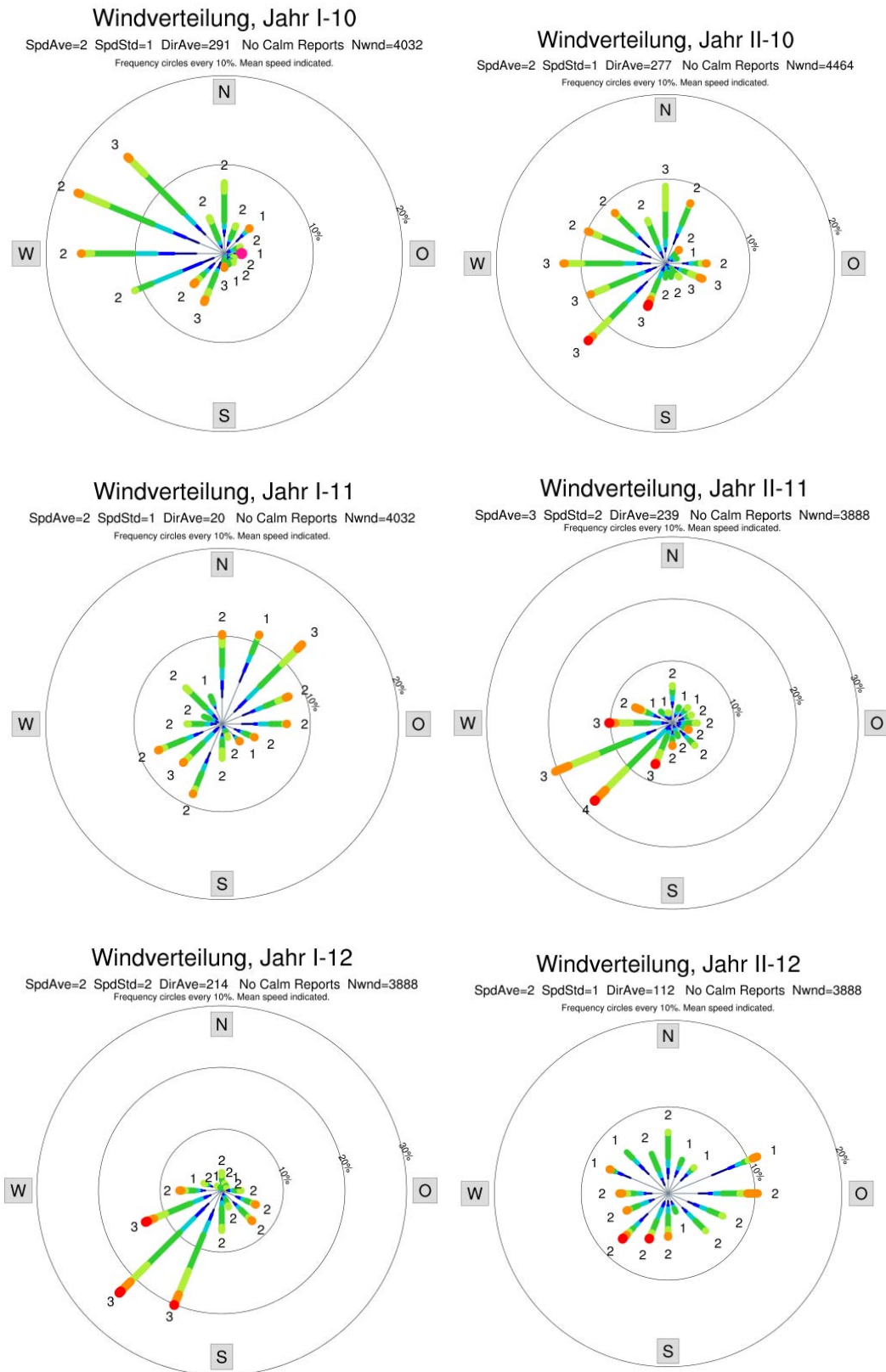


Abbildung 6.5: Windrichtungsverteilung der 10., 11. und 12. Messperioden beider Versuchsjahre

Erläuterung und Farbskala siehe Abbildung 6.1.

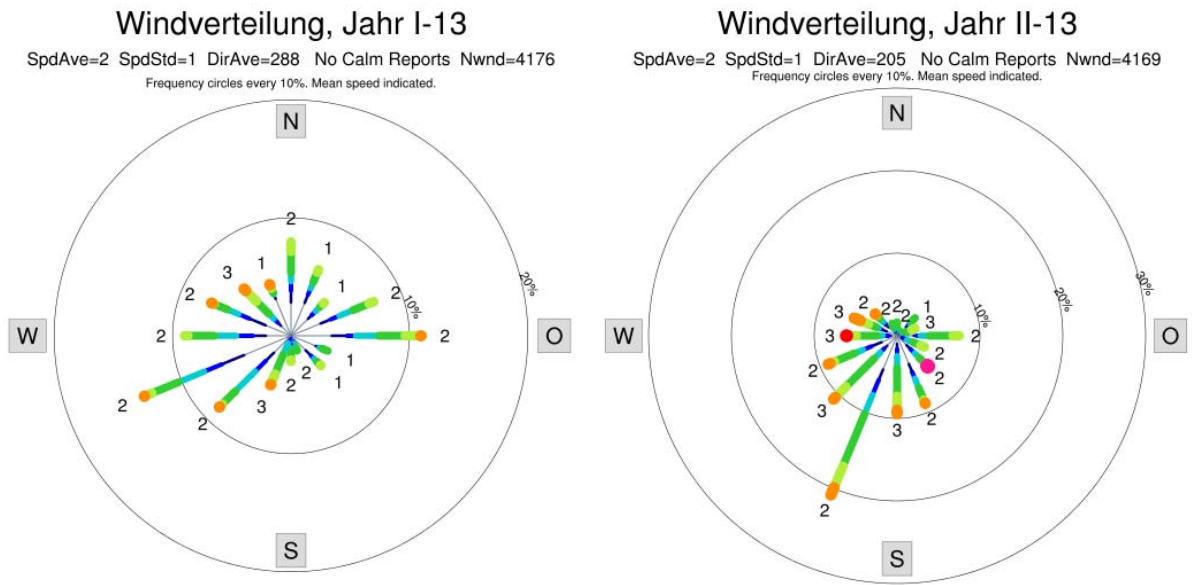


Abbildung 6.6: Windrichtungsverteilung der 13. Messperioden beider Versuchsjahre  
 Erläuterung und Farbskala siehe Abbildung 6.1.

## 6.2 Messungen zum Stallklima

### LWK

Ein Vergleich der Luftbewegung an einem Ort innerhalb des Stalles zeigt höhere Luftgeschwindigkeiten während der Messperiode mit Damm (Abbildung 6.7). Unter Berücksichtigung gleicher Außenluftgeschwindigkeiten wurden im Mittel um 56 % höhere Windgeschwindigkeiten festgestellt. Der Unterschied trat bei allen Windklassen auf und kam bei den niedrigeren Außenluftgeschwindigkeiten ( $< 1,8 \text{ m s}^{-1}$ ) und bei der höchsten Außenluftgeschwindigkeitsstufe von  $5,8 \text{ m s}^{-1}$  am stärksten mit Unterschieden bis zu 100% zum Ausdruck.

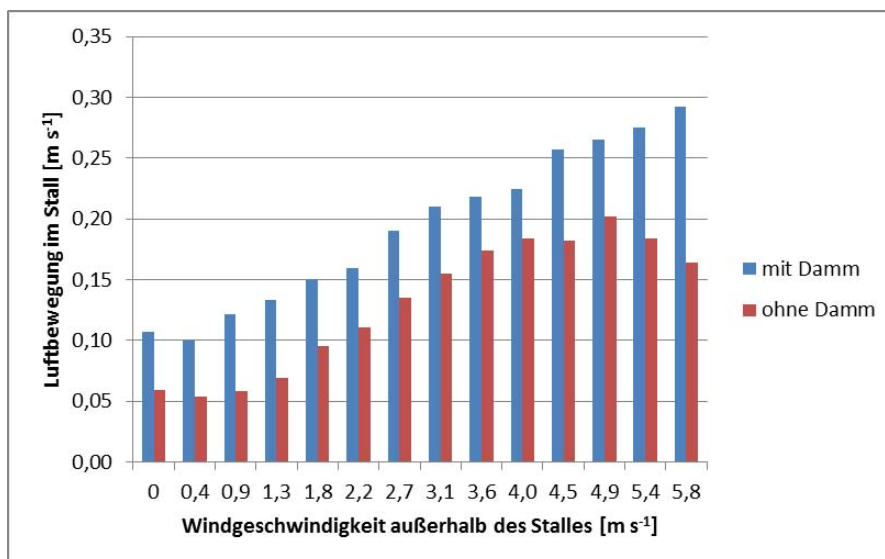


Abbildung 6.7: Ermittelte Änderungen der Stallluftbewegung bei Phasen mit und ohne Damm.

Die Windrichtung wies während beider Messphasen eine vergleichbare Verteilung auf. Somit deutet sich eine durch den Wall induzierte Veränderung der stallinternen Luftströme an.

Die am Futtergang gemessene Lufttemperatur lag während der Periode mit Damm mit 13,9 °C im Mittel um 2,1 °C über der Außentemperatur. In der Periode ohne Damm wurden mit 12,7 °C um 2,9 °C höhere Temperaturen festgestellt. Die um 0,8 °C geringere Temperaturdifferenz deutet auf einen durch den Wall bedingten insgesamt verminderten Luftaustausch hin. Die zudem stärkeren Luftbewegungen am Futtertisch lassen vermuten, dass es durch den Luftstau zu einer stärkeren Verlagerung der Bewegungsrichtung zur Längsachse des Stalles, d.h. zwischen den Toren gekommen ist.

### 6.3 Gemessene NH<sub>3</sub>-Konzentrationen

#### LWK

Die Höhe der gemessenen NH<sub>3</sub>-Konzentrationen im Umfeld des Versuchsstalles mit und ohne Schutzdamm ist in Abbildung 6.8 dargestellt. Die Messergebnisse für die einzelnen Messzeiträume stellen **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang dar.



Abbildung 6.8: Verteilung der mittleren NH<sub>3</sub>-Konzentrationen im Messjahr mit/ohne Wall, Referenzstandorte weiß umrandet

In der Messperiode ohne Damm lag die an beiden Referenzstandorten (18, 23) ermittelte Vorbelastung mit jeweils  $6 \mu\text{g m}^{-3}$  im Jahresmittel  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  über dem Wert im Untersuchungsjahr mit Damm. 4-Wochenmittel von über  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  an den beiden Referenzpunkten kennzeichnen im Jahresverlauf die saisonalen Düngungsperioden in den Frühjahr- und Herbstperioden (Abbildung 6.9). Aber auch in den Sommermonaten lagen die  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen durch die regelmäßige Düngung nach dem Grünlandschnitt auf einem für diese Region typisch erhöhten Niveau von  $6-8 \mu\text{g m}^{-3}$ , das durch die ausbleibende Düngung und geringere biologische Aktivität in den Wintermonaten auf Werte zwischen  $2$  und  $4 \mu\text{g m}^{-3}$  sank.

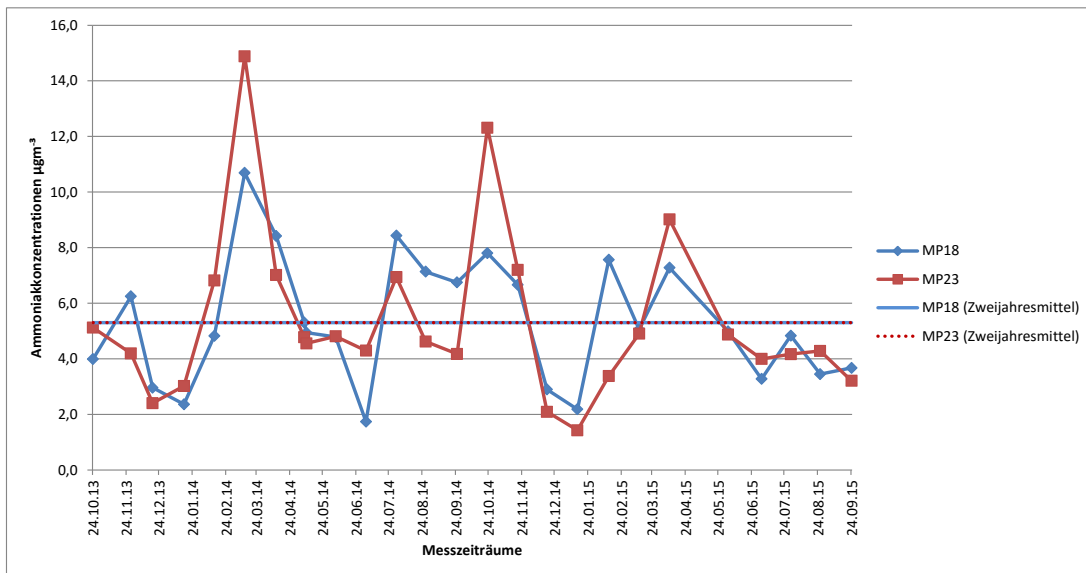


Abbildung 6.9: Jahresverlauf der Ammoniakkonzentrationen an Referenzpunkten 18 und 23

Ähnliche Windverhältnisse während beider Messperioden erlauben einen Vergleich der an den Transekten ermittelten Messwerte als ersten Hinweis zum Effekt des Immissionsschutzwalles. Nach Abzug der gemessenen Vorbelastung innerhalb des für die Fragestellung relevanten östlichen Transektes wurde in der ersten und zweiten Entfernungsstufe (MP 7-9 und 10-12) eine mittlere Minderung der  $\text{NH}_3$ -Immissionen von ca.  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  ermittelt. An den anderen Monitoringpunkten des leeseitigen Transektes waren noch geringere Unterschiede zu verzeichnen.

Den Einfluss der  $\text{NH}_3$ -Emissionen des Versuchsstalles auf den 480 m leeseitig liegenden MP 18 zeigt Tabelle 6.1. Die dort dargestellten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen wurden bei Luftbewegungen

überwiegend aus westlichen Richtungen, also bei maximalem Einfluss des Versuchsstalles, ermittelt.

Tabelle 6.1: NH<sub>3</sub>-Konzentrationen an Messperioden mit überwiegend westlichen Winden an den Monitoringpunkten 17, 18 und 23 (MP=Messperiode)

Monitoringpunkt	mit Damm		Ohne Damm	
	7. MP	10. MP	4. MP	11. MP
17	8,2	1,9	3,6	5,1
18	8,4	1,7	2,2	4,8
23	7,0	4,3	1,4	4,2

In diesen Messperioden (7. und 10. Messperiode) lagen die NH<sub>3</sub>-Konzentrationen an dem ca. 250 m entfernten Punkt 17 hinter dem Damm fast auf dem Niveau des 230 m weiter entfernten Referenz-Punktes 18. Deutlich stärker ausgeprägt war der Immissionseinfluss dagegen bei einem insgesamt niedrigen Vorbelastungsniveau in einer westwindreichen Periode ohne Damm.

Zeitweilig größere Unterschiede zu dem Referenz-Punkt MP 23 ermittelten NH<sub>3</sub>-Konzentrationen traten während der Vegetationszeit auf. Dies ist die Folge von Düngungsmaßnahmen, die lokal in der Umgebung beider Referenzpunkte zeitlich versetzt durchgeführt wurden (Abbildung 6.9).

#### 6.4 Modellierung der NH<sub>3</sub>-Vorbelastung von den benachbarten Stallanlagen mit AUSTAL2000

LWK

Der zusätzliche Einfluss benachbarter Stallanlagen auf die Vorbelastung wurde durch Modellierung der hiervon ausgehenden NH<sub>3</sub>-Immissionskonzentrationen berücksichtigt. Dazu wurden die für alle Anlagen berechneten NH<sub>3</sub>-Konzentrationen summiert und den 23 Monitoringpunkten zugeordnet (Tabelle 6.2 ).

Tabelle 6.2: Modellierte NH<sub>3</sub>-Vorbelastung an den Monitoringpunkten für beide Versuchszeiträume

MP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
mit Damm	6,9	6,7	3,8	3,9	4,2	4,8	3,0	3,2	3,5	2,6	2,8	3,2	5,0	1,5	2,0	3,3	1,5	0,9	13,3	7,1	3,5	2,2	0,5
ohne Damm	6,5	6,8	3,8	3,9	4,0	4,6	3,0	3,1	3,3	2,6	2,8	3,1	4,7	1,6	2,2	3,6	1,7	1,0	13,1	6,6	3,2	2,0	0,4

Wegen der gleichmäßigen Belegung der Tierplätze und geringen Witterungsunterschiede liegen die Unterschiede an den meisten Punkten unter 10 %. Dabei zeigt sich außer an MP 18 und MP 23 an allen Monitoringpunkten ein relativ hoher Beitrag der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen von den benachbarten Stallanlagen. Ein Vergleich der Modell- und Messwerte an bei überwiegend südlichen Winden luvseitigen Monitoringpunkten, d.h. an den dann wenig vom Versuchsstall beeinflussten MP 13, 16, 20, gibt einen Anhaltspunkt zur Genauigkeit der Modellwerte. Die in diesen Perioden ermittelten Unterschiede zu den Messwerten sind z.T. erheblich (Tabelle 6.3). Nur an MP 21 im Vergleichszeitraum 31.7.-28.8.2014 lag der Unterschied in einem für Messungen und Modellierungen akzeptierten Toleranzbereich von 20 %. Im Durchschnitt betragen die Modellwerte etwa das Doppelte der gemessenen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen. Diese Diskrepanz deckt sich mit dem von Mohr & Dämmgen (2013) festgestellten Unterschieden von ca. 50 % und gab den Anlass, die mit AUSTAL2000 modellierten Vorbelastungsdaten um den Durchschnittswert von -48 % insgesamt zu korrigieren.

Tabelle 6.3: Ermittlung des mittleren Korrekturfaktors für modellierte  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen

MP	Messzeitraum	Hintergrundwert	Messwert	Messwert minus Hintergrund	Modellwert	Abweichung in %
13	18.12.13-16.1.14	2,4	4,6	2,2	6,8	32
16	18.12.13-16.1.14	2,4	3,8	1,4	3,3	43
20	18.12.13-16.1.14	2,4	7,6	5,2	10,9	48
21	18.12.13-16.1.14	2,4	3,8	1,4	4,5	31
22	18.12.13-16.1.14	2,4	3,9	1,5	4,4	34
15	18.12.13-16.1.14	2,4	3,3	0,9	2,1	43
13	31.7.14-27.8.14	4,6	6,9	2,3	6,2	37
16	31.7.14-27.8.14	4,6	7,4	2,8	5,9	48
21	31.7.14-27.8.14	4,6	5,1	0,5	3	17
22	31.7.14-27.8.14	4,6	5,9	1,3	2,6	50
13	16.1.14-13.2.14	4,8	7,5	2,7	2,8	96
16	16.1.14-13.2.14	4,8	5,4	0,6	1	60
20	16.1.14-13.2.14	4,8	9,7	4,9	6,1	80
<b>Mittel</b>						<b>48</b>

## 6.5 Modellierung der von dem Versuchsstall ausgehenden $\text{NH}_3$ -Konzentrationen mit ASMUS-PARAT

*IMuK*

Mithilfe des in Kapitel 5.4.1 vorgestellten Modellsystems lassen sich die Konzentrations- und Depositionsfelder für die betrachteten Windgeschwindigkeits- und Windrichtungsklassen be-



rechnen. In Abschnitt 6.5.2 soll exemplarisch die Strömung und die entsprechende Konzentrationsverteilung für eine ausgewählte Windgeschwindigkeits- und Windrichtungsklasse betrachtet werden. Die für die einzelnen Messperioden bestimmten Konzentrationen und deren Vergleich mit den Messdaten sowie die in diesen Phasen durch den Wall bewirkte Änderung der Immission wird in Abschnitt 6.5.3 behandelt. In Abschnitt 6.5.4 folgt die detaillierte Betrachtung des Walleffekts unter dem Einfluss verschiedener Quellkonfigurationen und bei standardisierten Windverteilungen.

### 6.5.1 Modellanpassung

Um die simulierten Konzentrationswerte mit den Messwerten zu vergleichen, werden die Konzentrationsfelder der einzelnen Quellen kombiniert. Hierfür werden die Wichtungsfaktoren  $f_{Q1}$ ,  $f_{Q2+Q3}$ ,  $f_{Q4}$  und  $f_{Q5+Q6}$  eingeführt, die den Anteil der einzelnen Quellen bzw. Quellpaare (Q1, Q4, Q2+Q3 und Q5+Q6) an der Gesamtquellstärke  $Q_{ges}$  des Stalles angeben:

$$f_{Q1} + f_{Q2+Q3} + f_{Q4} + f_{Q5+Q6} = 1. \quad (6.1)$$

Tabelle 6.4: Aufstellung der getesteten Quellkombinationen

Übersicht über die im Auswahlverfahren getesteten Kombinationen der vier Quellen bzw. Quellpaare mit ihren jeweiligen Wichtungsfaktoren, die den Anteil der Quelle an der Gesamtquellstärke beschreiben. Blau unterlegt ist die für die späteren Analysen ausgewählte Quellkombination.

Quell-Kombination Nr.	Wichtungsfaktoren der Quellen				Quell-Kombination Nr.	Wichtungsfaktoren der Quellen			
	$f_{Q1}$	$f_{Q2+Q3}$	$f_{Q4}$	$f_{Q5+Q6}$		$f_{Q1}$	$f_{Q2+Q3}$	$f_{Q4}$	$f_{Q5+Q6}$
<b>0</b>	0,25	0,25	0,25	0,25	<b>25</b>	0,5	0,2	0,2	0,1
<b>1</b>	1	0	0	0	<b>26</b>	0,5	0,2	0,1	0,2
<b>2</b>	0	1	0	0	<b>27</b>	0,5	0,1	0,2	0,2
<b>3</b>	0	0	1	0	<b>28</b>	0,2	0,5	0,2	0,1
<b>4</b>	0	0	0	1	<b>29</b>	0,2	0,5	0,1	0,2
<b>5</b>	0,7	0,1	0,1	0,1	<b>30</b>	0,1	0,5	0,2	0,2
<b>6</b>	0,1	0,7	0,1	0,1	<b>31</b>	0,2	0,2	0,5	0,1
<b>7</b>	0,1	0,1	0,7	0,1	<b>32</b>	0,2	0,1	0,5	0,2
<b>8</b>	0,1	0,1	0,1	0,7	<b>33</b>	0,1	0,2	0,5	0,2
<b>9</b>	0,1	0,3	0,3	0,3	<b>34</b>	0,2	0,2	0,1	0,5
<b>10</b>	0,3	0,1	0,3	0,3	<b>35</b>	0,2	0,1	0,2	0,5
<b>11</b>	0,3	0,3	0,1	0,3	<b>36</b>	0,1	0,2	0,2	0,5
<b>12</b>	0,3	0,3	0,3	0,1	<b>37</b>	0,5	0,1	0,1	0,3
<b>13</b>	0,5	0,5	0	0	<b>38</b>	0,5	0,1	0,3	0,1
<b>14</b>	0,5	0	0,5	0	<b>39</b>	0,5	0,3	0,1	0,1
<b>15</b>	0,5	0	0	0,5	<b>40</b>	0,1	0,5	0,1	0,3
<b>16</b>	0	0,5	0,5	0	<b>41</b>	0,1	0,5	0,3	0,1
<b>17</b>	0	0,5	0	0,5	<b>42</b>	0,3	0,5	0,1	0,1

<b>18</b>	0	0	0,5	0,5	<b>43</b>	0,1	0,1	0,5	0,3
<b>19</b>	0,4	0,4	0,1	0,1	<b>44</b>	0,1	0,3	0,5	0,1
<b>20</b>	0,4	0,1	0,4	0,1	<b>45</b>	0,3	0,1	0,5	0,1
<b>21</b>	0,4	0,1	0,1	0,4	<b>46</b>	0,1	0,1	0,3	0,5
<b>22</b>	0,1	0,4	0,4	0,1	<b>47</b>	0,1	0,3	0,1	0,5
<b>23</b>	0,1	0,4	0,1	0,4	<b>48</b>	0,3	0,1	0,1	0,5
<b>24</b>	0,1	0,1	0,4	0,4					

Die für die einzelnen Beobachtungsperioden modellierten Konzentrationsfelder berechnen sich somit nach Gleichung ( 6.2 ) aus den zuvor entsprechend der jeweiligen Windverteilung bestimmten normierten Konzentrationsfeldern  $\tilde{c}_{\text{Mittel}, q}$  der einzelnen Quellen (vgl. Gl. ( 5.18 ) bis ( 5.23 )), den Wichtungsfaktoren der Quellkombination und der Gesamtquellstärke  $Q_{\text{ges}}$ :

$$c_{\text{Mittel}} = Q_{\text{ges}} \left( f_{Q1} \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q1} + f_{Q2+Q3} (\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q2} + \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q3}) \right. \\ \left. + f_{Q4} \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q4} + f_{Q5+Q6} (\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q5} + \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q6}) \right) . \quad ( 6.2 )$$

Die Gesamtquellstärke  $Q_{\text{ges}}$  wird anhand der Tierplätze im Versuchsstall (für 145 Tierplätze ausgelegt) und dem Ammoniak-Emissionsfaktor für Milchvieh im Versuchsstall (14,57 kg NH<sub>3</sub> Tierplatz<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> nach TA Luft (2002)) mit 2100 kg a<sup>-1</sup> angenommen.

Jahreszeitliche Variationen der Gesamtquellstärke oder witterungsabhängige Emissionsstärken sind – abgesehen von der windrichtungsabhängigen Zusammensetzung der paarweise betrachteten Quellen an den Toren und Seitenöffnungen – in dieser Zusammensetzung hingegen nicht berücksichtigt. Ebenfalls in den Simulationen nicht berücksichtigt wird ein Rückgang der Ammoniakemission um 2,3 % vom ersten zum zweiten Messjahr, die sich aus der gesunkenen Milchleistung der Kühe ableiten lässt (Dämmgen 2016).

Anhand von Gleichung ( 6.2 ) wird ersichtlich, dass sich die Wahl der Wichtungsfaktoren  $f_{Q1}$ ,  $f_{Q2+Q3}$ ,  $f_{Q4}$  und  $f_{Q5+Q6}$  auf die Konzentrationswerte  $c_{\text{Mittel}}$  auswirkt. Da keine belastbaren Angaben über die Aufteilung der Emissionsstärke auf die einzelnen Teilquellen vorliegen, werden die Wichtungsfaktoren so gewählt, dass möglichst geringe Abweichungen zwischen den simulierten Konzentrationsfeldern von den Messwerten erhalten werden. In Tabelle 6.4 sind die Kombinationen der Quellstärken-Wichtungsfaktoren dargestellt, die für die Wahl der letztendlich angenommenen Quellkombination getestet werden. Zur Bestimmung der „optimalen“ Kombination wird sich lediglich auf die Monitoringpunkte Nr. 7 bis 16 beschränkt, da diese östlich vom Wall liegen (wodurch diese Punkte relevant für den Walleffekt sind).

Für alle Messperioden werden die mit den verschiedenen Quellkombinationen modellierten Immissionskonzentrationen mit den Messwerten verglichen. Das Vorgehen wird im Folgenden

am Beispiel der Messperiode I-7 (mit Wall) verdeutlicht. In Abbildung 6.10 sind die simulierten Immissionskonzentrationen, die mit den 49 getesteten Quellkombinationen an den Monitoringpunktpositionen erhalten werden, als Boxplots (Minimum, Maximum, unteres und oberes Quartil und Median) für die Monitoringpunkte Nr. 7 bis 16 dargestellt. Die Ergebnisse der Kombinationen Nr. 0 bis 12 sind separat hervorgehoben. Die gemessenen Konzentrationen der einzelnen Beobachtungspunkte sind durch schwarze Punkte gekennzeichnet. Bei den Simulationen ist zu beachten, dass sich die angegebenen Konzentrationen nicht exakt auf die Lage des Monitoringpunktes beziehen, sondern auf ein ihn umgebendes  $6\text{ m} \times 6\text{ m} \times 1,5\text{ m}$  großes Mittelungsvolumen.

Beim Vergleich des Medianes der Simulationen mit den Messwerten ist zu beobachten, dass im Nahbereich des Stalles (Monitoringpunkte Nr. 7 – 9) die Konzentration bei den Simulationen im Mittel überschätzt wird. Insgesamt weicht der Median jedoch nicht mehr als um 30 % von den gemessenen Werten ab. Im Fernbereich des Stalles (Monitoringpunkte Nr. 14 – 16) werden hingegen die Messwerte unterschätzt. Die simulierten Konzentrationen sind um bis zu 40 % geringer als die Messwerte. Diese Diskrepanz verringert sich in dieser Entfernung nur geringfügig durch die Variation der Kombinationen. Daher ist für diesen Bereich die Wahl der Kombination unwesentlich.

In Stallnähe (Monitoringpunkte Nr. 7 – 9) lässt sich hingegen durch die Variation der Wichtungsfaktoren die Abweichung auf unter 8 % reduzieren. Besonders bei den Kombinationen Nr. 1, 4, 5 und 8 ist die Abweichung gering. Bei diesen Kombinationen wird der größte Teil des Ammoniaks am Dachfirst oder an den Stalltoren freigesetzt. Daher sind in Abbildung 6.11 für die Monitoringpunkte Nr. 7 – 9 noch weitere Kombinationen, bei denen der Hauptanteil des Ammoniaks am Dachfirst oder an den Toren emittiert wird, farblich dargestellt.

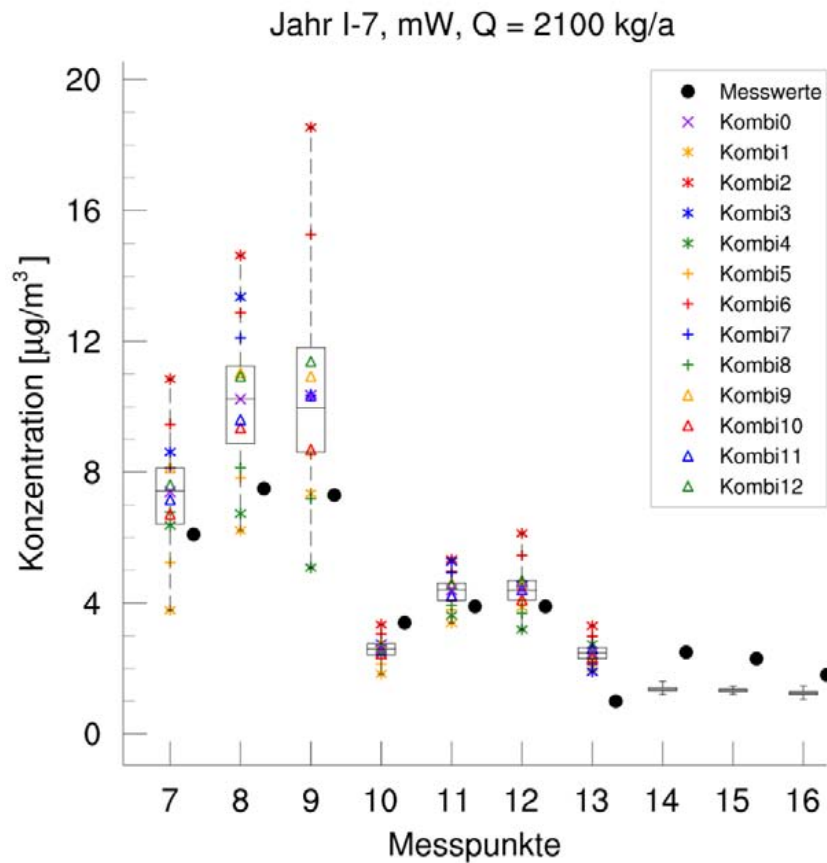


Abbildung 6.10: Gegenüberstellung von gemessenen NH<sub>3</sub>-Konzentrationen und simulierten Konzentrationswerten unterschiedlicher Quellkombinationen

Die mit den in Tabelle 6.4 aufgeführten 49 Quellkombinationen modellierten Immissionskonzentrationen an den Beobachtungspunkten sind als Boxplots (Minimum, Maximum, unteres und oberes Quartil, Median) dargestellt. Daneben sind die gemessenen Konzentrationswerte (schwarze Punkte) sowie Simulationen einzelner ausgewählter Quellkombinationen (farbige Datenpunkte) eingezeichnet.

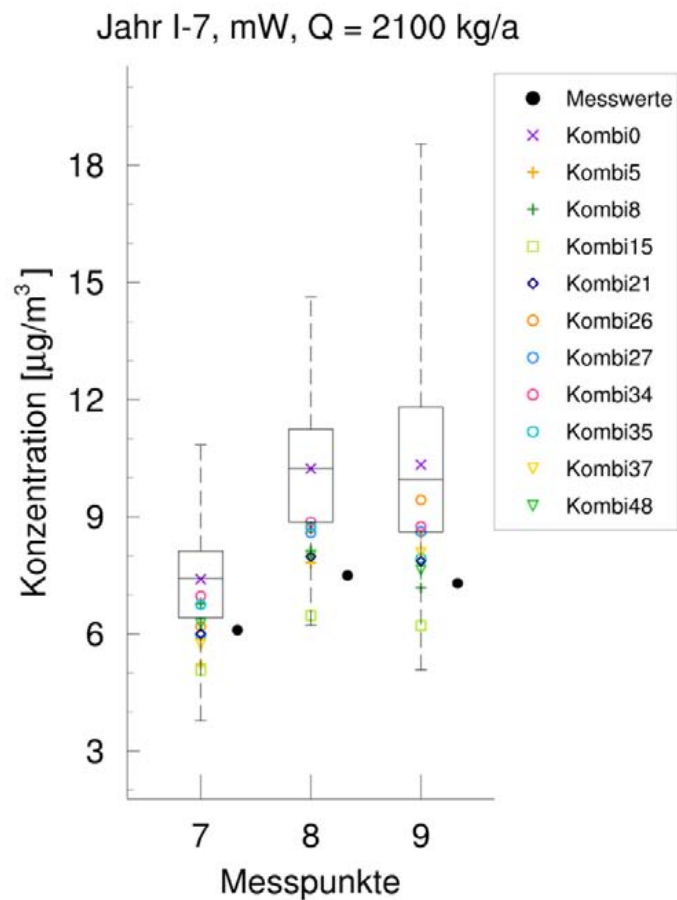


Abbildung 6.11: Gegenüberstellung von gemessenen NH<sub>3</sub>-Konzentrationen und simulierten Konzentrationswerten ausgewählter Quellkombinationen

Die Beobachtungsdaten (schwarze Punkte) und Stichprobenumfänge der Simulationsdaten der Ammoniak-Immissionswerte sind wie in Abbildung 5.30 für die Monitoringpunkte Nr. 7, 8 und 9 dargestellt. Des Weiteren sind als farbige Datenpunkte die modellierten Konzentrationen derjenigen getesteten Quellkombinationen aufgetragen, die an den relevanten Beobachtungspunkten Nr. 7, 8 und 9 gute Tendenzen zur Übereinstimmung mit den Messdaten aufweisen.

Die geringste Abweichung zwischen den Mess- und Simulationswerten der betrachteten Quellkombinationen liegt in Abhängigkeit vom Beobachtungspunkt für die Kombinationen Nr. 21, 37 oder 48 vor. Dabei wird bei der Kombination Nr. 37 angenommen, dass 50 % des Ammoniaks am Dachfirst, 30 % an den Stalltoren und jeweils 10 % an den Seitenöffnungen und am Laufplatz freigesetzt wird. Bei der Kombination Nr. 48 sind die Freisetzungsmengen vom Dachfirst und den Stalltoren im Gegensatz zu Kombination Nr. 37 vertauscht. Hier wird der Hauptanteil des Ammoniaks an den nördlich und südlich gelegenen Stalltoren freigesetzt. Von einer gleich großen Quellstärke von je 40 % am Dachfirst und den Stalltoren wird bei der Kombination Nr. 21 ausgegangen. Insgesamt sind die Abweichungen von den Messwerten bei allen drei Kom-

binationen ähnlich, wobei die Konzentrationswerte von Kombination Nr. 21 zwischen den Werten von Kombination Nr. 37 und Nr. 48 liegen. Aus diesem Grund wird beim Vergleich der Simulations- mit den Messdaten (Abschnitt 6.5.3.1) und bei den folgenden Auswertungen zum Walleffekt (Abschnitt 6.5.3.2) mit der Quellkombination Nr. 21 (40 % am Dachfirst, 40 % an den Toren, 10 % an den Seitenöffnungen und 10 % am Laufplatz) gearbeitet.

## 6.5.2 Einzelfall-Simulationen

Als Einzelfall-Simulation wird die Stütz-Windrichtung 45 (siehe Abbildung 5.28) betrachtet. Bei dieser Windrichtung wird das Stallgebäude nahezu senkrecht aus westlicher Richtung angeströmt, so dass sich der Immissionsschutzwall im Lee des Stalles befindet. Die Windgeschwindigkeit beträgt in den Simulationen in 5 m Höhe  $3 \text{ m s}^{-1}$ .

### 6.5.2.1 Strömung

In den Abbildung 6.12 sind die horizontalen Verteilungen der horizontalen Komponenten  $u$  und  $v$  und der vertikalen Komponente  $w$  der Windgeschwindigkeit in 3,5 m bzw. 3,75 m Höhe dargestellt. Die  $u$ -Komponente weist im Umfeld der Gebäude und Bäume verringerte Werte auf. Dabei ist im Lee der Gebäude die Reduktion der Windgeschwindigkeit am größten. Teilweise tritt in diesem Bereich sogar eine Rücklaufströmung auf. Diese Reduktion führt zu einer Windscherung an den Gebäuden, wodurch Turbulenzenergie produziert wird (siehe Abbildung 6.13). Anhand der  $v$ - und  $w$ -Komponente (siehe Abbildung 6.12) wird ersichtlich, dass die Gebäude sowohl um- als auch überströmt werden.

Die Auswirkungen des Immissionsschutzwalls auf die Strömung sind in Abbildung 6.14 zu sehen. Ohne Wall wird das Stallgebäude wie auch die anderen Gebäude um- und überströmt. Der Wall führt allerdings dazu, dass im Bereich zwischen Stallgebäude und Wall die Luftmassen in 3,75 m Höhe erneut zum Aufsteigen gezwungen sind und erst im Lee des Walles absinken. Auch das Zusammenfließen der Strömung im Lee des Stallgebäudes ist weniger stark ausgeprägt. Das liegt zum einen an der Seitenwand des Walles im Südosten des Stalles, die das Eindringen der Luftmassen in den Bereich zwischen Stall und Wall erschwert. Zum anderen bewirkt der Überstand des Walles im Norden, dass ein Teil der Strömung diesen umströmt. Im Lee vom Erdwall fließt die Strömung wieder zusammen und ähnelt ab etwa  $x = 400 \text{ m}$  den Geschwindigkeitsverhältnissen, die sich ohne den Wall ergeben.

Neben den Geschwindigkeitskomponenten beeinflusst der Erdwall wie die Gebäude auch die Turbulenz der Strömung. Aus der Geschwindigkeitsreduktion am Wall und in seinem leeseitigen Nachlauf resultiert eine verstärkte Scherung der Strömungsgeschwindigkeit etwa auf Höhe der Walloberkante. Dies bewirkt eine Erhöhung der turbulenten kinetischen Energie.

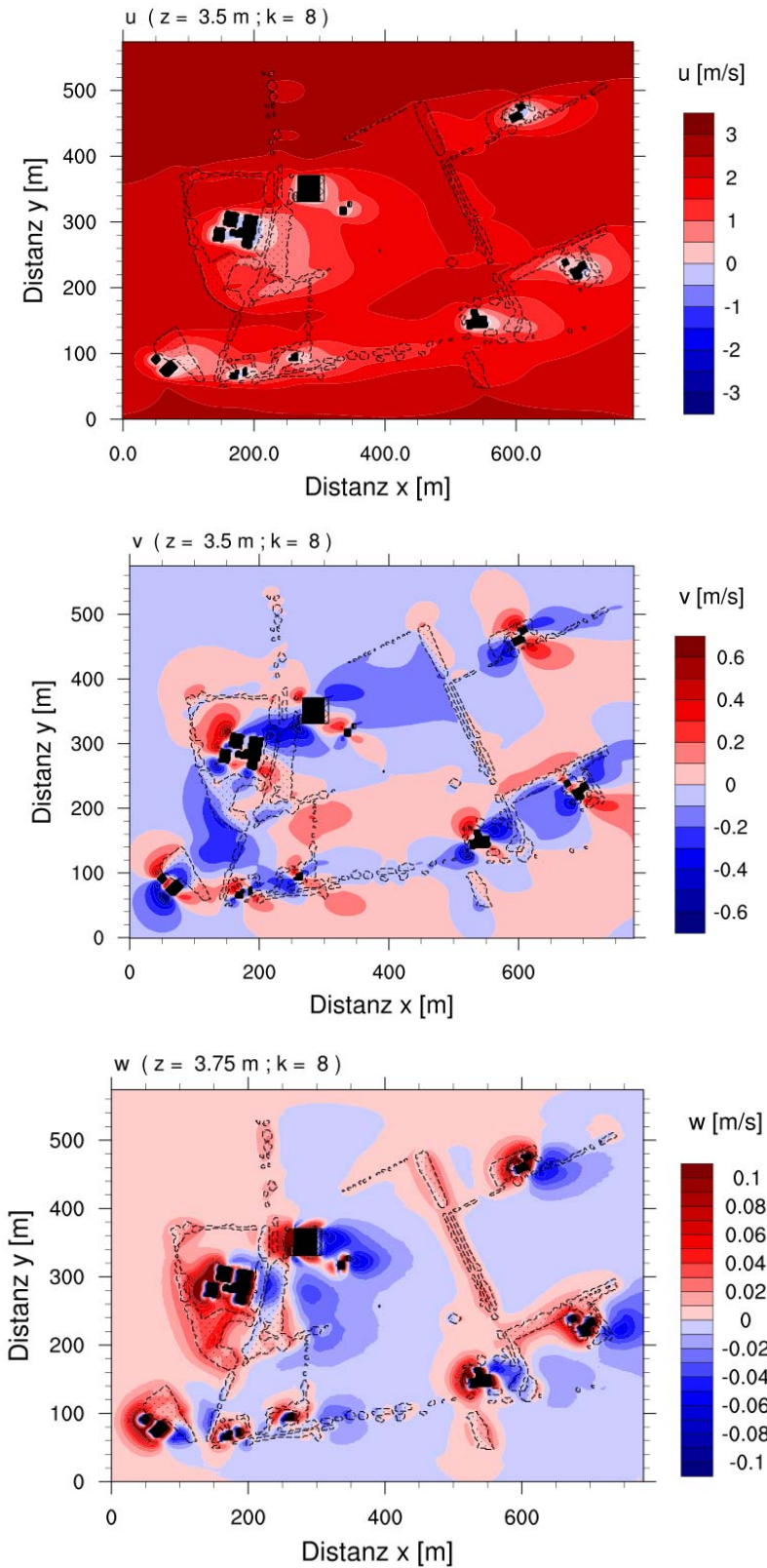


Abbildung 6.12: Horizontalschnitte der simulierten Geschwindigkeitsverteilung im Analysegebiet



Gezeigt sind die Horizontalschnitte der horizontalen Geschwindigkeitskomponente in x-Richtung  $u$  (oben) und y-Richtung  $v$  (Mitte) und der vertikalen Geschwindigkeitskomponente  $w$  (unten) in 3,5 m bzw. 3,75 m Höhe. Die Anströmung ist nahezu x-Achsen parallel mit einer Geschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  in 5 m Höhe (Geschwindigkeitsklasse 4, Richtung Nr. 45).

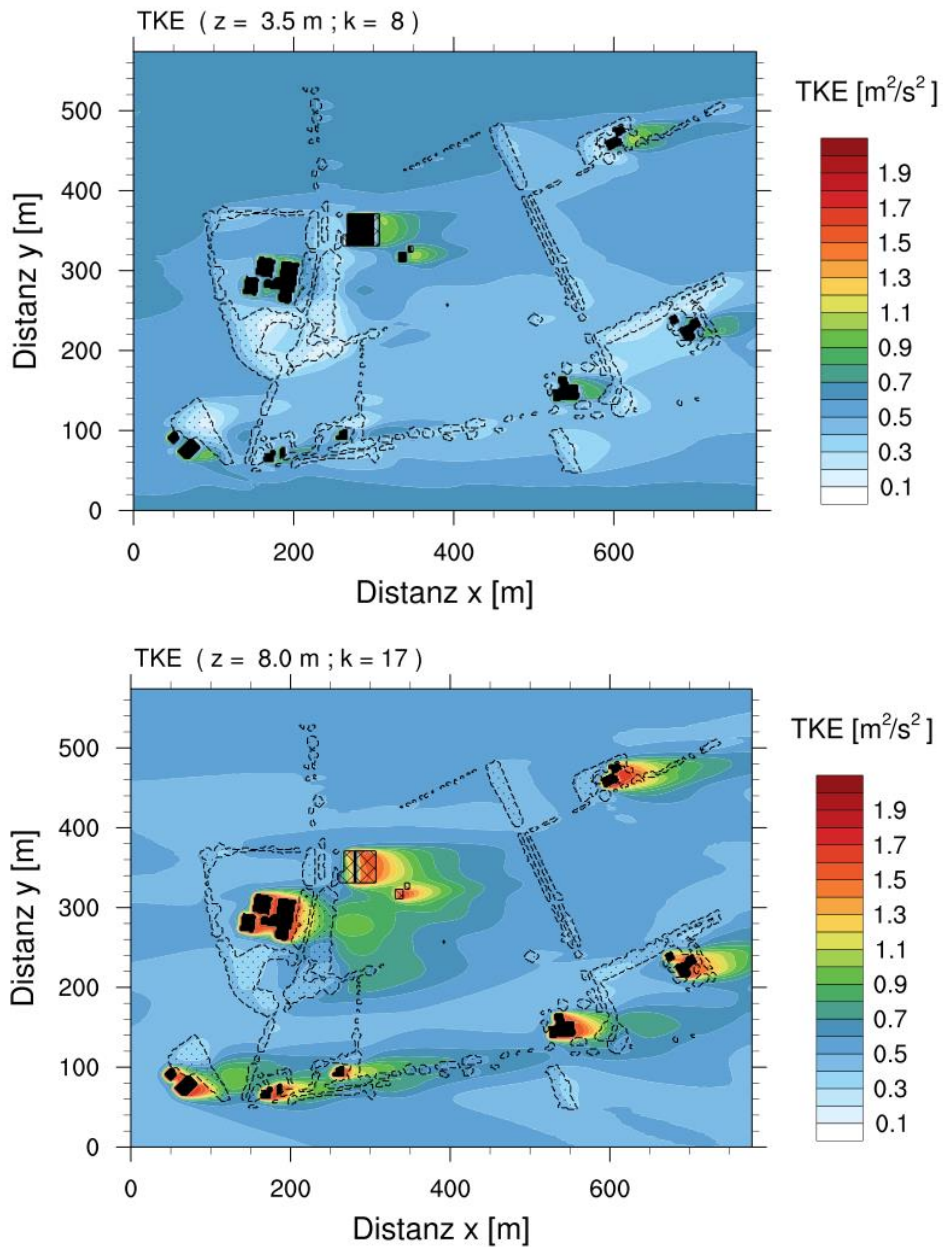


Abbildung 6.13: Horizontalschnitte der simulierten Turbulenzenergie im Analysegebiet

Gezeigt sind Horizontalschnitte aus 3,5 m (oben) und 8 m Höhe (unten) der modellierten Turbulenzenergie TKE (mittlere turbulente kinetische Energie) bei Anströmbedingungen wie in Abbildung 6.12.

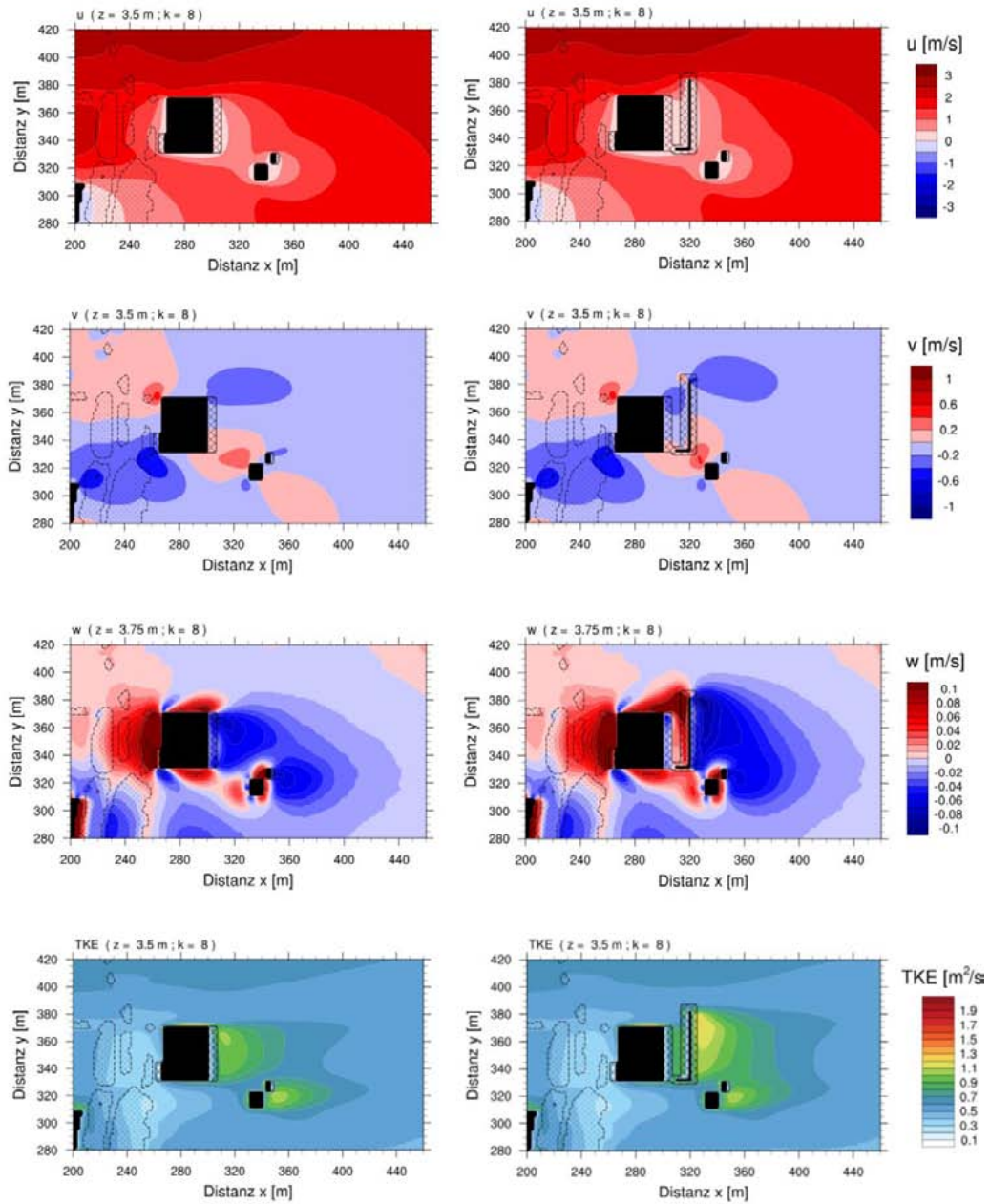


Abbildung 6.14: Strömung um Stall mit und ohne Wall

Horizontale Verteilung der  $u$ -,  $v$ -,  $w$ - Komponente der Windgeschwindigkeit und der Turbulenzenergie (unten) in 3,5 m bzw. 3,75 m Höhe im Nahbereich des Stallgebäudes. Links: Verteilungen ohne Immissionsschutzwall, rechts: Verteilungen mit Immissionsschutzwall.

### 6.5.2.2 Ausbreitung von Ammoniak

Für die in Abschnitt 6.5.2.1 betrachteten Strömungen ergeben sich die in Abbildung 6.15 dargestellten Konzentrationsfelder.

In den Grafiken ist eine mit der Quellstärke  $1 \text{ ME s}^{-1}$  (ME = Masseneinheit) normierte Konzentration  $\tilde{c} = c/Q$  bzw. Konzentrationsdifferenz  $\Delta\tilde{c} = \Delta c/Q = \tilde{c}_{\text{mit Wall}} - \tilde{c}_{\text{ohne Wall}}$  abgebildet. Dabei wird angenommen, dass lediglich am Dachfirst, d.h. aus der Quelle Q1, Ammoniak freigesetzt wird.

In dem Bereich von 3,0 bis 3,5 m Höhe führt der Immissionsschutzwall zu einer Verringerung der Konzentration entlang der Fahnenachse. Diese Reduktion ist am Wall maximal und nimmt mit der Entfernung ab. In größerer Entfernung senkrecht zur Fahnenachse ist hingegen durch den Erdwall eine Erhöhung der normierten Konzentration zu beobachten, was auf eine verstärkte Aufweitung der Schadstofffahne zurückzuführen ist. In Höhen über 20 m führt der Wall ebenfalls zu einem Anstieg der Konzentrationswerte.

Wird Ammoniak hingegen anstatt am Dachfirst an der östlichen Seite des Stalles (siehe Abbildung 6.16) freigesetzt, ist zwischen Stallgebäude und Erdwall eine Erhöhung der quellstärkennormierten Konzentrationswerte von über  $0,003 \text{ s m}^{-3}$  zu registrieren. Am Wall und im Lee vom Wall ist hingegen ähnlich wie bei der Freisetzung am Dachfirst eine Reduktion der Konzentrationswerte in 3,0 bis 3,5 m Höhe erkennbar.

Die Betrachtung der Einzelfallsituation, in der der Wall sich im Lee des Stalles befindet und somit das Ammoniak auf den Erdwall trifft, zeigt, dass der Wall sowohl bei der Freisetzung am Dachfirst als auch an der östlichen Stallwand einen Anstieg der Konzentrationswerte in Höhen über 20 m Höhe und an den seitlichen Flanken der Schadstofffahne bewirkt. Im zentralen Fahnenbereich in geringeren Höhen ist hingegen eine Reduktion der Konzentrationswerte im Lee des Walles zu beobachten. Diese Reduktion beträgt in 400 m Entfernung vom Stall je nach Quelle und Höhe etwa 2 bis 10 %. Bei einer Emission an der östlichen Stallwand ist außerdem durch den Immissionsschutzwall ein ausgeprägter Anstieg der Konzentration im Bereich zwischen Stallgebäude und Wall zu verzeichnen.

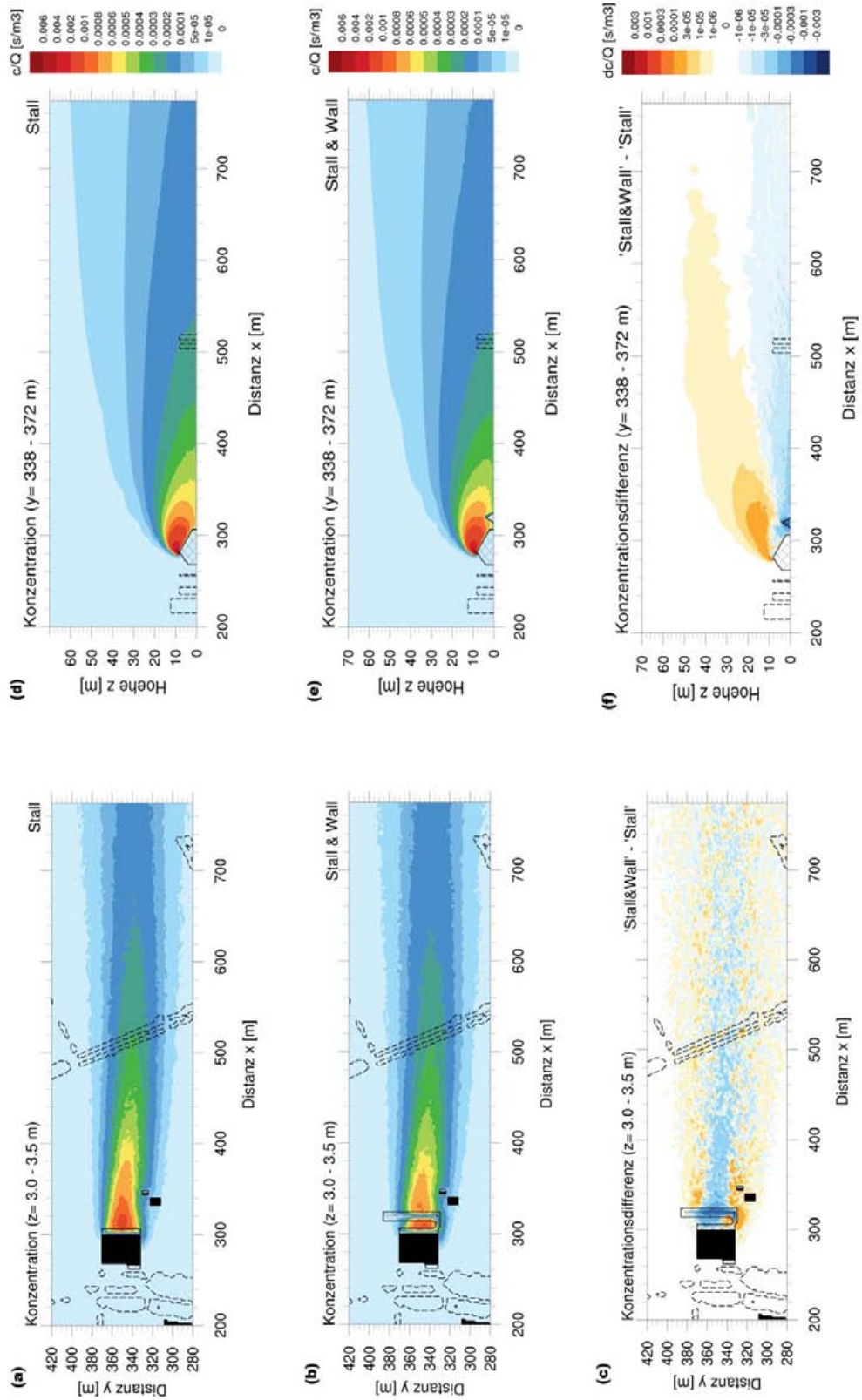


Abbildung 6.15: Verteilung der Konzentration mit und ohne Wall bei Emission am Dachfirst  
 Vergleich der normierten Konzentrationsverteilung bei Emission am Dachfirst für die Situationen ohne Wall (a, d) und mit Wall (b, e) anhand der Horizontalschnitte (a – c) aus einer Höhe von

3,0 bis 3,5 m und der Vertikalschnitte (d – f, gemittelt über die Quellbreite). Die Grafiken (c) und (f) zeigen die durch den Einfluss des Walles hervorgerufene Differenz der Konzentrationsfelder.

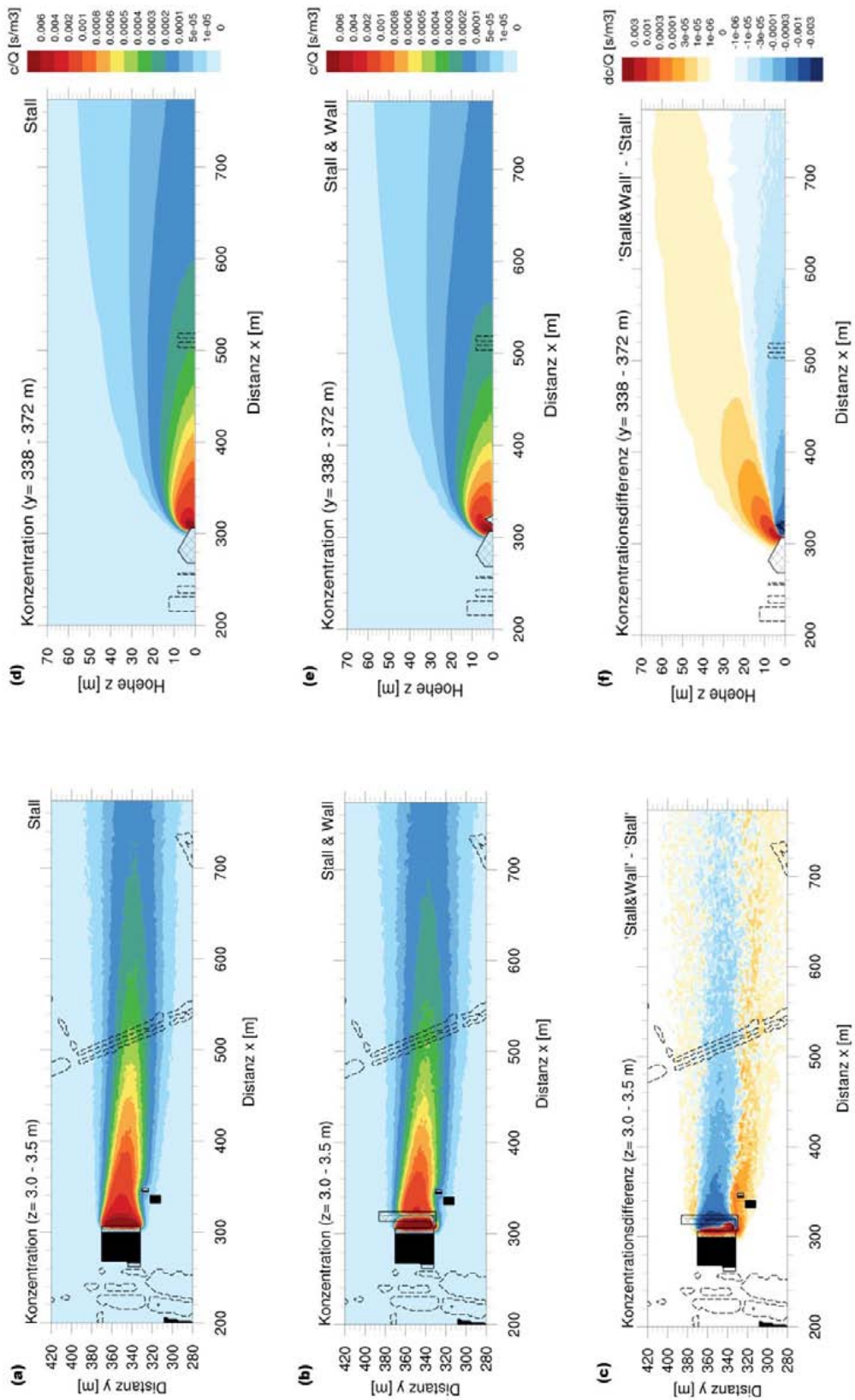


Abbildung 6.16: Verteilung der Konzentration mit und ohne Wall bei Emission an der Ostwand  
Wie Abbildung 6.15, jedoch für die Freisetzung der Emissionen an der östlichen Stallseite.





### 6.5.3 Simulation der Immissionskonzentrationen der Messperioden

Für jede Messperiode (13 Monatsperioden und eine Jahresperiode, jeweils aus den Messphasen mit Wall und ohne Wall) werden die Konzentrationsfelder der Einzelsimulationen entsprechend der jeweiligen Windhäufigkeitsstatistik, der angenommenen Gesamtquellstärke von  $2100 \text{ kg a}^{-1}$  und der ausgewählten Quellkombination Nr. 21 (je 40 % der Emissionen aus der Quelle Q1 am Dachfirst und den Toren Q5+Q6, je 10 % aus den Seitenöffnungen Q2+Q3 und vom Laufplatz Q4) gewichtet gemittelt.

Für den Vergleich der Simulationsdaten mit den entsprechenden Messdaten werden für Zeiträume des ersten Messjahres die Simulationen der Situation mit Wall betrachtet und für Zeiträume des zweiten Messjahres die Simulationen der Situation ohne Wall.

Bei der darauffolgenden Untersuchung des Walleffektes innerhalb der einzelnen Perioden wurden die der Windstatistik dieses Zeitraumes entsprechenden mittleren Konzentrationsverteilung sowohl für die Situation ohne Wall als auch für die Situation mit Wall berechnet. Die Differenz dieser beiden Konzentrationsverteilungen  $\Delta c = c_{\text{Mittel, mit Wall}} - c_{\text{Mittel, ohne Wall}}$  gibt die durch den Wall bewirkte Änderung der Immissionskonzentration an. Nach den Modellsimulationen zu urteilen entspricht diese Differenz der auf strömungsmodifizierende Effekte zurückzuführenden Immissionsschutzleistung, die während der ersten Messphase mit Wall (Jahr I) durch den Wall verübt wurde bzw. die in der zweiten Messphase ohne Wall (Jahr II) durch einen Wall hätte erzielt werden können.

#### 6.5.3.1 Vergleich von Simulationsdaten und Beobachtungsdaten

Beim Vergleich der simulierten Konzentrationen des Höhenintervalls von 3 m bis 3,5 m mit den aus den Ammoniak-Konzentrationsmessungen und Modellierung bestimmten Zusatzbelastungen des Stalles für die insgesamt 26 Monats-Perioden sowie für die zwei Jahres-Perioden ist zunächst festzustellen, dass mit der angesetzten Gesamtquellstärke von  $2100 \text{ kg a}^{-1}$  die Modellergebnisse den gleichen Größenordnungsbereich von  $10^{-1}$  bis  $10^2 \mu\text{g m}^{-3}$  abdecken wie die aus den Konzentrationsmesswerten und den modellierten und gemessenen Vorbelastungen bestimmten Zusatzbelastungen (Beobachtungsdaten) .

Abbildung 6.17 zeigt für die Messperiode 7 des ersten Jahres in der oberen Grafik die horizontale Verteilung der simulierten Immissionskonzentration im Höhenintervall von 3 m bis 3,5 m, welches der Messhöhe entspricht, mit den zusätzlich an den Positionen der Monitoringpunkte eingetragenen Messwerten. In der unteren Grafik sind die  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen der Simulation gegen die entsprechenden Beobachtungsdaten in einem Streudiagramm aufgetragen. Die als Punkte dargestellten Werte beziehen sich dabei auf die mittleren Konzentrationen

der Volumina des standardmäßig für die Simulationen verwendeten Auswerterasters von 2 m x 2 m horizontaler Maschenweite. Als nicht ausgefüllte Quadrate werden die Werte dargestellt, die stattdessen die Simulationsdaten als mittlere Konzentration eines Volumens der Grundfläche von 6 m x 6 m verwenden. Analoge Darstellungen der Simulations- und Beobachtungsdaten für den gesamten Zeitraum des ersten bzw. zweiten Messjahres als zeitgewichtetes Mittel der Monatsperioden zeigen Abbildung 6.18 bzw. Abbildung 6.19. Die entsprechenden Horizontalschnitte der simulierten und beobachteten Ammoniak-Immissionskonzentrationen aller weiteren Messperioden sind im Anhang zu finden (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. bis Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

In den Streudiagrammen der Abbildung 6.20 sind die Daten der Monitoringpunkte für alle 13 Messperioden eines Jahres (obere Grafik: Jahr I mit Wall; untere Grafik: Jahres II ohne Wall) zusammengefasst. Die Daten der einzelnen Monitoringpunkte sind durch Farbe und Form unterschieden.

Relevant ausgeprägte Unterschiede zwischen den Simulationsdaten der Konzentration in Abhängigkeit von der Größe des Mittelungsvolumens, für das die mittlere Konzentration bestimmt wird, sind nur für die unmittelbar vor der westlichen bzw. östlichen Stallseite gelegenen Beobachtungspunkte Nr. 1, 2, 4 und 5 zu verzeichnen. Die Ursache hierfür ist, dass nahe am Stall die Konzentrationsverteilung kleinräumige Variationen aufweist, die bei der Mittelung über ein größeres Auswertevolumen die mittlere Immissionskonzentration beeinflussen. Ansonsten fallen die Datenpunkte der 2 m x 2 m x 0,5 m und der 6 m x 6 m x 0,5 m Mittelungsvolumen weitestgehend zusammen.

Die Streudiagramme und Horizontalschnitte (Abbildung 6.17 bis Abbildung 6.20) verdeutlichen die Übereinstimmung der Größenordnungsbereiche der simulierten und beobachteten Immissionskonzentrationen. In den Streudiagrammen liegt ein Großteil der Datenpunkte innerhalb des durch das graue Linienpaar begrenzten Bereiches, in welchem der Simulations- und der Beobachtungswert maximal um den Faktor 2 voneinander abweichen. Im Einzelnen zeigen die Daten aber auch stärkere Abweichungen um mehr als eine Größenordnung, d.h. um den Faktor 10 oder sogar Faktor 100 bei sehr geringen modellierten Immissionskonzentrationen. Insbesondere bei Beobachtungspunkten mit Konzentrationen unter  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ , d.h. vor allem bei Punkten in mittlerer bis weiter Entfernung zum Stall, ist eine starke Streuung der Simulations- und Messdaten sowie der Abweichung zwischen ihnen zu verzeichnen.

Darüber hinaus wird anhand der Horizontalschnitte und Streudiagrammen ein einheitliches Muster deutlich: An den nah beim Stall liegenden Punkten (Nr. 1 bis 6) tendiert die Simulation

zur Überschätzung, an den weiter entfernten Punkten dagegen zur Unterschätzung der Konzentration. Das heißt, im Modell nimmt die Immissionskonzentration mit der Entfernung schneller ab als bei der gemessenen Vergleichssituation. Mögliche Ursachen hierfür sind eine stärkere vertikale Dispersion des Spurenstoffes in höhere Luftschichten oder eine stärkere Deposition am Boden in der Modellsimulation.

An den Horizontalschnitten zeigt sich in Verbindung mit den Windverteilungen der starke Einfluss der Windstatistik auf die Verteilung der vom Stall ausgehenden Immissionskonzentration (betrachte z.B. I-4, I-5, I-9, II-2, II-3, II-4, II-11). In manchen Zeiträumen (z.B. I-2, I-6, II-2) lässt eine prägnante Windverteilung keine Möglichkeit durch Variation der Quellstärken eine gute Anpassung der Simulationswerte an die Messwerte zu erreichen, wenn z. B. einzelne Windrichtungen gar nicht auftreten, in dieser Richtung aber hohe Konzentrationen gemessen wurden. Ein Beispiel hierfür ist Periode II-2 (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang) mit deutlich zu geringen simulierten Konzentrationen an den östlich gelegenen Punkten Nr. 7 bis 11, 15, 17 und 18 und einer Windstatistik mit fast ausschließlich südöstlichen Windrichtungen.

Ausnehmend markante Abweichung sind für viele Messperioden am Punkt Nr. 19, der zwischen dem Stall und der Hofstelle an der Straße im Bereich des Gehölzbestandes positioniert ist, zu verzeichnen. An dieser Stelle wurden häufig um ein vielfaches höhere Konzentrationen gemessen als die Modellsimulationen liefern. Auch an den westlich der Hofstätte gelegenen Punkten Nr. 20 bis 22 werden bisweilen aus der Messung deutlich höhere Konzentrationen erhalten als aus der Simulation. Die Ursache hierfür sind wahrscheinlich nicht berücksichtigte Emissionsprozesse wie z.B. Gülleausbringung auf benachbarten Flächen oder höhere  $\text{NH}_3$ -Freisetzungen von der südlich gelegenen Biogasanlage als angenommen. Für Punkt Nr. 19 kann auch die spezielle Situation zwischen den Straßen- und Hofgehölzen zu Anomalien in den Strömungs- und Immissionsverhältnissen führen, die nicht adäquat im Modell wiedergegeben werden.

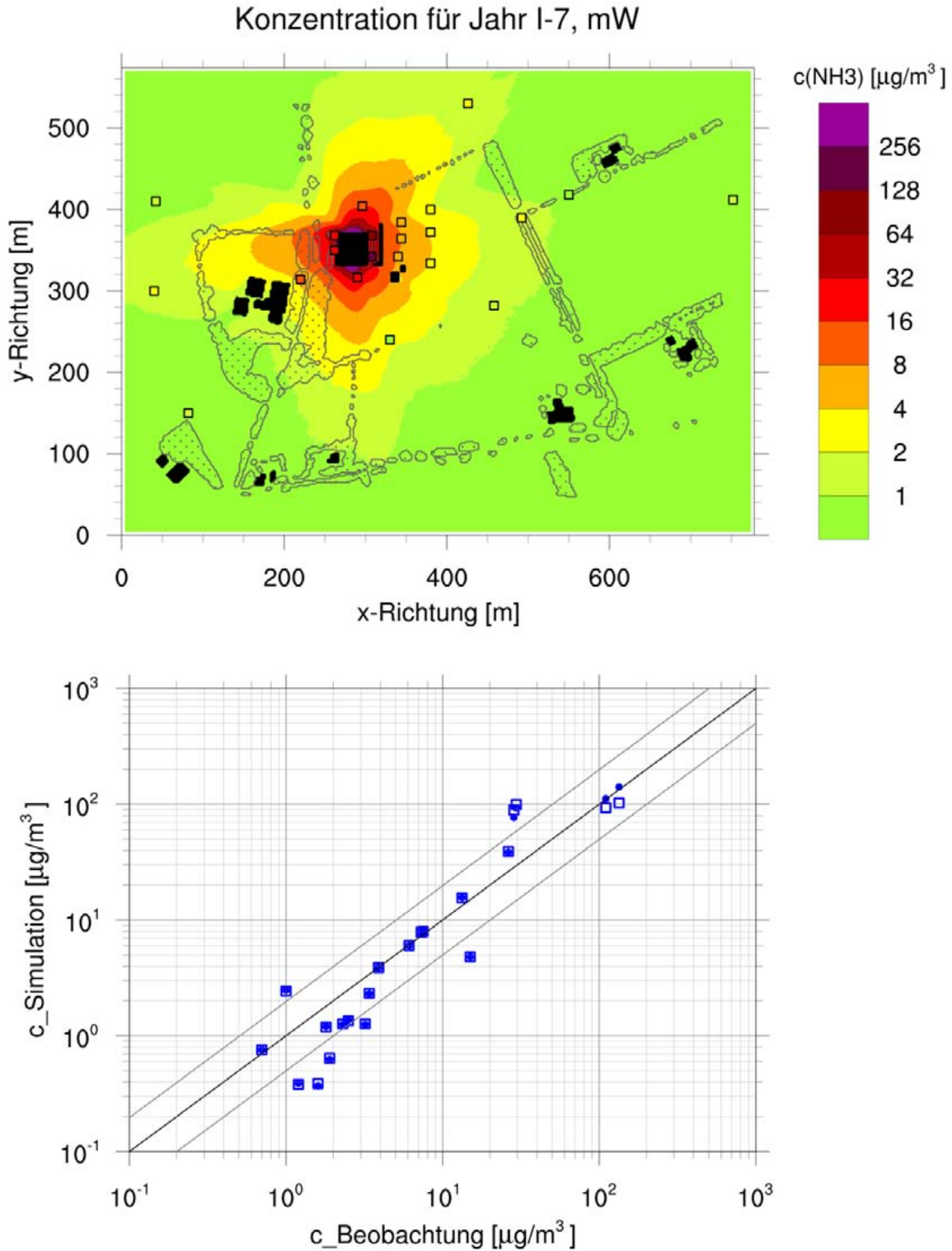


Abbildung 6.17: Vergleich der Simulations- und Messdaten der Messperiode I-7

Die obere Abbildung zeigt die horizontale Konzentrationsverteilung in 3 bis 3,5 m Höhe. Daten der Modellsimulation werden durch farbige Konturflächen dargestellt, die Ergebnisse der Konzentrationsmessungen durch die farbigen Quadrate.

In der unteren Grafik sind die an den Monitoringpunktpositionen ermittelten Konzentrations-

werte der Modellsimulation gegen die entsprechenden Beobachtungswerte in doppelt-logarithmischer Achsenskalierung aufgetragen. Als Punkte dargestellte Datenpaare beziehen sich auf Simulationsdaten als Konzentrationsmittel einer  $2\text{ m} \times 2\text{ m} \times 0,5\text{ m}$  Volumenbox, offenen Quadrate auf das Mittel eines  $6\text{ m} \times 6\text{ m} \times 0,5\text{ m}$  Volumens um die Messpunktposition.

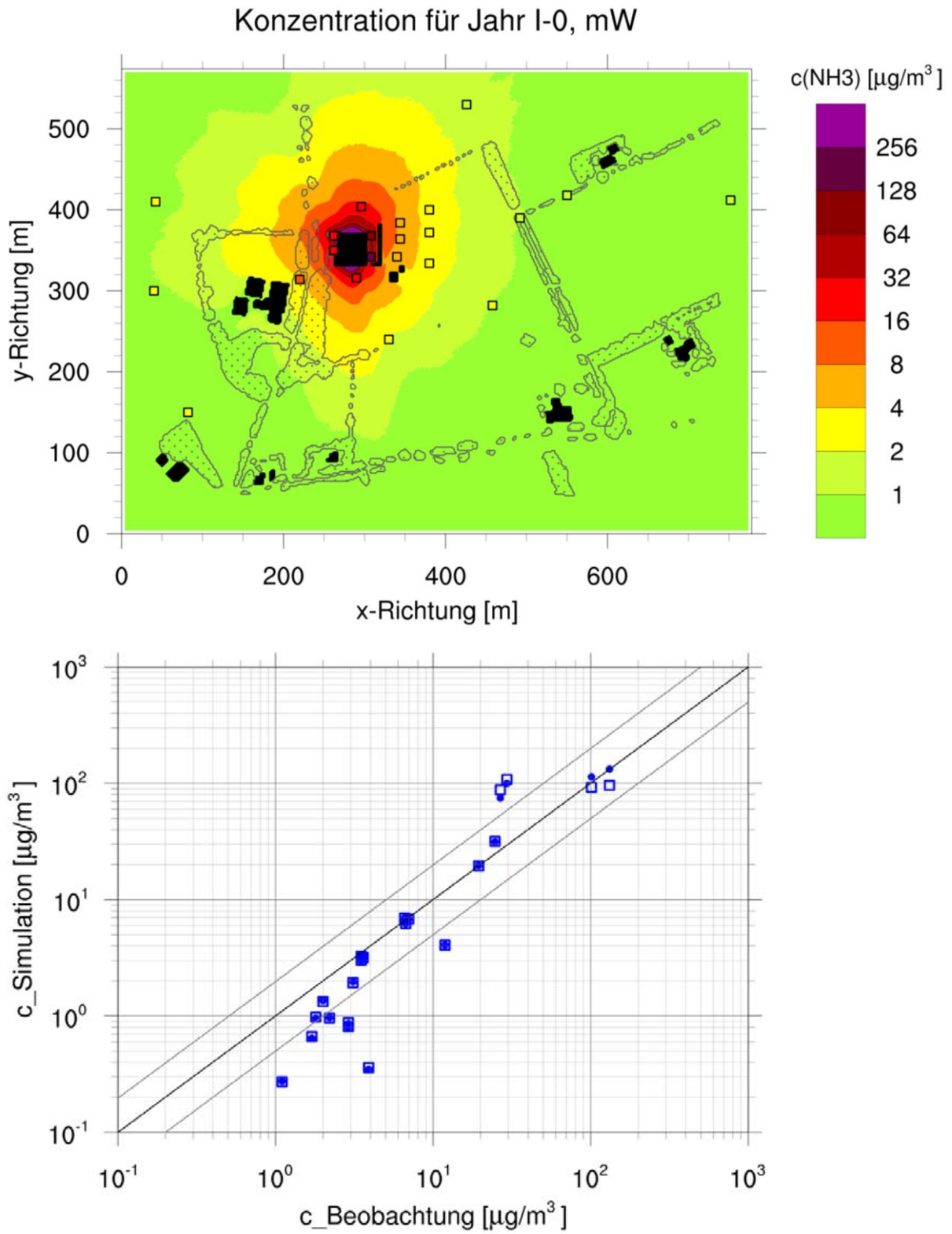


Abbildung 6.18: Vergleich der Simulations- und Messdaten des ersten Messjahres Darstellung wie in Abbildung 6.17 beschrieben.

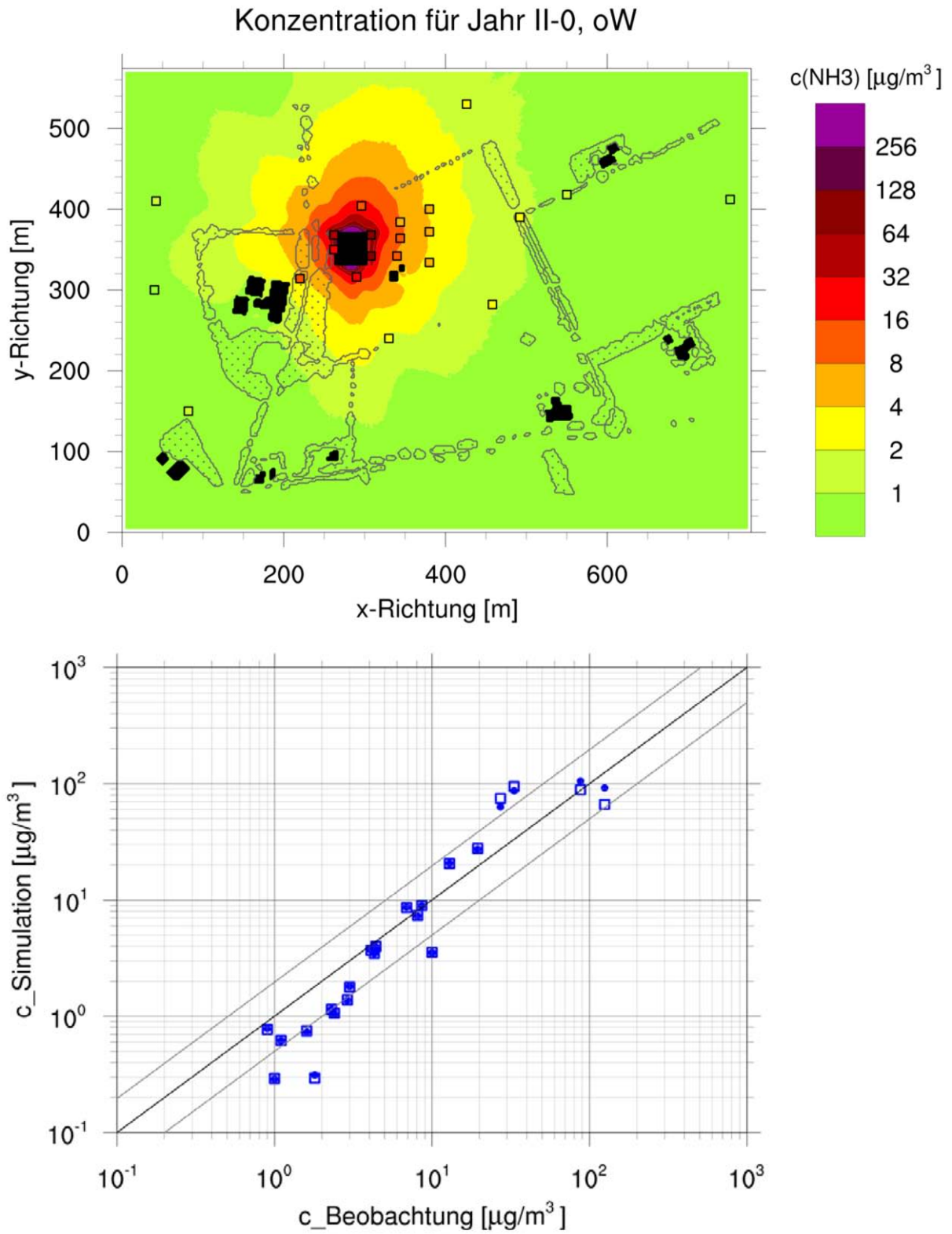


Abbildung 6.19: Vergleich der Simulations- und Messdaten des zweiten Messjahres Darstellung wie in Abbildung 6.17 beschrieben.

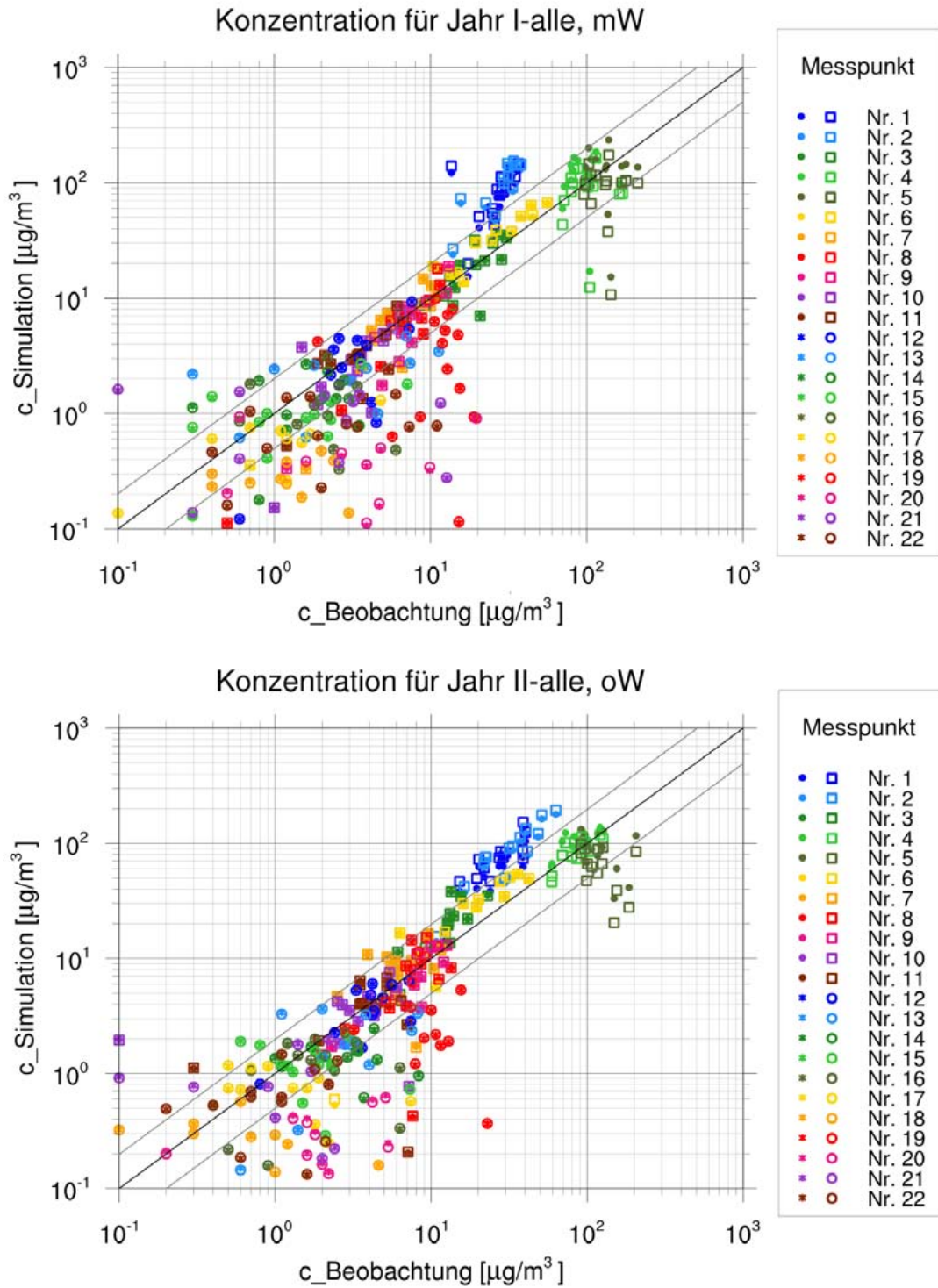


Abbildung 6.20: Streudiagramm der Simulations- und Beobachtungsdaten aller Messperioden

Die beiden Grafiken zeigen die über den zugehörigen Beobachtungsdaten (Abszisse) aufgetragenen simulierten Konzentrationen (Ordinate) an den Positionen der 22 Monitoringpunkte für alle 13 Perioden des ersten Jahres. Die einzelnen Monitoringpunkte sind dabei durch Farbe und Form des Datenpunktes unterschieden. Die offenen Quadrate (Nr. 1 bis 11) und Kreise (Nr. 12



bis 22) markieren die über Mittelungsvolumen von 6 m × 6 m × 0,5 m um die Monitoringpunkt-position bestimmten mittleren Konzentrationen der Simulation; die auf Mittelungsvolumen von 2 m × 2 m × 0,5 m bestimmten Konzentrationen sind als entsprechend farbige Punkte (Nr. 1 bis 11) bzw. Sterne (Nr. 12 bis 22) dargestellt.

### 6.5.3.2 Effekt des Walls in den Messzeiträumen

Abbildung 6.21 verdeutlicht am Beispiel der westwindbetonten Messperiode I-7 das Vorgehen zur Bestimmung des Effektes, den der Wall auf die simulierte Konzentrationsverteilungen ausübt. Die mittlere Grafik zeigt die für den Messzeitraum mit Wall ( $c_{\text{Mittel, mit Wall}}$ ) simulierte horizontale Konzentrationsverteilung, wie sie in diesem Fall auch für den Vergleich mit den Beobachtungsdaten verwendet wird. Die obere Grafik zeigt die für dieselbe Windklassenstatistik berechnete mittlere Konzentrationsverteilungen der simulierten Situation ohne Wall ( $c_{\text{Mittel, ohne Wall}}$ ), d.h. diejenige Verteilung, wie sie während der Messperiode I-7 zu erwarten gewesen wäre, wenn der Wall zu dieser Zeit nicht gestanden hätte. Die Unterschiede zwischen diesen beiden Konzentrationsverteilungen sind durch einen visuellen Vergleich der Grafiken nur im Bereich östlich des Walles zu erkennen, wo die Konzentrationen für die Situation mit Wall etwas geringer ausfallen als bei der Situation ohne Wall. Deutlicher lassen sich die durch die Präsenz des Walles hervorgerufenen Konzentrationsänderungen in der Darstellung der Differenz  $\Delta c = c_{\text{Mittel, mit Wall}} - c_{\text{Mittel, ohne Wall}}$  in der unteren Grafik der Abbildung 6.21 erkennen. Neben der Konzentrationsminderung im Gebiet östlich des Walles treten auch Konzentrationserhöhungen an der östlichen Stallseite zwischen Stall und Wall sowie in Bereichen nördlich und südlich des Stallgebäudes auf. Die Änderungen belaufen sich zumeist auf 0,1 bis 3  $\mu\text{g m}^{-3}$  bei Konzentrationswerten in der Größenordnung von 1 bis 100  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Ab einer Entfernung von mehr als etwa 100 m bis 200 m zum Stall sind die vom Wall bewirkten Veränderungen der Immissionskonzentration kaum noch auszumachen.

Recht ähnlich sehen die Verteilungen der Konzentration ohne Wall und der Konzentrationsänderungen für die Zeiträume des ersten Jahres (Abbildung 6.22) und des zweiten Jahres (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang) aus. Dies ist auf die über die Jahreszeiträume der ersten und zweiten Messphase sehr ähnlich ausfallenden Windstatistiken zurückzuführen (vgl. Abbildung 6.1). Auch im Vergleich der Messperiode I-7 zu den Jahreszeiträumen zeigen sich nur geringe Unterschiede in der Ausprägung der durch den Wall hervorgerufenen Konzentrationsänderungen, weil auch die Messperiode I-7 ähnlich wie die Jahreszeiträume vorwiegende Winde aus südwestlicher und östlicher Richtung aufweist. Die leichten Unterschiede in der Ausprägung des Walleffektes nordwestlich des Stalles und östlich des Nordteils des Walles sind auf den geringeren Anteil von Winden aus südöstlicher Richtung bzw. den stärkeren Anteil von Westwinden zurückzuführen.

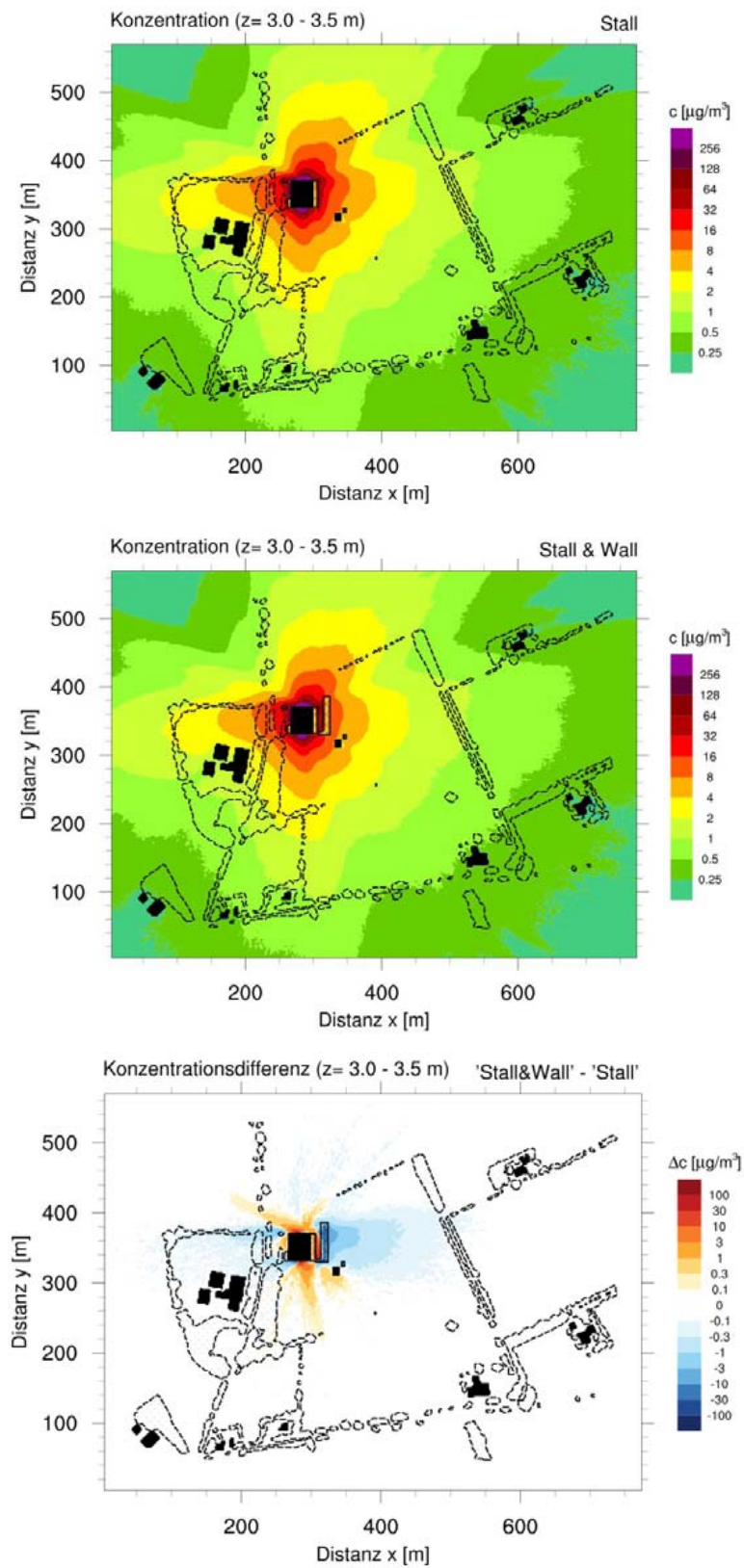


Abbildung 6.21: Simulierte Konzentrationsverteilung mit und ohne Wall für Messperiode I-7

Dargestellt sind die Horizontalschnitte der simulierten Konzentration aus 3,0 m bis 3,5 m Höhe ohne Wall (oben) und mit Wall (Mitte) für die Windverteilungen des Beobachtungszeitraums I-7. Die untere Grafik zeigt die Differenz der beiden Konzentrationsverteilungen mit und ohne Wall.

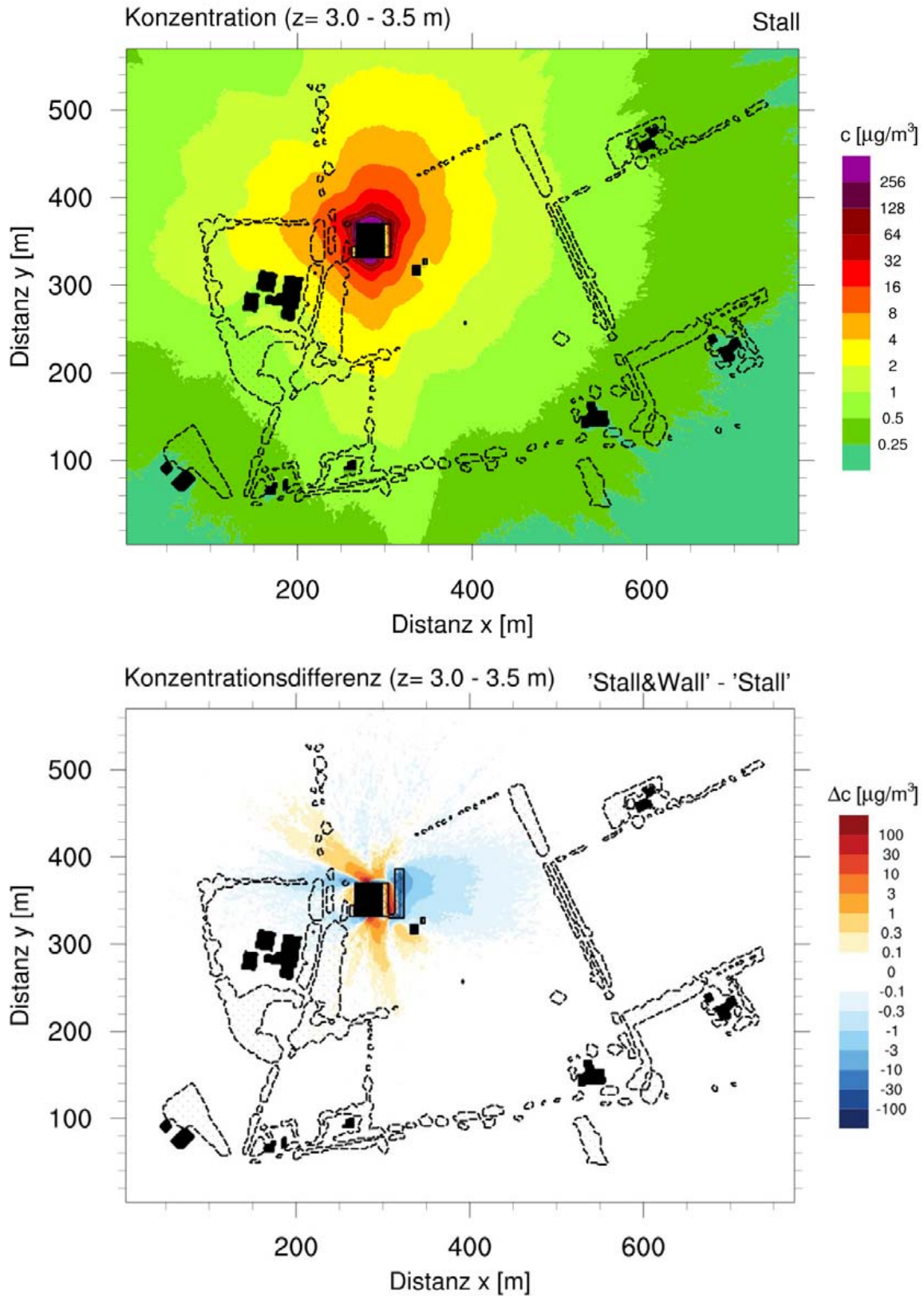


Abbildung 6.22: Konzentration ohne Wall und Konzentrationsänderung durch Wall im ersten Jahr

Horizontalschnitte der simulierten Konzentrationsverteilung der Referenzsituation ohne Wall und der durch den Wall bewirkten Konzentrationsänderung aus 3 bis 3,5 m Höhe für die Windverteilung des gesamten Messjahres I.

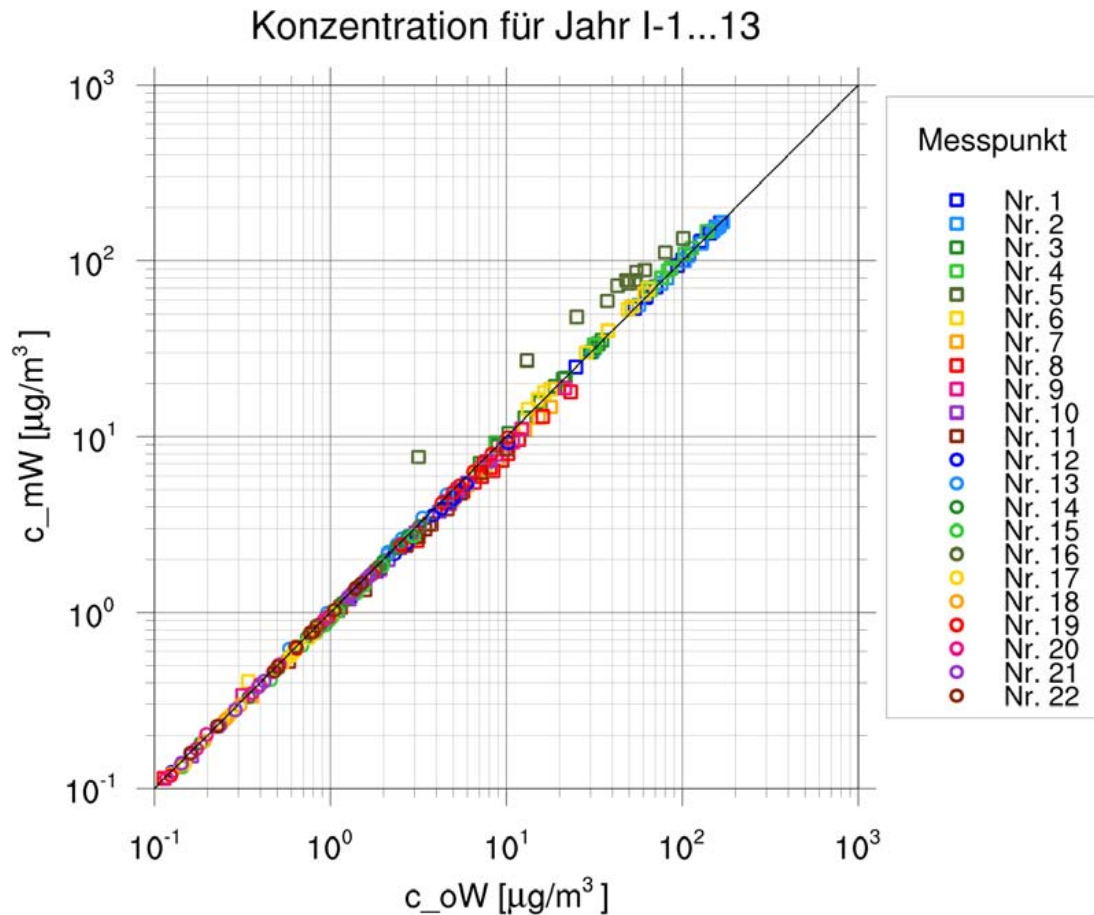


Abbildung 6.23: Streudiagramm der mit und ohne Wall simulierten Konzentration

Für alle 13 Messperioden des ersten Jahres sind die mit Wall simulierten Konzentrationen ( $c_{mW}$ ) gegen die ohne Wall simulierten Konzentrationen ( $c_{oW}$ ) der einzelnen Monitoringpunkte aufgetragen.

Bei der Betrachtung der horizontalen Verteilung der durch den Walleffekt hervorgerufenen Konzentrationsänderungen für die anderen Messperioden (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** bis **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang) zeigt sich, dass die Struktur von Konzentrationsminderungen und Konzentrationserhöhungen in ihren Grundzügen erhalten bleibt und nur die individuelle Ausprägung einzelner Bereiche entsprechend der zugrunde liegenden Windstatistik variiert. So ist z.B. bei der Messperiode I-5 (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang) aufgrund der vorherrschenden südöstlichen Windrichtungen der Walleffekt im Bereich westlich

und nordwestlich des Stallgebäudes sehr stark ausgeprägt und fehlt dagegen gänzlich im Gebiet östlich des Stalles.

Um das Ausmaß des Walleffektes an den Positionen der 22 Monitoringpunkte zu veranschaulichen, sind die für die Windstatistiken der 26 Messperioden jeweils für Situationen mit und ohne Wall simulierten Konzentrationswerte in zwei Streudiagrammen (Abbildung 6.23 und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang) für das erste und zweite Versuchsjahr aufgetragen. Liegen die Datenpunkte unterhalb der eingezeichneten Winkelhalbierenden, so ist die für die Situation mit Wall simulierte Konzentration (aufgetragen auf der Ordinate) der betrachteten Positionen geringer als die Konzentration bei der Situation ohne Wall (aufgetragen auf der Abszisse). An Beobachtungspositionen, deren Datenpunkte im Streudiagramm oberhalb der Winkelhalbierenden liegen, wird hingegen die Konzentration durch die Wirkung des Walles erhöht. Die zugrundeliegenden Konzentrationswerte werden als Mittel über  $6\text{ m} \times 6\text{ m} \times 0,5\text{ m}$  große Mittelungsvolumina um die Monitoringpunktpositionen in 3 bis 3,5 m Höhe bestimmt.

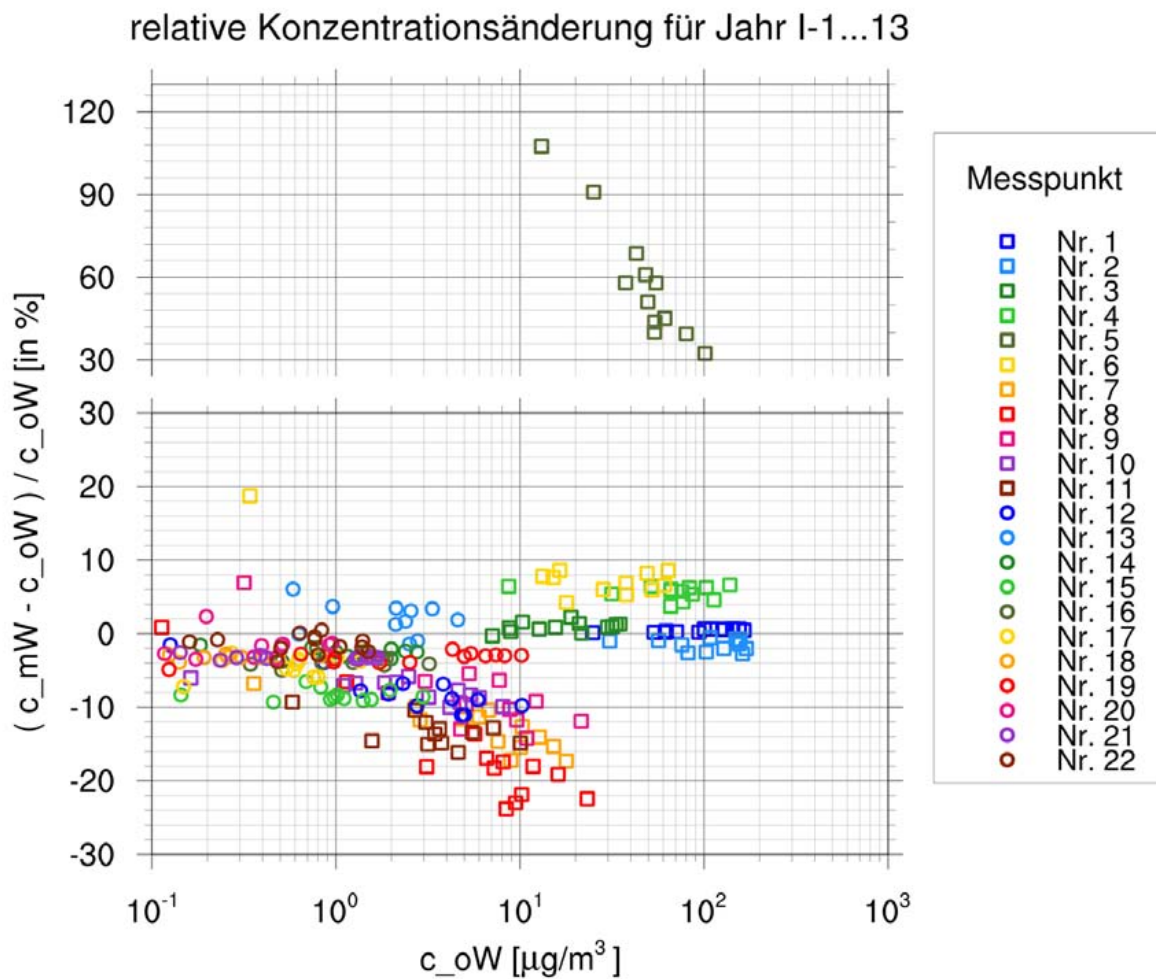


Abbildung 6.24: Streudiagramm der bewirkten relativen Konzentrationsänderung im Jahr I

Für jede der 13 Messperioden des ersten Jahres und jeden Beobachtungspunkt wird die simulierte relative Konzentrationsänderung zwischen den Situationen mit und ohne Wall (Ordinate, angegeben in %) gegen die Referenzkonzentration der Simulation ohne Wall ( $c_{oW}$ , Abszisse) aufgetragen. Die Grafik bezieht sich auf die Windverteilungen der Messperioden des ersten Jahres und Mittelungsvolumen von  $6\text{ m} \times 6\text{ m} \times 0,5\text{ m}$ . Die Datenpunkte der 22 Monitoringpunktpositionen sind durch Farbe und Form entsprechend der Legende voneinander unterschieden.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Konzentrationen der Simulation mit Wall an den meisten Beobachtungspunkten nur wenig von den entsprechenden Konzentrationen der Situation ohne Wall abweichen. Ausnahmen bilden hierbei der Monitoringpunkt Nr. 5, der im Zwischenraum zwischen dem Stall und dem Wall liegt und an der eine deutliche Immissionserhöhung durch den Wall verursacht wird, sowie Monitoringpunkte Nr. 7 und Nr. 8, die sich unmittelbar östlich neben dem Wall und somit im Bereich der stärksten Immissionsminderung befinden. Ein Vergleich der Streudiagramme des Walleffektes (Abbildung 6.23) mit den Streudiagrammen des Abgleichs von Simulations- und Messwerten (Abbildung 6.20) verdeutlicht, dass die durch den

Wall erzielten Konzentrationsänderungen deutlich geringer ausfallen als die Abweichungen zwischen Simulations- und Messwerten. Während die Beobachtungsdaten zum Teil um mehr als einen Faktor 2 von den Simulationsdaten abweichen, zeigt die Abbildung 6.24 für das erste Jahr, dass die dem Effekt des Walles zuzuschreibenden relativen Konzentrationsänderungen an den betrachteten Beobachtungspunkten mit Ausnahme von Punkt Nr. 5 unter 30 % der Immissionskonzentration der Referenzsituation ohne Wall betragen. Die entsprechende Darstellung für die Messperioden des zweiten Jahres (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang) zeigt keine grundsätzlich von der Analyse des ersten Jahres abweichenden Ergebnisse.

Anhand der Streudiagramme der relativen Konzentrationsänderung (Abbildung 6.24, **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) lässt sich der an den einzelnen Punkten in den Messperioden auftretende Walleffekt differenziert beurteilen. Die stärksten Änderungen werden in Form massiver Konzentrationserhöhungen von ca. 30 bis 100 % der Referenzkonzentration am Beobachtungspunkt Nr. 5 erzeugt. Dieser befindet sich im südlichen Ende des von Stall und Wall eingeschlossenen Zwischenraums. Da der Zwischenraum an seinem Südenende durch das bis an den Stall herangezogene Querstück des Walles abgeschlossen wird, findet dort eine starke Akkumulation der Immissionen statt. Konzentrationserhöhungen von 5 % bis über 10 % werden durch den Wall an den Punkten Nr. 4 und Nr. 6 verursacht, die im nördlichen Teil des Zwischenraum bzw. in geringem Abstand südlich des Stallgebäudes liegen. Schwächere Konzentrationserhöhungen von unter 5 % werden an dem in etwas größerer Entfernung südlich des Stalles positionierten Punkt Nr. 13 verzeichnet, sowie von unter 2 % an den Punkten Nr. 1 vor der westlichen Stallwand und Nr. 3 nördlich des Stalles.

Die deutlichsten relativen Immissionsminderungen durch den Wall werden mit Werten um -20 % am MP Nr. 8 erzielt, der sich an mittlerer Position in der ersten Monitoringpunktreihe, ca. 20 m östlich des Walles befindet. Danach folgen die Punkte Nr. 7 und Nr. 11 an der nördlichen Position der ersten bzw. der mittleren Position der zweiten Monitoringkreihe östlich des Walles mit relativen Konzentrationsreduktionen um ca. 15 %. An den Punkten Nr. 9 (südliche Position der ersten Reihe), Nr. 10 und Nr. 12 (nördliche und südliche Position der zweiten Reihe) sowie am Punkt Nr. 15 (am östlichen Rand der Flächenparzelle) betragen die relativen Konzentrationsänderungen etwa -5 % bis -12 %.

Die Abschwächung der durch den Wall bewirkten Immissionsminderung in 3 – 3,5 m Höhe mit zunehmendem Abstand vom Wall zeigt auch die folgende Betrachtung der mittleren Konzentration von 50 m × 50 m großen Analyseflächen deutlich. Diese westlich des Versuchsstalles in 50 m, 150 m, 250 m und 350 m Entfernung zum Wall angeordneten Flächen (s. Abbildung



6.25) stellen auch den räumlichen Bezug zu potenziell vorhandenen schützenswerten Biotopen dar. Unter den während der Untersuchungen herrschenden Bedingungen sinkt der Minderungseffekt des Walles von 12 % in 50 – 100 m Entfernung zum Wall auf lediglich 3 % in 350 – 400 m Entfernung (Abbildung 6.26). Aufgrund der sehr ähnlichen meteorologischen Bedingungen sind die Unterschiede zwischen beiden Messjahren gering. Auf der gesamten Strecke des Messtransektes liegt das arithmetische Mittel der Immissionsminderung für beide Jahre bei etwa 7%.

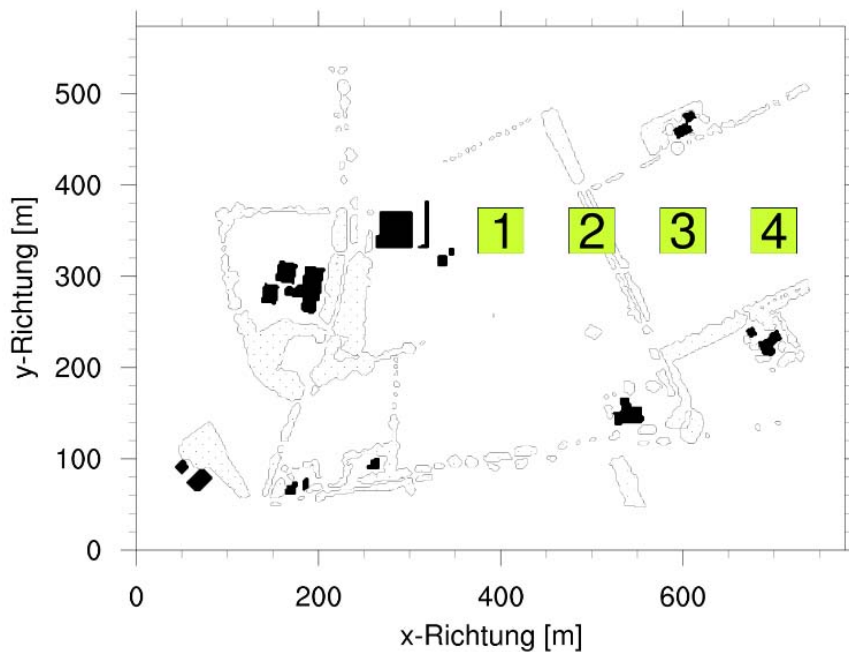


Abbildung 6.25: Lage der Analyseflächen

Die Flächen sind jeweils 50 m lang und 50 m breit und parallel zu den Achsen des Stallgebäudes und Walles ausgerichtet. Der Abstand der Gebiete zum Wall beträgt 50 m, 150 m, 250 m bzw. 350 m.

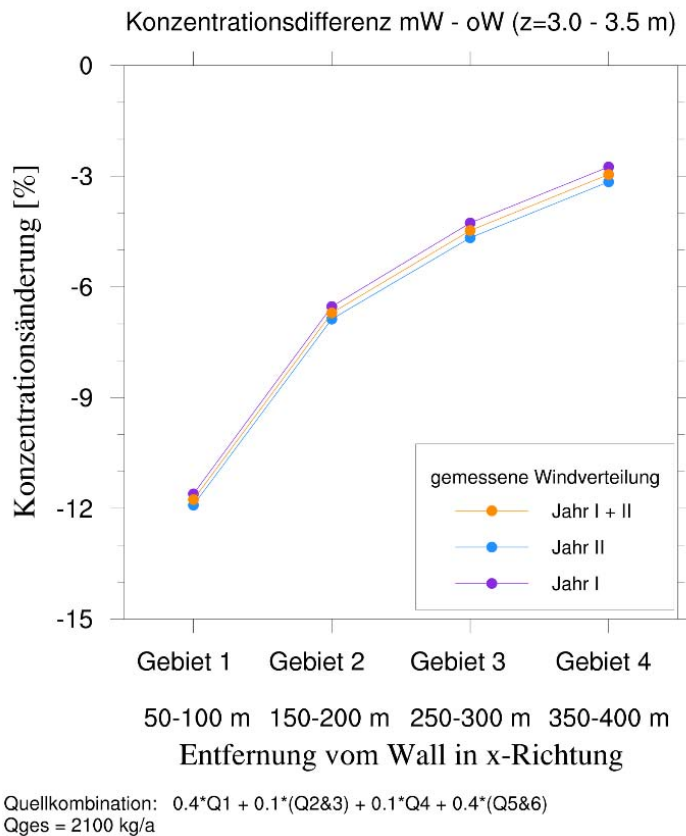


Abbildung 6.26: Berechneter Minderungseffekt des Walles leeseitig des Versuchsstalles im 1. und 2. Untersuchungsjahr sowie im gesamten Untersuchungszeitraum

## 6.5.4 Effekt des Walles in Abhängigkeit von Quellposition, Windgeschwindigkeit und Lage der Beurteilungsfläche

### 6.5.4.1 Einfluss der Quellkombination auf den für die Messperioden berechneten Minderungseffekt des Walles

Die bis hierher durchgeführten Analysen des vom Wall verübten Effektes auf die Verteilungen der Immissionskonzentration beziehen sich alle auf die in der Simulation für die Ammoniakemission des Stalles angesetzte Gesamtquellstärke von  $2100 \text{ kg a}^{-1}$  und das für die Quellstärken der einzelnen Quellen Q1, Q2+Q3, Q4 und Q5+Q6 angenommene Verhältnis von 4:1:1:4 (Quellkombination Nr. 21). Auf die Werte der relativen Konzentrationsänderung hat die Gesamtquellstärke, die für die beiden Situationen mit Wall bzw. ohne Wall unverändert bleibt,

keinen Einfluss. Um den Einfluss der unterschiedlichen Quellkombinationen auf den ermittelten Effekt des Walles zu untersuchen, werden die durch den Wall bewirkten relativen Konzentrationsänderungen auch für alle weiteren in Tabelle 6.4 aufgeführten 49 Kombinationen berechnet und für die östlich des Walles gelegenen Beobachtungspunkte Nr. 7 bis Nr. 18 als Boxplots dargestellt. Abbildung 6.27 zeigt diese für die Beispielperiode I-7, Abbildung 6.28 für den Zeitraum des ersten Jahres.

Es wird deutlich, dass der Effekt des Walles stark von der betrachteten Kombination der Quellen abhängt. Die Auswirkungen der verschiedenen Quellpositionen auf den erzielten Effekt werden auch im folgenden Abschnitt 6.5.4.2 noch im Einzelnen dargestellt werden. Anhand der Boxplots lassen sich bereits folgende Aspekte feststellen:

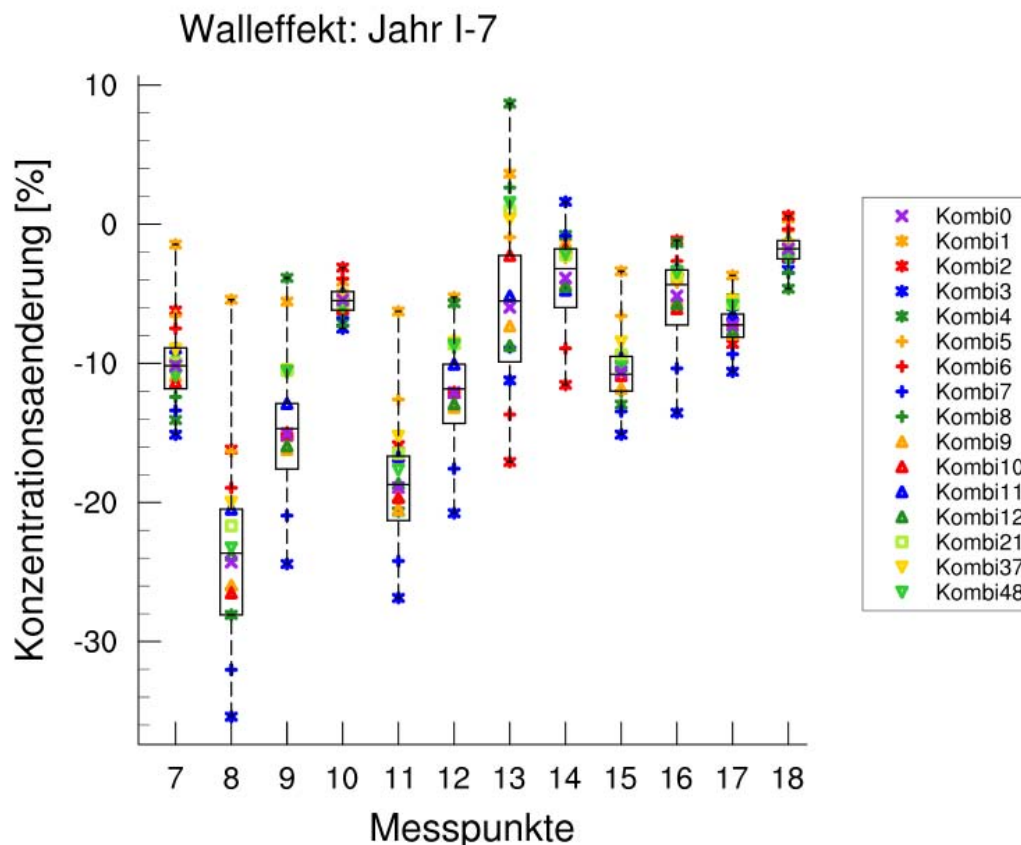


Abbildung 6.27: Für Quellkombinationen simulierter Walleffekt in Messperiode I-7

Die Boxplots stellen Minimum, unteres Quartil, Median, oberes Quartil und Maximum der für die in Tabelle 6.4 aufgeführten 49 Quellkombinationen simulierten, durch den Wall bewirkten relativen Konzentrationsänderungen an den östlich des Walles gelegenen Beobachtungspunkten dar. Zusätzlich sind die Werte einiger ausgewählter Kombinationsmöglichkeiten (siehe Legende) als farbige Datenpunkte aufgetragen. Den Simulationen liegt sowohl für die Situation mit Wall als auch ohne Wall die Windklassen-Häufigkeitsstatistik der Messperiode 7 des Jahres I zugrunde.

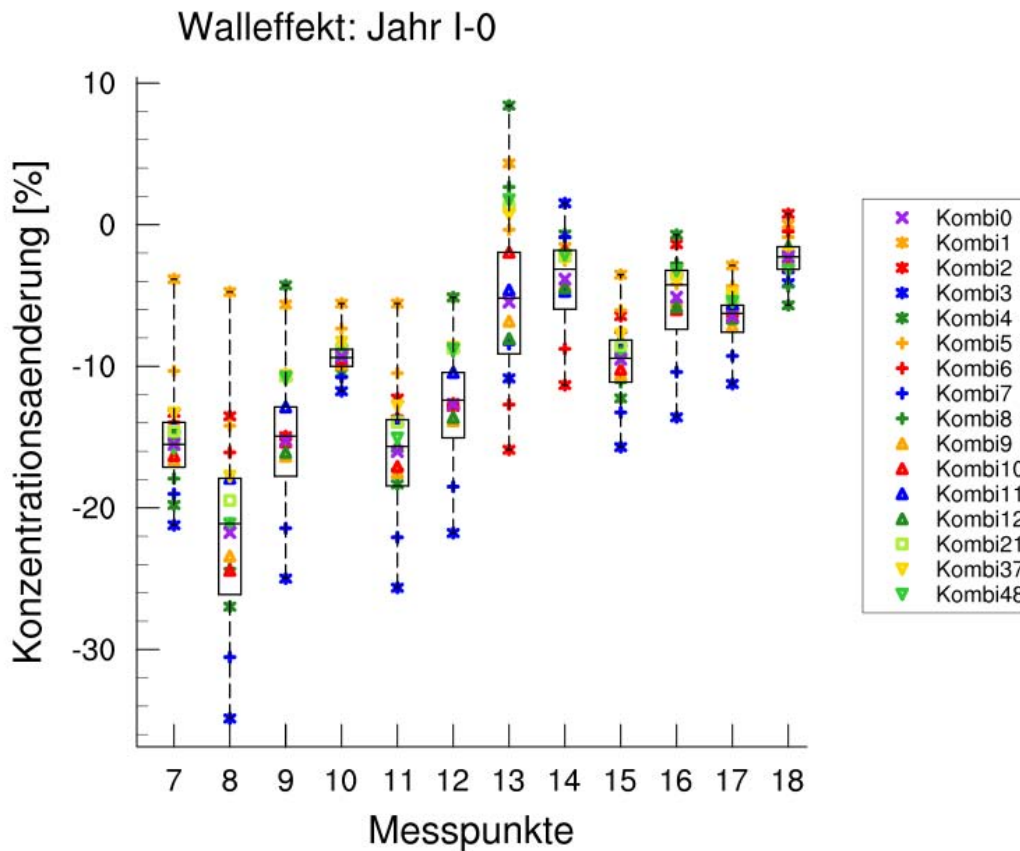


Abbildung 6.28: Für verschiedene Quellkombinationen simulierter Walleffekt im Jahr I

Darstellung wie in Abbildung 6.27. Den Simulationen liegt sowohl für die Situation mit Wall als auch ohne Wall die Windklassen-Häufigkeitsstatistik des ersten Messjahres zugrunde.

- Die relative Konzentrationsänderung ist an den weiter entfernt liegenden Punkten Nr. 14 bis 18 (in ca. 200 m bis 400 m Abstand zum Stall) sowohl im Mittel der verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten schwächer ausgeprägt als an den näher zum Stall liegenden Punkten (Nr. 7 bis 9, 11 und 12), als auch weniger stark von der spezifischen Quellkombination abhängt. D.h. der Einfluss der individuellen Kombination der Einzelquellen auf die Konzentrationsverteilung wie auch auf die durch den Wall bewirkten Immissionsänderungen verliert sich mit größerer Distanz vom Emissionsort, weil sich die Immissionsfelder der unterschiedlichen Quellpositionen durch die turbulente Ausbreitung in der Atmosphäre einander zunehmend angleichen.
- Die stärksten Reduktionen an den östlich des Walles gelegen Monitoringpunkten werden für Quellkombinationen mit überwiegendem, vielmehr alleinigem Anteil der Emissionen aus den Quellen des Laufplatzes Q4 (Nr. 3 und 7: blaue Sterne und Kreuze)

und der Seitenöffnungen Q2+Q3 (Nr. 2 und 6: rote Sterne und Kreuze) erzielt, den schwächsten Effekt hat der Wall meistens bei überwiegender Emission aus den Quellen am Dachfirst Q1 (Nr. 1: gelbe Sterne) oder den Toren Q5+Q6 (Nr. 4: grüne Sterne).

- Bei der in den vorstehenden Analysen betrachteten Kombination Nr. 21 (hellgrünes Quadrat, mit überwiegendem Emissionsanteil aus Dach- und Torquellen) liegt der Effekt im Vergleich zu den anderen Kombinationsmöglichkeiten eher im mittleren bis schwachen Bereich.
- Der MP Nr. 10 zeigt in der Reihe der betrachteten Monitoringpunkte einen auffällig geringen simulierten Minderungseffekt durch den Wall. Er liegt im Gegensatz zu den Punkten Nr. 8, 9, 11 und 12 ein Stück weiter nördlich als das nördliche Wallende, d.h. außerhalb des durch die Walllänge bei westlicher Anströmung optimal abgeschirmten Bereiches.
- An Punkt 13 und Punkt 14 werden für einzelnen Quellkombinationen für viele Messperioden Immissionserhöhungen durch den Wall simuliert. Auch diese Fälle sind dadurch zu erklären, dass die Punkte Nr. 13 und 14 wie der Punkt Nr. 10 im Vergleich zu den anderen betrachteten Punkten weiter südlich bzw. nördlich liegen und somit weiter entfernt sind von der Mittelachse durch Stall und Wall. Dadurch verringert sich die Effektivität der durch den Wall bewirkten Abschirmung vor den am Stall freigesetzten Emissionen. Vielmehr deuten die erhöhten Immissionskonzentrationen darauf hin, dass hier eine Verlagerung der Strömung um den Stall und den Wall eine Verlagerung der Schadstoffahnen nach sich zieht, die in diesen Fällen zu einer erhöhten Belastung an den entsprechenden Punkten führt.

#### **6.5.4.2 Untersuchung des Walleffektes unabhängig von spezifischen Windverteilungen und Messperioden**

Im Folgenden soll der potentielle Effekt des Immissionsschutzwalles in den Modellsimulationen unabhängig von der spezifischen Windverteilung während des Messzeitraumes, jedoch unter dem Einfluss verschiedener Windgeschwindigkeiten und Quellkonfigurationen betrachtet werden.

Hierfür werden die normierten Konzentrationsfelder  $\tilde{c}_{\text{Mittel}, q}$  der einzelnen Quellen (Dachfirst Q1, Laufplatz Q4) bzw. der einzelnen Quellpaare (Seitenöffnungen  $\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q7} = \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q2} + \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q3}$ , Stalltore  $\tilde{c}_{\text{Mittel}, Q8} = \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q5} + \tilde{c}_{\text{Mittel}, Q6}$ ) für ausgewählte Windgeschwindigkeiten bei einer homogenen Windrichtungsverteilung betrachtet. Das heißt, bei der Kombination der Einzelsimulationen einer Quelle und einer Geschwindigkeitsklasse nach Gleichung ( 5.18 ) wird

für alle 64 Haupt-, Zwischen- und Stützwindrichtungen dieselbe Häufigkeit  $h_k = 1$  angenommen.

In Abbildung 6.29 sind die normierten Konzentrationsverteilungen bei homogener Windrichtungsverteilung für die Windgeschwindigkeitsklasse 4 (Anströmgeschwindigkeit  $u_R = 3 \text{ m s}^{-1}$ ) als Horizontalschnitt der im Höhenbereich von 3 bis 3,5 m gemittelten Verteilung für die Situation ohne Wall für die vier verschiedenen Quellen bzw. Quellpaare dargestellt. Im nahen Umfeld des Stalles sind die spezifischen Eigenheiten der Verteilungen unterschiedlicher Quellpositionen eindeutig zu erkennen. So zeichnet sich die Immissionsverteilung bei der Ammoniakfreisetzung vom Laufplatz (Q4, Grafik c) durch höhere Konzentrationen nördlich des Stallgebäudes und auffallend geringe Konzentrationen südlich des Gebäudes aus. Da dieser Bereich vom Laufplatz aus gesehen im Windschatten des Stallgebäudes liegt, wird der Transport der am Laufplatz emittierten Luftschadstoffe hierher behindert. Die Konzentrationsverteilungen der beiden Quellpaare (Q2+Q3, Grafik b bzw. Q5+Q6, Grafik d) zeichnen sich insbesondere durch ihre zweigeteilte Form mit den zwei Maxima im Bereich der beiden Teilquellen an der Ost- und Westseite bzw. der Nord- und Südseite des Stallgebäudes aus. Die geringsten Maximalwerte im Höhenintervall von 3 bis 3,5 m weist die Konzentrationsverteilung der Quelle am Dachfirst (Q1, Grafik a) auf, weil in diesem Fall die Emissionen einige Meter oberhalb des betrachteten Höhenniveaus freigesetzt werden. Die maximalen Konzentrationswerte bei Emission aus dieser Quelle treten um den Dachfirst in Höhen von ca. 9 m auf.

Mit zunehmender Entfernung von der Quellposition nehmen die quellspezifischen Merkmale der Konzentrationsverteilungen ab, sodass sich die Konzentrationsverteilungen der vier Quellen zunehmend demselben konzentrischen Verteilungsmuster annähern.

Abbildung 6.30 zeigt analog zu Abbildung 6.29 die Situation mit dem Immissionsschutzwall östlich des Stalles. Abgesehen von den Änderungen unmittelbar am Wall sind die Unterschiede zwischen den Verteilungen mit und ohne Wall in den Darstellungen kaum zu erkennen. Hauptsächlich im Gebiet östlich des Stalles zeigt sich eine leichte Verlagerung der Isolinien hin zum Stallgebäude, was als eine Verringerung der Konzentration in diesem Bereich durch die Wirkung des Stalles zu deuten ist.

Um den Effekt des Walles besser analysieren zu können, ist in den Grafiken der Abbildung 6.31 die Differenz zwischen den Konzentrationsfeldern der Simulationen mit und ohne Wall (Abbildung 6.30 bzw. Abbildung 6.29) dargestellt.

Grundsätzlich zeigen die horizontalen Verteilungen der unterschiedlichen Quellen ein gemeinsames Muster, dahingehend, dass westlich und östlich des Stalles sich Bereiche negativer Differenz ausprägen, d.h. hier durch den Wall eine Immissionsminderung erzielt wird. Dagegen

sind nördlich und südlich des Stalles Bereiche positiver Differenz zu finden, d.h. Immissionserhöhungen durch die Wirkung des Walles. Die individuelle Ausprägung der Bereiche wird hingegen stark von der jeweiligen Position der Emissionsquelle beeinflusst. Die stärksten und räumlich ausgedehntesten Immissionsminderungen bewirkt der Wall bei Emission aus der östlichen Seitenöffnung (Q2, Grafik b) sowie nachfolgend für den Laufplatz (Grafik c). Dagegen ist der Einfluss des Walles auf die Immission aus der Dachfirstquelle sehr schwach (Grafik a). Der starke Effekt auf die Verteilung der Schadstoffe aus der (östlichen) Seitenöffnung begründet sich in der Lage dieser Emissionsquelle im engen Raum zwischen Stall und Wall. Der bei westlicher Anströmung im Lee des Gebäudes gelegene Wall bewirkt hier eine Verlängerung des Strömungshindernisses, sodass die Luft nach der Überströmung des Staldaches nicht direkt an der östlichen Stallwand zum Boden sondern zunächst auch über den Wall geführt wird. Dadurch werden zwischen Stall und Wall die Geschwindigkeiten wie in der Folge auch die Turbulenz der Luftströmung reduziert, sodass die hier freigesetzten Stoffmengen länger vor Ort verbleiben, was sich in der starken Konzentrationserhöhung an der östlichen Stallseite bis zum Wall ausdrückt. Im Bereich jenseits des Walles resultiert aus diesem abschirmenden Effekt die deutliche Konzentrationsverminderung. An der Nordseite des Stallgebäudes freigesetzte Emissionen werden in den Situationen mit Wall bei westlicher Anströmung ebenfalls zu einem Teil in dem Zwischenraum zwischen Wall und Stall eingefangen. Ein anderer Teil wird in östlicher Richtung verteilt, muss jedoch den das Stallgebäude nach Norden überragenden Teil des Walles über- bzw. nördlich umströmen. Aus dieser Verschiebung der Ausbreitungswege resultieren die Konzentrationsverringerng östlich des überstehenden Wallstückes sowie die Konzentrationserhöhungen nördlich neben dem Wall. Auch die besonders ausgeprägte Konzentrationserhöhung südlich des Gebäudes im Fall der Emission aus den Stalltoren (Grafik d) zeugt von einer Verlagerung des Transportweges, da die Luftströmung um das Gebäude herum in der Situation mit Wall einen weiteren Bogen beschreibt, der neben dem Stall auch den Wall umschließt.

Während die Konzentrationsverteilungen in niedrigen Höhen durch den Wall sowohl Erhöhungen wie auch Verringerungen der Immission aufweisen, treten in größerer Höhe darüber vor allem Immissionsverstärkungen auf. Diese Konzentrationserhöhungen sind insbesondere oberhalb der Gebiete mit Konzentrationsminderungen in den niedrigeren Höhenbereichen ausgeprägt, wie der Vergleich der Abbildung 6.32, die die Konzentrationsänderung von der Simulation ohne Wall zur Simulation mit Wall im Höhenintervall von 17 bis 20 m zeigt, mit der Abbildung 6.31 verdeutlicht. Dies weist wiederum darauf hin, dass durch den Wall vor allem eine lokale räumliche Verlagerung der Immissionen stattfindet. Beide Abbildungen zeigen

ebenso, dass die Veränderungen in der Konzentrationsverteilung nur eine geringe Reichweite besitzen.



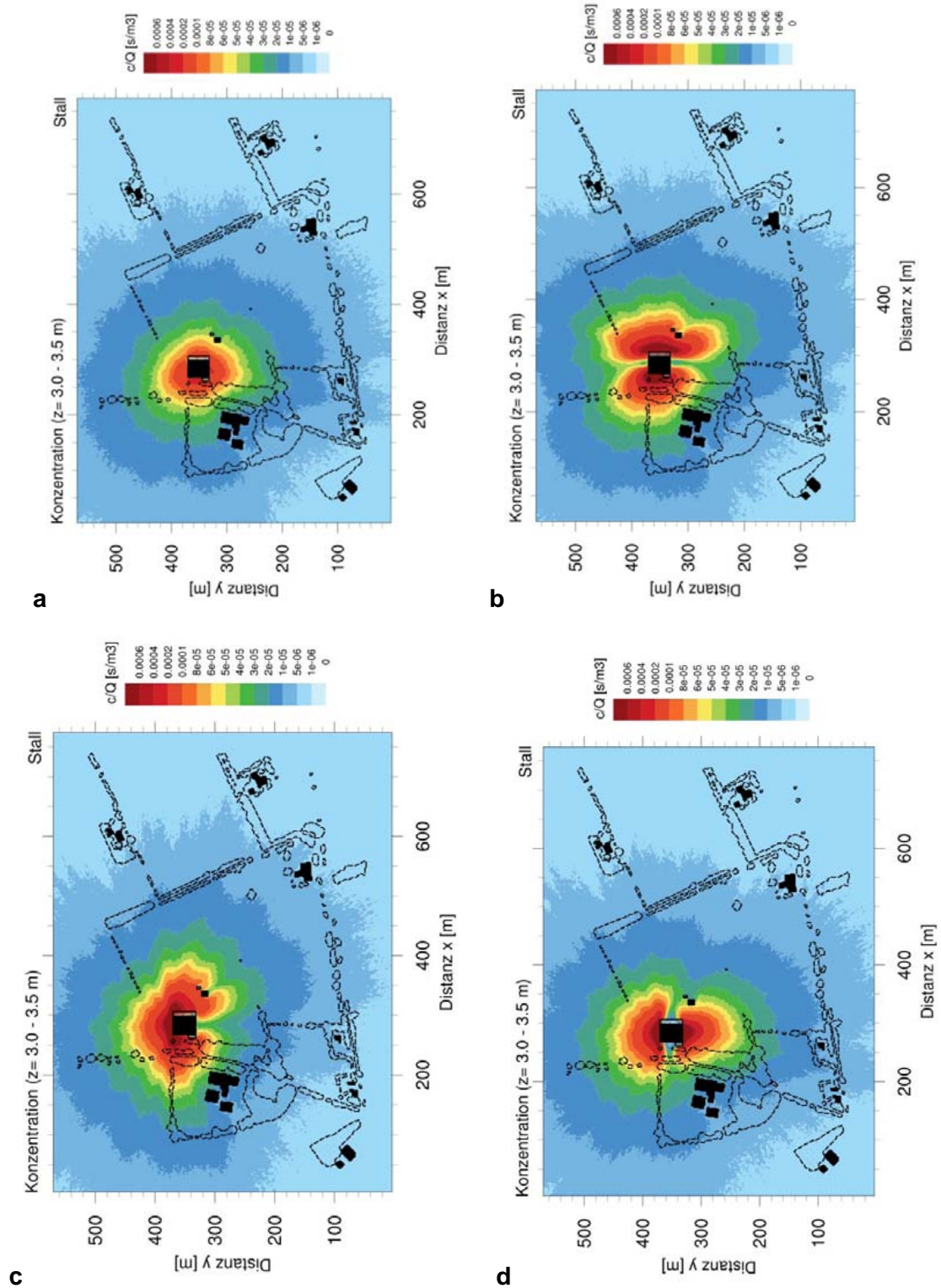


Abbildung 6.29: Konzentrationsverteilung ohne Wall bei homogener Windrichtungsverteilung

Dargestellt ist die im Höhenintervallintervall von 3 bis 3,5 m Höhe gemittelte horizontale Verteilung der auf die Quellstärke normierten Immissionskonzentration im Analysegebiet ohne Wall bei einer homogenen Häufigkeitsstatistik der Windrichtung und einer Anströmgeschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  in 5 m Höhe für unterschiedliche Quellpositionen: a) Q1: am Dachfirst, b) Q2+Q3: westliche und östliche Seitenöffnungen, c) Q4: Laufplatz, d) Q5+Q6: nördliches und südliches

Tor. Schwarze Konturen zeigen die Strömungshindernisse (Gehölze, Gebäude, Wall) an, massive Bauwerke in dem betrachteten Höhenintervall sind schwarz gefärbt.

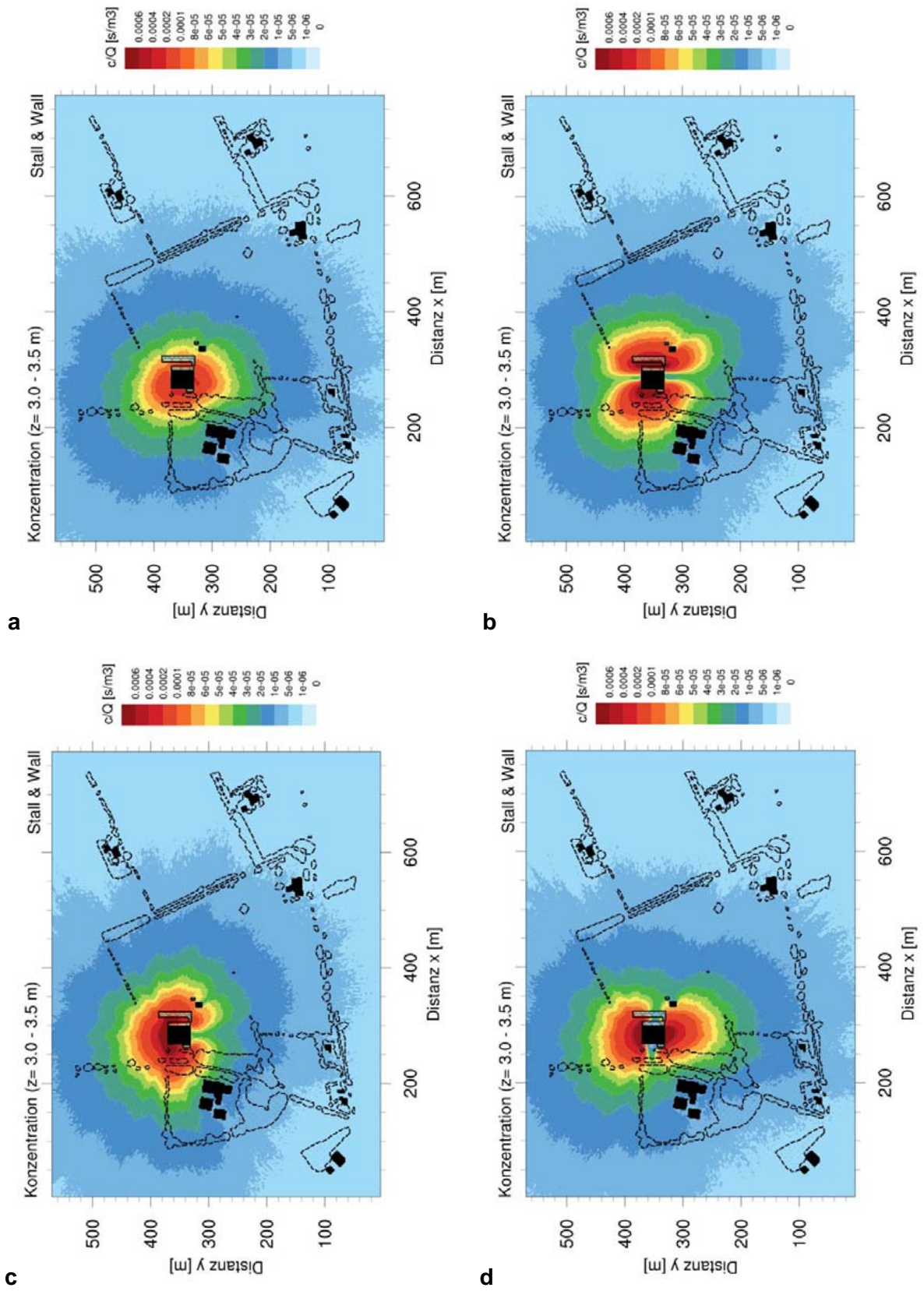


Abbildung 6.30: Konzentrationsverteilung mit Wall bei homogener Windrichtungsverteilung

Darstellung analog zu Abbildung 6.30, hier für die Situation mit Wall östlich des Stallgebäudes für die Quellen a) Q1: am Dachfirst, b) Q2+Q3: westliche und östliche Seitenöffnungen, c) Q4: Laufplatz, d) Q5+Q6: nördliches und südliches Tor.

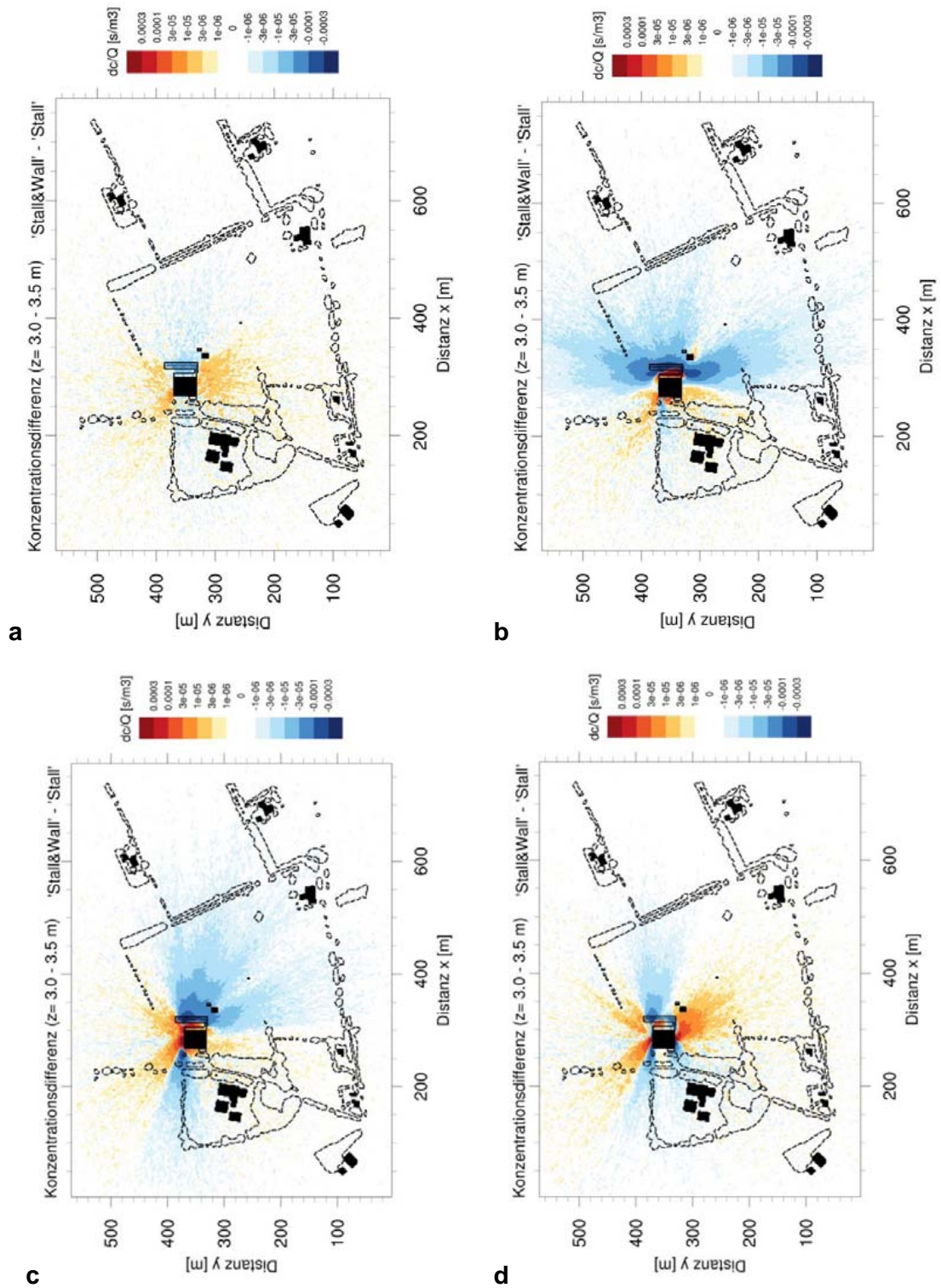


Abbildung 6.31: Durch Wall bewirkte Konzentrationsänderung in niedriger Höhe bei homogener Windrichtungsverteilung

Dargestellt ist die Differenz der normierten Konzentration zwischen den Simulationen mit und ohne Wall im Horizontalschnitt des Höhenintervalls 3 – 3,5 m bei einer homogenen Häufigkeitsstatistik der Windrichtung und einer Anströmgeschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  in 5 m Höhe für unterschiedliche Quellpositionen: a) Q1: am Dachfirst, b) Q2+Q3: westliche und östliche Seitenöffnungen, c) Q4: Laufplatz, d) Q5+Q6: nördliches und südliches Tor. Schwarze Konturen zeigen die Strömungshindernisse (Gehölze, Gebäude, Wall) an, massive Bauwerke in dem betrachteten Höhenintervall sind schwarz gefärbt.

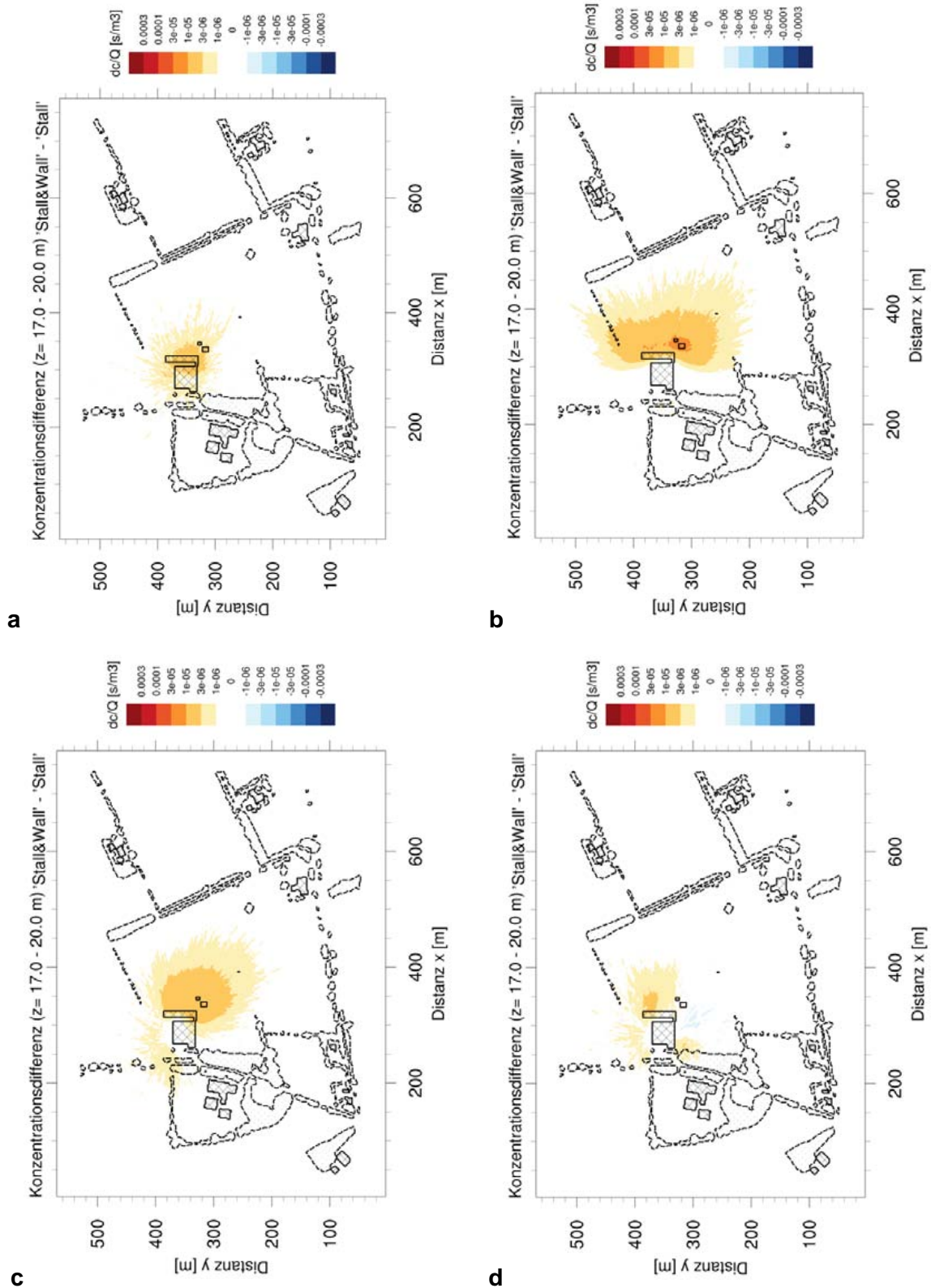


Abbildung 6.32: Durch Wall bewirkte Konzentrationsänderung in größerer Höhe bei homogener Windrichtungsverteilung

Darstellung wie in Abbildung 6.31, hier jedoch für die mittleren Konzentrationen des Höhenbereiches 17 – 20 m, d.h. oberhalb der Gebäude und Gehölzbestände, für die Quellen a) Q1: am

Dachfirst, b) Q2+Q3: westliche und östliche Seitenöffnungen, c) Q4: Laufplatz, d) Q5+Q6: nördliches und südliches Tor.

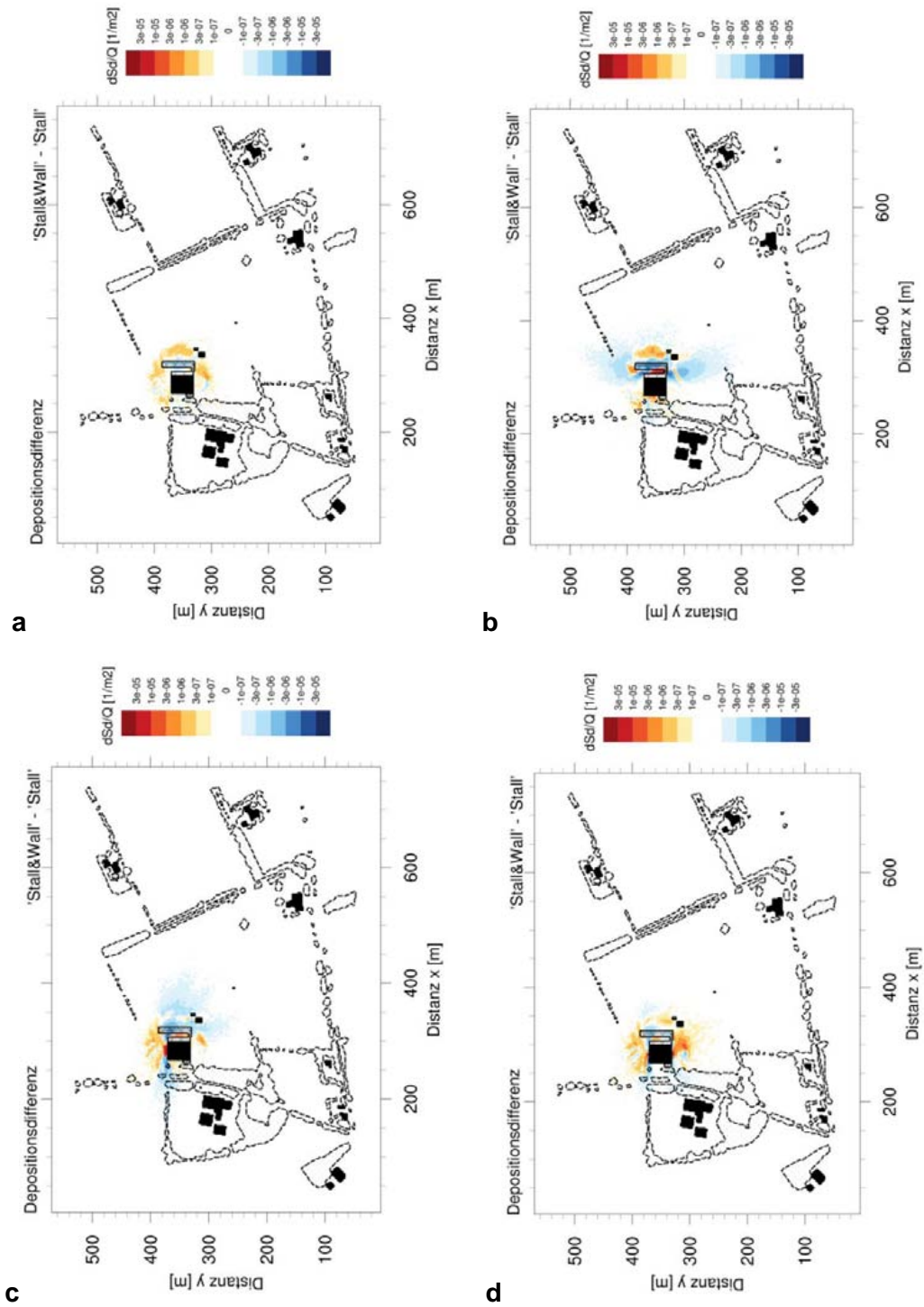


Abbildung 6.33: Änderung der Deposition durch Wall bei homogener Windrichtungsverteilung

Dargestellt ist die horizontale Verteilung der Differenz des auf die Quellstärke von  $Q = 1 \text{ ME s}^{-1}$  normierten Depositionsmassenflusses  $S_d$  (Einheit:  $\text{ME s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ ) zwischen den Situationen mit Wall und ohne Wall. Eine positive Differenz bedeutet eine Erhöhung der Deposition im Fall mit Wall gegenüber der Referenzsituation ohne Wall. Die Simulationen wurden für eine homogene Häufigkeitsstatistik der Windrichtung, eine Anströmgeschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  in 5 m Höhe und unterschiedliche Quellpositionen durchgeführt: a) Q1: am Dachfirst, b) Q2+Q3: westliche und östliche Seitenöffnungen, c) Q4: Laufplatz, d) Q5+Q6: nördliches und südliches Tor. Schwarze Konturen zeigen die Strömungshindernisse (Gehölze, Gebäude, Wall) an, massive Bauwerke



in dem betrachteten Höhenintervall sind schwarz gefärbt; die grau umrandeten Rechtecke markieren die Lage der sieben Analyseflächen.

Insofern sind die Konzentrationsänderungen im Wesentlichen auf zeitliche Verlangsamungen oder räumliche Verlagerungen des Forttransportes des Luftschadstoffes von den Emissionsquellen zurückzuführen. Eine durch den Wall bewirkte Verstärkung der Deposition spielt hier als Ursache für verminderte Immissionskonzentrationen eine untergeordnete Rolle.

Vielmehr resultieren Unterschiede in den Depositionsfeldern der Simulationen mit und ohne Wall im Wesentlichen aus den Änderungen der Konzentrationsverteilungen. Sie zeigen eine ähnliche Struktur (vgl. Abbildung 6.33 und Abbildung 6.31) und sind auf einen engen Bereich um den Stall begrenzt. Für die Quellen Q1, Q4 und das Quellpaar Q5+Q6 treten hier vor allem leichte Depositionserhöhungen in den Bereichen nördlich und südlich neben dem Stall und Wall hervor, für das Quellpaar Q2+Q3 und die Quelle Q4 auch Depositionserhöhungen im Zwischenraum zwischen Stall und Wall sowie Depositionsverringerungen östlich und zum Teil auch weiter nördlich und südlich des Walles auf. Einen Unterschied zu den Änderungen der Konzentrationsverteilungen bildet ein bogenförmiges Gebiet ein Stück östlich hinter dem Wall, das sich insbesondere bei Q1 und Q2 durch eine Konzentrationserhöhung auszeichnet und bei Q4 zumindest durch recht geringe Änderungen zwischen den umgebenden deutlicheren Depositionsverringerungen auffällt. Diese Anomalie ist auf den auf der Leeseite des Strömungshindernisses abwärtsströmenden Strömungsast zurückzuführen, der durch die Präsenz des Walles nach Osten verschoben wird. Die Luft dieses Strömungsastes führt hohe Schadstoffgehalte mit sich und führt dort, wo sie auf den Boden trifft, zu einer höheren Deposition.

Der Vergleich der Konzentrationsfelder sowie deren Änderungen durch den Wall unter dem Einfluss verschiedener Windgeschwindigkeiten zeigt für alle Quellen deutlich eine Reduktion der Konzentrationen sowie eine Schwächung der durch den Wall hervorgerufenen absoluten Konzentrationsänderungen mit zunehmender Windgeschwindigkeit. Repräsentativ ist dieses Verhalten in Abbildung 6.34 und Abbildung 6.35 am Beispiel der Quelle am Dachfirst (Q1) für die drei Windgeschwindigkeiten von  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  (obere Grafik),  $3 \text{ m s}^{-1}$  (mittlere Grafik) und  $6 \text{ m s}^{-1}$  (untere Grafik) dargestellt.

Der Einfluss der Windgeschwindigkeit sowie der Entfernung und der Höhe des Beurteilungsortes auf die durch den Wall bewirkten Immissionsänderungen der unterschiedlichen Quellen wird auch in Abbildung 6.36 und Abbildung 6.37 deutlich. Dabei werden die unter den oben genannten Bedingungen berechneten Konzentrationsänderungen durch den Wall für ausgewählte Analyseflächen (siehe Abbildung 6.25) betrachtet. Die Analyseflächen haben eine Größe von  $50 \text{ m} \times 50 \text{ m}$  und sind parallel zu den Achsen des Stallgebäudes und des Walles

ausgerichtet. Die Gebiete liegen in westlicher Richtung mit einem Abstand von 50 m, 150 m, 250 m und 350 m zum Wall.

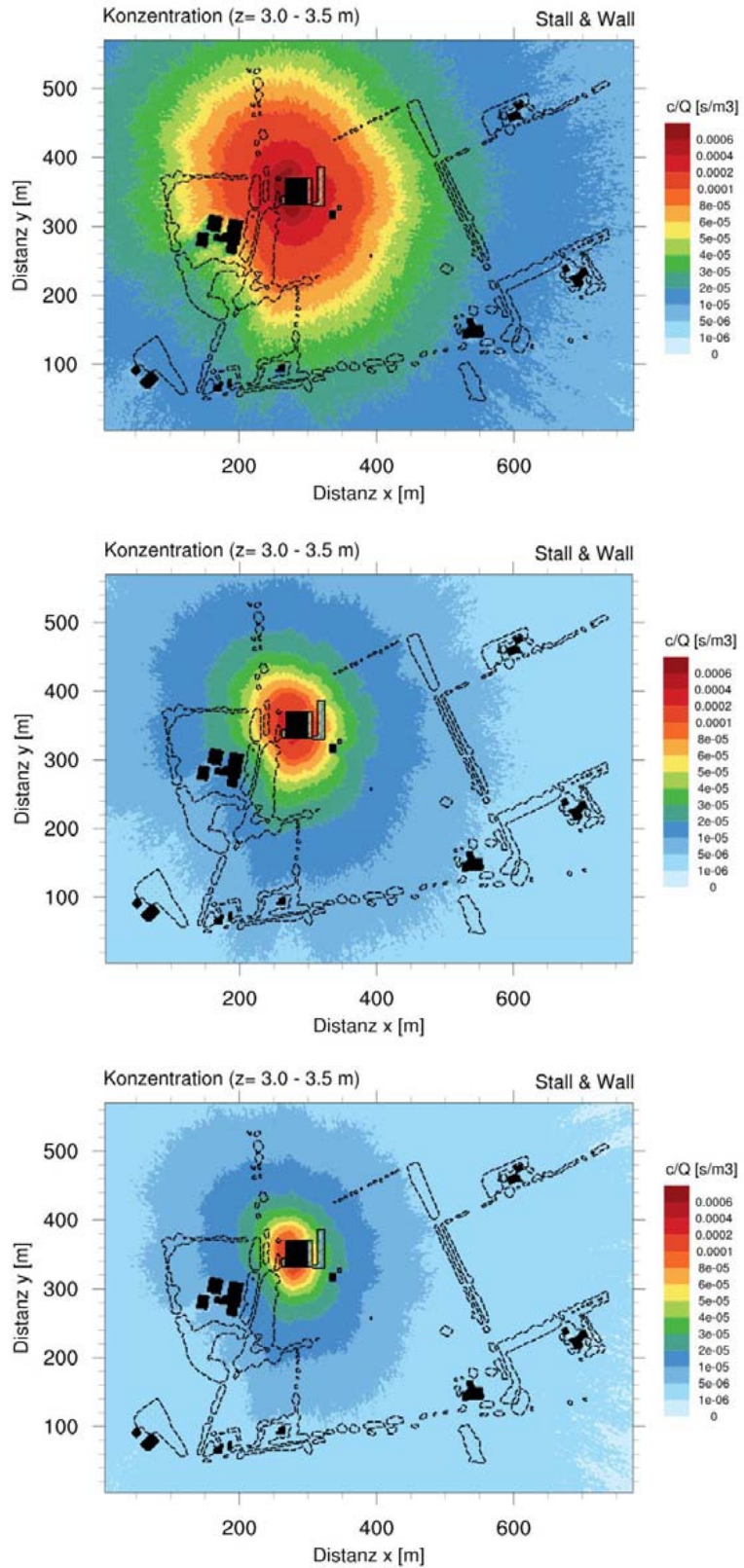


Abbildung 6.34: Konzentrationsverteilung bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten

Dargestellt sind Horizontalschnitte der normierten Konzentration im Höhenintervall 3 – 3,5 m bei Emission aus der Quelle am Dachfirst des Stalles für eine homogene Windrichtungsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen 0, 4 und 6; die entsprechenden Anströmgeschwindigkeiten in 5 m Höhe betragen  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  (oben),  $3 \text{ m s}^{-1}$  (Mitte) bzw.  $6 \text{ m s}^{-1}$  (unten).

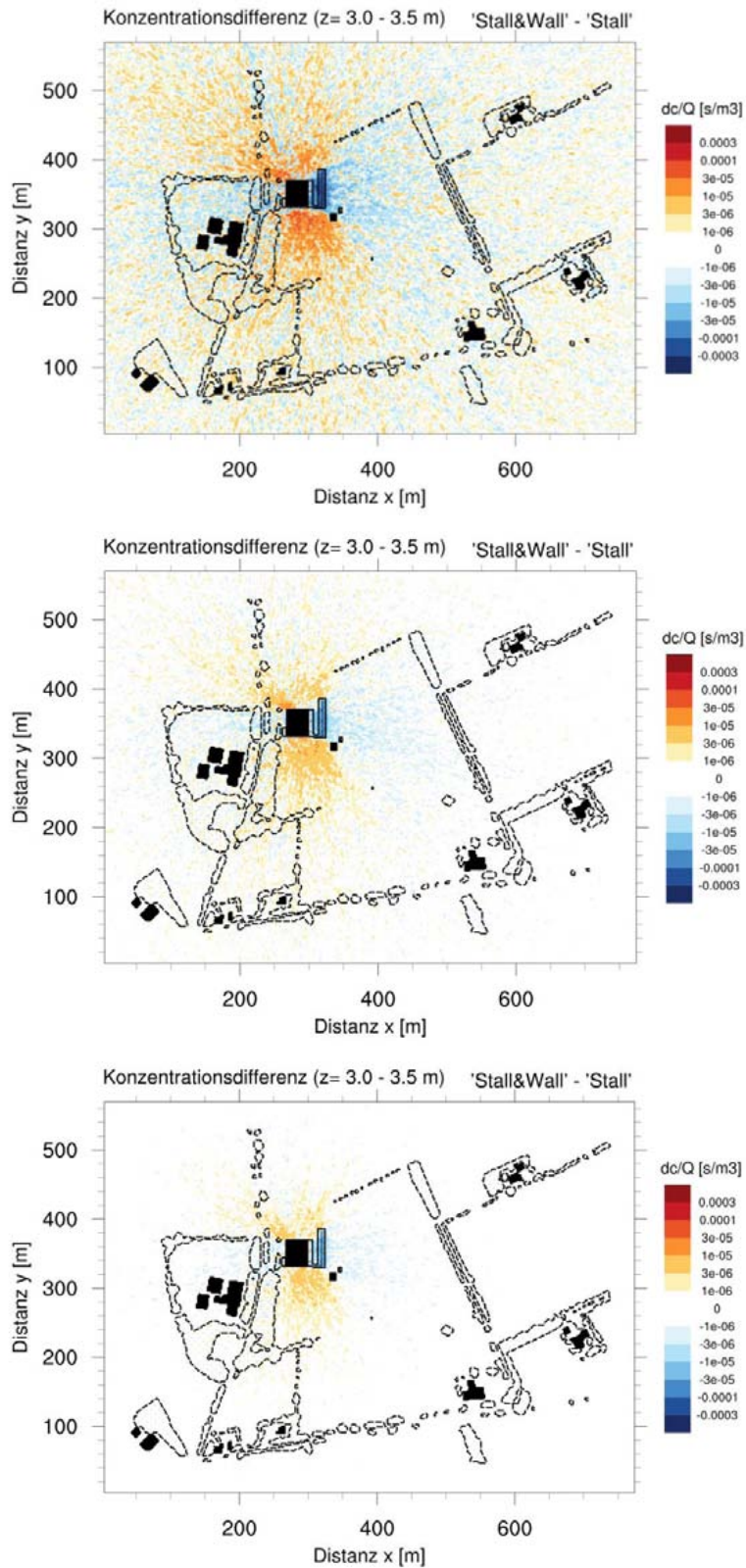


Abbildung 6.35: Einfluss der Windgeschwindigkeit auf Immissionsänderung durch den Wall  
Dargestellt sind Horizontalschnitte der Differenz der normierten Konzentration im Höhenintervall 3 – 3,5 m zwischen den Situationen mit und ohne Wall bei Emission aus am Dachfirst des Stalles und einer homogenen Windrichtungsverteilung für die Windgeschwindigkeitsklassen 0,

4 und 6; die entsprechenden Anströmgeschwindigkeiten in 5 m Höhe betragen  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  (oben),  $3 \text{ m s}^{-1}$  (Mitte) bzw.  $6 \text{ m s}^{-1}$  (unten).

In der Analyse zeigt sich, dass, wie zuvor beschrieben, die absoluten Änderungen mit zunehmender Windgeschwindigkeit schwächer ausfallen. Hingegen werden die relativen Änderungen mit zunehmender Windgeschwindigkeit eher verstärkt, auch wenn sich kein einheitliches Bild für alle Quellpositionen und alle Beurteilungsorte gewinnen lässt.

Im Gebiet 50 bis 100 m östlich des Walles betragen die quellstärkennormierten Konzentrationsminderungen bei einer Windgeschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  je nach Quelle ca.  $10^{-6} \text{ s m}^{-3}$  bis  $10^{-5} \text{ s m}^{-3}$ , was relativen Immissionsänderungen von -6 % bis -27 % entspricht. In 350 bis 400 m Entfernung zum Wall belaufen sich sämtliche Änderungen hingegen nur noch auf unter 10 % der Referenzkonzentrationen. Die stärksten relativen Immissionsminderungen werden in den Gebieten 1 bis 4 in niedrigeren Höhen für Emissionen vom Laufplatz (Q4) erzielt, danach folgen die Quellpaare der Tore (Q5+Q6) und der Seitenöffnungen (Q2+Q3). Der schwächste Minderungseffekt tritt für die etwas höher am Dachfirst positionierte Quelle (Q1) ein.

Für die Konzentrationserhöhungen in der Höhe zwischen 17 und 20 m zeigen die Daten der Analysefelder 1 bis 4 ebenfalls eine deutliche Abnahme des Effektes mit zunehmender Entfernung nach Osten. Die stärksten relativen Erhöhungen um ca. 25 % treten in 50 – 100 m Entfernung für Emissionen vom Laufplatz (Q4) auf, danach folgen wiederum die Seitenöffnungen (Q2+Q3) mit ca. 17 bis 25 % und die Tore (Q5+Q6) mit ca. 10 %. Die schwächsten Änderungen zeigt wiederum die Dachquelle Q1 mit relativen Konzentrationserhöhungen unter 5 %. Die Änderungen nehmen bei allen Quellen schnell mit zunehmender Entfernung ab, bereits ab dem 150 bis 200 m entfernten Gebiet treten auch Konzentrationsverringerungen für einige Quellen oder Windgeschwindigkeiten auf. Allerdings betragen diese Änderungen nur weniger als -5 % der Referenzkonzentrationen. Der Wechsel von Konzentrationserhöhungen zu Konzentrationsminderungen in dieser Höhe ist darauf zurückzuführen, dass sich der in Bodennähe befindliche Bereich der Konzentrationsminderungen im Nahbereich des Walles mit zunehmender horizontaler Entfernung in seiner vertikalen Erstreckung ausdehnt.

Bezüglich des Einflusses der Windgeschwindigkeit ist auch in der Höhe für alle Quellen eine stärkere absolute Änderung bei geringeren Windgeschwindigkeiten auszumachen, wobei die Daten der Konzentrationsreduktion in den weiter entfernten Gebieten nicht betrachtet werden. Die entsprechenden relativen Änderungen in 17 – 20 m zeigen hingegen für die meisten Quellen eine andere Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit als in den niedrigeren Höhen: Auch die relativen Konzentrationszunahmen steigen bei den Quellen Q4, Q2+Q3 und Q5+Q6

mit abnehmenden Windgeschwindigkeiten an, wohingegen die relativen Konzentrationsabnahmen in 3 – 3,5 m Höhe für geringere Windgeschwindigkeiten schwächer ausfallen. Eine Ausnahme bildet hier die Dachfirstquelle Q1, deren relative Konzentrationszunahmen mit zunehmender Windgeschwindigkeit anwachsen.

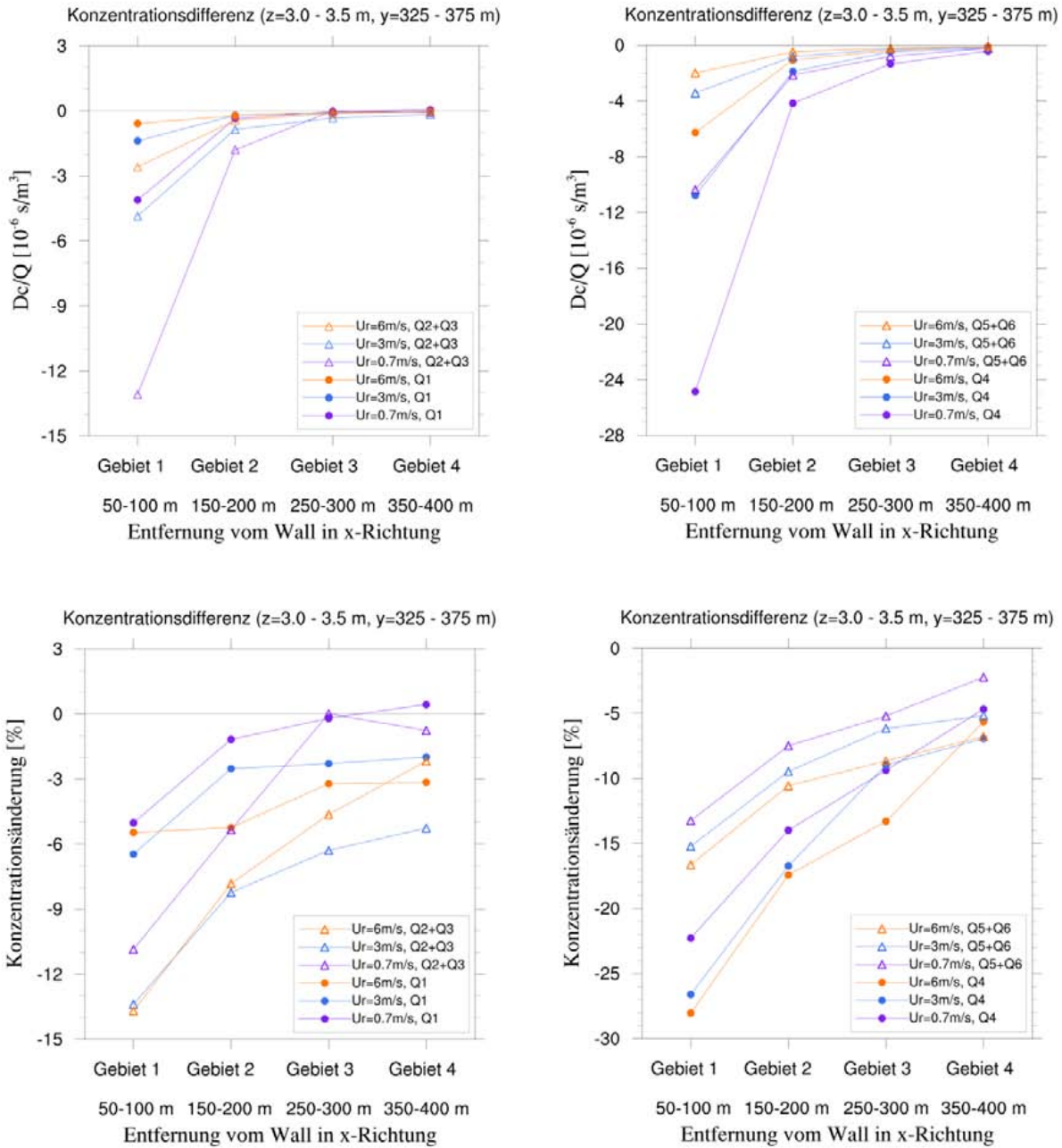


Abbildung 6.36: Walleffekt in geringer Höhe unter Einfluss der Quellposition, Windgeschwindigkeit und Entfernung

Dargestellt ist die durch den Wall verursachte Änderung der mittleren Konzentration in den Analysegebieten 1 bis 4 (vgl. Abbildung 6.25) in 3 bis 3,5 m Höhe sowohl als absolute Differenz (obere Grafiken) als auch als prozentualer Anteil der jeweiligen mittleren Immissionskonzentration der Situation ohne Wall (untere Grafiken). Die Abbildungen zeigen die

Ergebnisse bei homogener Windrichtungsverteilung für die Quellen Q1 (Dachfirst, Kreise in Grafiken links), Q2+Q3 (Seitenöffnungen, Dreiecke in Grafiken links), Q4 (Laufplatz, Kreise in Grafiken rechts) sowie Q5+Q6 (Tore, Dreiecke in Grafiken rechts), jeweils für drei unterschiedliche Windgeschwindigkeiten von  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  (lila),  $3 \text{ m s}^{-1}$  (blau) und  $6 \text{ m s}^{-1}$  (orange).

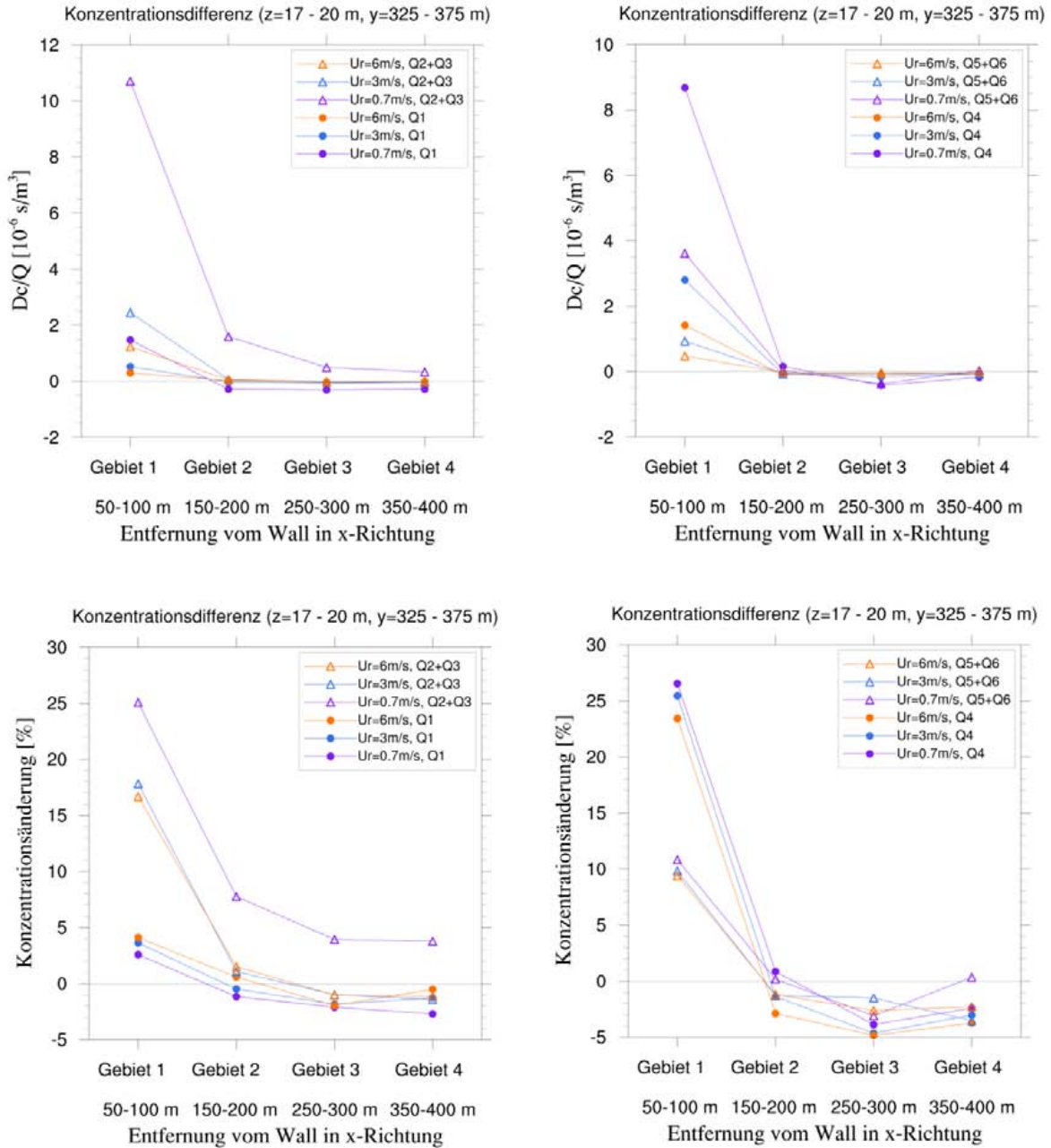


Abbildung 6.37: Walleffekt in größerer Höhe unter Einfluss der Quellposition, Windgeschwindigkeit und Entfernung

Dargestellt ist die durch den Wall verursachte Änderung der mittleren Konzentration in den Analysegebieten 1 bis 4 (vgl. Abbildung 6.25) in 17 bis 20 m Höhe sowohl als absolute Differenz (obere Grafiken) als auch als prozentualer Anteil der jeweiligen mittleren Immissionskonzentration der Situation ohne Wall (untere Grafiken). Die Abbildungen zeigen die Ergebnisse bei homogener Windrichtungsverteilung für die Quellen Q1 (Dachfirst, Kreise in Grafiken links), Q2+Q3 (Seitenöffnungen, Dreiecke in Grafiken links), Q4 (Laufplatz, Kreise in



Grafiken rechts) sowie Q5+Q6 (Tore, Dreiecke in Grafiken rechts), jeweils für drei unterschiedliche Windgeschwindigkeiten von  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  (lila),  $3 \text{ m s}^{-1}$  (blau) und  $6 \text{ m s}^{-1}$  (orange).

## 7 Diskussion

*LWK, IMuK*

Die Möglichkeiten effizienter Maßnahmen zur Senkung von Ammoniakemissionen bei vorhandenen Rinderställen sind sehr begrenzt. Das Ziel des Projektes war deshalb, die Minderungswirkung von Immissionsschutzpflanzungen in der Umgebung solcher freibelüfteten Stallanlagen festzustellen. In der Literatur existieren zwar Hinweise darüber, dass eine Barriere zwischen einer Emissionsquelle und einem Immissionsort zur Änderung der Luftströme und dadurch zur Senkung der Immissionen führt (Asman, 2008, Theobald, 2003), eine quantitative Übertragung dieser Erkenntnisse auf praxisrelevante Bedingungen in der Landwirtschaft gelingt hiermit jedoch nicht.

Das ursprüngliche Ziel, einen Minderungseffekt von Gehölzpflanzungen zu untersuchen, musste zu Beginn des Projektes aufgrund fehlender Untersuchungsobjekte aber auch wegen genehmigungsrechtlicher Vorbehalte zur Umsetzbarkeit dieser nur zeitverzögert wirksamen Immissionsschutzmaßnahme verworfen werden. Deutlich günstigere Ausgangsbedingungen versprach dagegen ein für diesen Zweck errichteter insgesamt 5,5 m hoher Immissionsschutzwall.

Die Untersuchungen zu dieser Frage erfolgten an einem modernen freibelüfteten Rinderstall. Aus vergleichenden Messungen und Modellierungen der Ammoniakkonzentrationen leeseitig des Stalles vor und nach Errichtung des Immissionsschutzwalles wurde der Minderungseffekt abgeleitet, der unter den Bedingungen von 3 – 3,5 m Höhe (relevant für Modellierungen nach TA Luft) zwischen 3 % in 350 – 400 m Entfernung und 12 % in 50 – 100 m Entfernung lag. Gemittelt über den 400 m langen Messtransekt betrug die Minderung etwa 7 %. Weil die mit der niedrigeren Milchleistung im 2. Versuchsjahr (ohne Wall) verbundene geringere  $\text{NH}_3$ -Emission (Dämmgen 2016) bei der Modellierung nicht berücksichtigt wurde, bedeutet dies in der Konsequenz eine Verringerung des Minderungseffektes um ca. 2 %, welches in der Summe eine maximale Minderung von ca. 10 % bedeutet. Dieser Wert liegt deutlich unter dem Niveau des von ASMAN (2008) für 10 m hohe Gehölzstreifen ermittelten Minderungseffektes von 18 % in 50 m Entfernung bei einer Quelhöhe von 10 m. Diese Angaben beruhen allerdings lediglich auf Modellrechnungen und wurden nicht wie in vorliegendem Fall durch Messungen

validiert. Von abschirmenden Gehölzen wird Ammoniak zwar durch Assimilation stärker absorbiert als von rein mechanischen Hindernissen. Die von Mohr & Dämmgen (2013a) ermittelten Depositionsraten von maximal  $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  am Waldrand weisen jedoch auf Mengen hin, die sich bei den vergleichsweise schmalen Gehölzstreifen in engen Grenzen halten und gegenüber den Emissionen vernachlässigbar sind.

Für die Untersuchungen kamen Messungen und mehrere Simulationsmodelle zum Einsatz. Dennoch sind Ungenauigkeiten unvermeidbar, die allein bei der Immissionsmessung  $\pm 16\%$  betragen. Bei der Modellierung von Ammoniakimmissionen werden von Loubet et al. 2009 Streuungen in einer Größenordnung von mindestens  $\pm 20\%$  genannt. Sie entstehen dadurch, dass wesentliche Eingangsparameter wie Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Rauigkeit und die Lage und Quellstärke einzelner Stallöffnungen von den realen Bedingungen abweichen. Zudem lassen sich die Strömungs- und Depositionsbedingungen von Luftschadstoffen in der Umwelt auch von komplexen Ausbreitungsmodellen nur begrenzt nachzeichnen.

Für die numerischen Simulationen der von dem Versuchsstall ausgehenden  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen wurde das Modellsystem ASMUS-PARAT verwendet, wobei mit PARAT die Konzentrationsfelder berechnet wurden. Das Modell ASMUS wurde als Strömungsmodell gewählt, da sich mit dem Modell verschiedene Anströmungsrichtungen und Anströmungsgeschwindigkeiten betrachten lassen. Des Weiteren lassen sich in ASMUS Objekte wie Häuser und Bäume als Hindernis in einer vorgegebenen Strömung berücksichtigen. Auch durch die hohe Auflösung (horizontal 2 m und vertikal 0,5 m), die in dem mikroskaligen Modell verwendet werden kann, eignet sich ASMUS für die Untersuchungen. Hierdurch ist es möglich, die Abmessungen des Walles und des Stallgebäudes recht realitätsnah darzustellen. Die Berechnungen des Strömungsfeldes wurden für neutrale Schichtung durchgeführt, welche mit etwa 60 % Vorkommen die häufigste thermische Schichtung in den Messzeiträumen war. Für die anderen Wetterbedingungen ist von einer tolerierbaren Unsicherheit in den Strömungs- und Turbulenzfeldern auszugehen.

Daneben birgt die ungenaue Festlegung der Emissionsorte und -quellstärke am Stall für die Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Immissionen ein Fehlerrisiko. Da keine genauen Informationen zur Gesamtquellstärke und zur Verteilung der Quellstärke auf die einzelnen Quellen (Dachfirst, Laufplatz, etc.) durch Messungen vorlagen, wurde die Gesamtquellstärke anhand von Literaturwerten und den Ergebnissen der Immissionsmessung mit 2100 kg Ammoniak pro Jahr mithilfe der in der TA Luft (2002) genannten Emissionsfaktoren abgeschätzt. Dieser Massenstrom spiegelte sich in dem Niveau der modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen plausibel wider.

Ammoniak tritt bei freibelüfteten Stall an mehreren Orten aus, ihre Lage und der Beitrag zur Gesamtemission spielt bei der Wirkung des Walles eine entscheidende Rolle. Bei separater Betrachtung einzelner Quellkombinationen ist festzustellen, dass die stärkste Reduktion an den östlich vom Wall gelegenen Monitoringpunkten erzielt wird, wenn überwiegend vom Laufplatz oder aus der östlichen Seitenöffnung Ammoniak emittiert wird. Schwächer ist hingegen der Minderungseffekt, wenn der Hauptanteil der Ammoniakemissionen am Dachfirst oder an den Stalltoren freigesetzt wird. Allgemein entfaltet der Wall seine größte Immissionsschutzwirkung bei Emissionen aus Quellen geringer Höhe und zentraler Position luvseitig des Walles.

Aufgrund sehr variabler Verhältnisse, die in hohem Maße von der Konstruktion des Stalles und den Anströmbedingungen abhängen ist die Übertragbarkeit von Literaturdaten sehr begrenzt. Krause et al. (2011) errechneten aus Strömungssimulationen für Windgeschwindigkeiten von 2 und 4,5 m s<sup>-1</sup> einen Anteil des Emissionsmassenstroms von etwa 90 % über die windabgewandte Seitenwandlüftung. Bezogen auf den Versuchsstall hätte dieser Anteil einen deutlich stärkeren Minderungseffekt mit sich gebracht, die Modellierungsergebnisse aus der entsprechenden Quellkombination standen jedoch nicht mit den Messergebnissen in Einklang.

Die Verteilung der Gesamtquellstärke auf die einzelnen Quellen wurde daher durch Kalibrierung des Modells über den Abgleich der Simulationswerte mit den Beobachtungswerten ermittelt. Die beste Übereinstimmung wurde erzielt, wenn die NH<sub>3</sub>-Emission zum größten Teil an den Stalltoren (40 %) und am Dachfirst (40 %) stattfindet. Jeweils 10 % des Ammoniaks werden in dieser Situation von dem Auslaufbereich vor dem Stall sowie aus den Seitenöffnungen freigesetzt (Quellkombination).

Einzelne Messperioden fallen durch eine überwiegende Unter- oder Überschätzung der Beobachtungsdaten durch die Simulationsdaten auf, der durch eine veränderte Gesamtquellstärke von z.B. 1800 kg a<sup>-1</sup> oder 2200 kg a<sup>-1</sup> in der Modellierung im Einzelnen entgegengewirkt werden könnte. Diese können resultieren aus veränderten Freisetzungsraten, u.a. infolge des temperaturbedingten Jahresganges von Ammoniakemissionen in freibelüfteten Ställen (vgl. u.a. Schrade et al. (2012), Schrade (2009), Angrecka und Herbut (2014)). Da jedoch hierzu nur sehr ungenaue und z.T. widersprüchliche Angaben vorlagen, wurde auf eine solche Anpassung verzichtet.

Hinzu kommt, dass von ASMUS-PARAT nicht die Durchströmung des Stallgebäudes berücksichtigt wird. In den Simulationen betragen die Windgeschwindigkeit und die Geschwindigkeitsfluktuationen in allen Gebäuden 0 m s<sup>-1</sup>. Die Modellpartikel können nicht in die Gebäude eindringen oder sie durchqueren. Die Geschwindigkeit der Luftströmung an den Öffnungen

des Stallgebäudes, mit der die Ammoniakemissionen vom Stallgebäude forttransportiert werden, wird in den Simulationen des Modellsystems unterschätzt. Darüber hinaus werden Einflüsse der Windrichtung auf die einzelnen Quellstärken in dem Modellsystem nur teilweise durch die Paar-Kombination der an der Ost- und Westseite des Stallgebäudes befindlichen Seitenöffnungen sowie der an der Nord- und Südseite befindlichen Stalltore berücksichtigt. Einflüsse der Windgeschwindigkeit auf die Emissionsstärke der einzelnen Quellen werden in den durchgeführten Simulationen ebenfalls nicht aufgegriffen.

Der Minderungseffekt wird im Wesentlichen durch die vom Wall veränderten physikalischen Bedingungen hervorgerufen (vgl. Plate 1971). Der Bodenvegetation kommt als Senke grundsätzlich eine Bedeutung zu. Am Versuchstransect handelte es sich um beweidetes, zweimal im Jahr gedüngtes Grünland bei dem die trockene Deposition von Ammoniak aufgrund des erhöhten Kompensationspunktes eine geringe Rolle spielt (Wichnik et al 2007, Sutton et al 1993), zumindest aber sich zwischen beiden Messperioden nicht wesentlich voneinander unterschieden haben dürfte.

Bei der Betrachtung des Walleffekts wurde die Ausbreitung der Ammoniakemissionen durch die modifizierte Luftströmung berechnet; dabei wurde allerdings nicht die durch den Wall verursachten Geschwindigkeitsänderungen der Luftbewegung innerhalb des Stalles berücksichtigt, wodurch es zu einer Veränderung der Austauschvorgänge an den Oberflächen und der Ammoniakemission kommt (Sommer und Hutchings 1995). Eine reduzierte Strömungsgeschwindigkeit und Lüftung des Stalles zieht eine Erhöhung der Luft- und Substrattemperatur im Stall nach sich, was zu einer Erhöhung der Emissionen beiträgt (Sommer und Hutchings 1995). Um den Einfluss von Windgeschwindigkeit und Temperatur auf die Ammoniakemissionen an den Quellen genau zu erfassen, müssten andere Modelle als Ergänzung zu dem hier verwendeten, die Strömungs- und Ausbreitungsaspekte betrachtenden Modellsystem hinzugezogen werden. Hilfreich wären in diesem Sinne auch Emissionsmessungen an den unterschiedlichen Öffnungen des Stalles gewesen, um diese adäquat in den Simulationen ansetzen zu können.

Die im Zentrum des Stalles vorgenommenen Klimamessungen konnten das komplexe Strömungsgeschehen im Stall zwar nicht wiedergeben, die Ergebnisse deuten allerdings auf Veränderungen der Luftbewegung von einer Quer- zur Längsrichtung, also auf einen zwischen den Stalltoren verlaufenden Pfad nach außen hin. Durch das verstärkte Ausweichen der Luftmassen durch die nahezu ständig geöffneten Ausgänge wurde der Wall vermutlich stärker umströmt. Beidseitig geschlossene Pforten – die den spontanen Auslauf der Kühe zwar verhindern würden – hätten daher vermutlich einen höheren Wirkungsgrad des Immissionschutzwalles zur Folge.

Auch die Beobachtungsdaten können zumindest zeitweilig aufgrund der heterogenen Nutzung des Untersuchungsgebietes mit Fehlern behaftet sein. Trotz der relativ hohen Messdichte und einer separaten Berechnung der Immissionskonzentrationen von externen Quellen variierte die Vorbelastung während der Düngerausbringung mitunter zeitlich und räumlich anders als die Messergebnisse an den Referenzpunkten 18 und 23.

Trotz o.g. Unsicherheiten zeigte sich, dass die simulierten Konzentrationen auf dem Niveau der Messwerte liegen. Dabei tendiert die Simulation an den Punkten im Nahbereich des Stalles zur Überschätzung und an den weiter (ca. 200 m) entfernten Punkten zur Unterschätzung der Konzentrationswerte. Der festgestellte Minderungseffekt von maximal 10 % in 50 - 100 m Entfernung bietet ein geringes Schutzpotential für kleinflächige, niedrigwüchsige Ökosysteme. Auch bei kleineren Milchviehbetrieben liegen in dieser Entfernung die N-Depositionen oftmals jedoch auf einem Niveau, das eine deutlich höhere Senkung erforderlich macht. In einer Entfernung von über 200 m ist der Effekt von marginaler Bedeutung. In allen Fällen liegt der festgestellte Minderungseffekt innerhalb der Modellunsicherheit, sodass weitere Untersuchungen erforderlich sind, um dieses Minderungsniveau zu bestätigen. Dabei wäre eine Erhöhung der Immissionsminderung durch einen optimierten, d.h. in Höhe, Länge und Position (Abstand) an die spezifische Quellformation und die Lage der Schutzgutfläche angepassten Immissionsschutzwall zu erstreben.

Generell sind die Ergebnisse der vorgenommenen Analyse zum immissionsmindernden Effekt des Erdwalles auf Situationen übertragbar, in denen ein ähnlicher Aufbau des Stalles, der emittierenden Quellen und des Immissionsschutzwalles gegeben ist und die Stallstätte in einem ähnlich strukturierten Gebiet mit entsprechender Windverteilung liegt. Während die absoluten Konzentrationsänderungen sowohl von den Anteilen der einzelnen Quellen an der Gesamtemission als auch von der in den Simulationen angesetzten Höhe der Gesamtemission abhängen, ist die Höhe der relativen Konzentrationsänderungen unabhängig von der zugrunde gelegten Gesamtemissionsstärke der Stallstätte gültig, sofern die Emissionsstärke konstant bleibt. Nur bei der gleichzeitigen Betrachtung mehrerer Quellen oder zeitlich (z.B. zwischen den Situationen mit und ohne Wall) variierender Gesamtquellstärke bleibt die Abhängigkeit vom Verhältnis der verschiedenen Emissionsstärken auch für relative Konzentrationsänderungen bestehen.

Durch die Annahme neutraler Schichtungsbedingungen ist die Übertragbarkeit auf Situationen mit überwiegend labiler oder stabiler thermischer Schichtung nicht uneingeschränkt möglich.

## **8 Fazit**

Die Untersuchungen belegen einen nennenswerten Minderungseffekt von Immissionsbarrieren. Die Höhe des festgestellten Minderungseffektes in der Beurteilungshöhe von 3 bis 3,5 m lag in dem vorliegenden Fall entfernungsabhängig zwischen 0 und 10 %. Vor allem für den Schutz weiter entfernt liegender (> 200), stickstoffempfindlicher Biotope liegt dieser Beitrag auf einem Niveau, das, in Anbetracht des Aufwandes für die Herstellung eines Immissionsschutzwalles und der gegenwärtigen Unsicherheit dieser Ergebnisse, für die landwirtschaftliche Praxis aktuell nicht von Bedeutung ist. Für die Umsetzung derartiger Immissionsschutzmaßnahmen sind daher weitergehende Untersuchungen zur Optimierung und Quantifizierung des Minderungseffektes erforderlich.

## **Danksagung**

Diese Untersuchungen ließen sich nur durch die dauerhafte Unterstützung des Stallbesitzers, dessen Namen wir an dieser Stelle ungefragt nicht nennen möchten, durchführen. Die Errichtung und die anschließende Entfernung des Dammes und die vielen Messgeräte auf seinen Flächen und im Stall erforderten für ihn und seine Familie bei der alltäglichen Arbeit Mehraufwand und Rücksicht. Auch den benachbarten Landwirten sei für Ihre Unterstützung bei den Untersuchungen herzlich gedankt.

## Literatur

Angrecka S, Herbut P (2014): The Impact of Natural Ventilation on Ammonia Emissions from Free Stall Barns. *Pol. J. Environ. Stud.* 23(6), 2303-2307.

Asman W (2008): Entrapment of ammonia, odour compounds, pesticide sprays and pathogens by shelterbelts. Aarhus Universitet (Hrsg). Aarhus.

Asman W, Sutton M, Schjoerring J (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol.* 139, 27-48.

Asman WAH (2008): Entrapment of ammonia, odour compounds, pesticide sprays and pathogens by shelterbelts. *DJ F PLANT SCIENCE NO. 135*, ISBN: 87-91949-29-7. 1-167

Blackadar A (1962): The vertical distribution of wind and turbulent exchange in a neutral atmosphere. *J. Geophys. Res.* 67(8), 3095-3102.

Blatter A, Neftel A (1990): Vergleich dreier Messtechniken zur Bestimmung von Ammoniakemissionen und -immissionen. *KTBL (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt. Sekt. 3. Darmstadt.* 1-21.

Bleizgys R, Bagdonienė I, Baležentienė L (2013): Reduction of the Livestock Ammonia Emission under the Changing Temperature during the Initial Manure Nitrogen Biomineralization. In: *The ScientificWorld Journal.* 7pp. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/825437> (17.02.2016)

Bobbink K, Brau S, Nordin A, Power S, Schütz K, Strengborn J, Weijters M, Tomassen H (2011): Review and revision of empirical Critical Loads and dose-responds relationships. In: *Proceedings of an expert workshop Noorderwijkerhoud 23-27 June 2010. RIVM-report 680359002/2011, 1-243.*

Builtjes P, Hendriks E, Koenen M, Schaap M, Banzhaf S, Kerschbaumer A, Gauger T, Nagel H-D, Scheuschner T, Schlutow A (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. UBA (Hrsg.): *Texte 38/2011, Dessau-Roßlau.*

Businger J, Wyngard J, Izumi Y, Bradley E (1971): Flux-profile relationships in the atmospheric surface layer. *J. Atmos. Sci.* 28, 181-189.

Dämmgen U (2016): Mündliche Mitteilung, basierend auf fortlaufende Studien zu: Dämmgen U: Calculations of emission from German agriculture. In: *Landbauforschung, Sonderheft 324, 1-410, Braunschweig.*

DWD (2005): Bestimmung der in Austal2000 anzugebenden Anemometerhöhe. Anlage 1. Im Internet abrufbar unter: [www.austal2000.de/data/2006-02-07/Bestimmung\\_ha\\_e2005.pdf](http://www.austal2000.de/data/2006-02-07/Bestimmung_ha_e2005.pdf)

Gross G (2011): Modellbeschreibung von ASMUS. Werkstattbericht Nr. 7/2011. IMuK, Hannover.

Gross G, Vogel H, Wippermann F (1987): Dispersion over and around a steep obstacle for varying thermal stratification - numerical simulations. *Atmos. Environ.* 21(3), 483-490.

Günther R (2012): Einfluss von Bäumen auf das Stadtklima und die thermische Behaglichkeit. Simulationen mit einem mikroskaligen Modellsystem. IMuK, Hannover.

Janicke L (2014): AUSTAL2000 - Programmbeschreibung zu Version 2.6, Stand: 26.6.2014. Ingenieurbüro Janicke, Dunum, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau.

Janicke L (2000): IBJparticle. Eine Implementierung des Ausbreitungsmodells, VDI 3945 Blatt 3: Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Partikelmodell. Ingenieurbüro Janicke, Dunum.

Köster M, Lohrengel B, Hainsch A, Klasmeier E, Dämmgen U, Mohr K, Wallasch M (2012): Passivsammler-Messungen zur Erfassung der Ammoniak-Belastung in Niedersachsen - Beurteilung der Ammoniak-Hintergrundbelastung in Niedersachsen 2009 bis 2011 - Abschlussbericht. Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim (Hrsg.). 1-83. <http://www.umwelt.niedersachsen.de/luft/LUEN/sonderberichte/beurteilung-der-ammoniak-hintergrundbelastung-in-niedersachsen-2009-bis-2011-109069.html> (27.9.2015)

Krause K-H, Hinz T, Linke S, Retz S (2011): Messung der Ammoniakemission und Bestimmung des Emissionsfaktors in der Tierproduktion. In: *Landtechnik. Agricultural Engineering*. Bd. 66 (6), 473-476. DOI: <http://dx.doi.org/10.1515/lt.2011.445>

Loubet B, Asman WAH, Theobald M R, Hertel O, Sim Tang Y, Robin P, Hassouna M, Dämmgen U, Genermont S, Cellier P, Sutton MA (2009): Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. M Sutton, S Reis, S M A Baker (Hrsg.): *Atmospheric Ammonia*. Springer Science + Business Media B. V., Dordrecht 2009. 206 – 267.

LUA NRW (Hrsg.) (2006): Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmisions-Richtlinie Merkblatt 56 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

LWK VK (2015): Wetterberichte der Versuchsstation Wehnen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen.

Manier G (1975): Vergleich zwischen Ausbreitungsklassen und Temperaturgradienten. *Meteorol. Rdsch.* 28, 6-11.



Mohr K, Dämmgen U (2013a): Belastung von Wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch Ammoniak und Ammonium in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen : Teil 1, Bestimmung und Bewertung von Dosis-Größen. *Landbauforschung - applied agricultural and forestry research*, Band 63, Heft 2, 115-128.

Mohr K, Dämmgen U (2013b): Belastung von Wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch Ammoniak und Ammonium in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen : Teil 2, Wirkungen auf Böden und Vegetation. *Landbauforschung - applied agricultural and forestry research*, Band 63, Heft 2, 129-142.

Mohr K, Suda J, Brümmer C, Hurkuck M, Kros H, Kutsch W, Woesner E (2013): Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST). Abschlussbericht, Projekt Interreg IV A.

Schrade S (2009): Ammoniak- und PM10-Emissionen im Laufstall für Milchvieh mit freier Lüftung und Laufhof anhand einer Tracer-ratio-Methode. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

Schrade S, Zeyer K, Gygax L, Emmenegger L, Hartung E, Keck M (2012): Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmos. Environ.* 74, 183-194.

Schrade S (2009): Ammoniak- und PM10-Emissionen im Laufstall für Milchvieh mit freier Lüftung und Laufhof anhand einer Tracer-Ratio-Methode. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 13.

SMUL (2005): Immissionsschutzwald. Empfehlungen zur Anlage und Behandlung um Tierproduktionsanlagen. Hrsg.: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Dresden. ISBN 3-932967-63-1. 1-24

Sommer SG, Hutchings N (1995): Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. *Water Air Soil Poll.* 85, 237 - 248.

Staatscourant (2011): Regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu van 3 oktober 2011, nr. DP2011054567, tot wijziging van de Regeling ammoniak en veehouderij.

Sutton MA, Pitcairn CER, Fowler D (1993): The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. In: *Advances in Ecological Research* 24, 301 – 390.

TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift vom 24.7.2002 zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft). *GMBI* 25 - 29, 511 - 605.

Thöni L, Seitler E, Blatter A, Neftel A (2003): A passive sampling method to determine ammonia in ambient air. *J. Environ. Monit.* 5. 96-99.

UBA (2016): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff. <http://gis.uba.de/website/depo1/> (21.2.2016)

VDI (1996): Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Gauß-Wolken-Modell. VDI 3945, Blatt 1.

VDI (2006): Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Depositionsparameter. VDI 3782, Blatt 5.

VDI (2009): Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Gauß'sches Fahrenmodell zur Bestimmung von Immissionsgröße. VDI 3782, Blatt 1.

VDI (2010): Messen von Ammoniak in der Außenluft - Probenahme mit Passivsammlern - fotometrische oder ionenchromatografische Analyse. VDI 3869, Blatt 4 (Entwurf). 1-23.

VDI (2011): Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen. Haltungsverfahren und Emissionen. Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. VDI 3894, Blatt 1. Düsseldorf.

Von Haaren C (2004): Landschaftsplanung. Stuttgart. 1-527.

Wichnik Kruit RJ, van Pul WAJ, Otjes RP, Hofschreuder P, Jacobs AFG, Holtslag AAM, 2007. Ammonia fluxes and derived canopy compensation points over non-fertilized agricultural grassland in the Netherlands using the new gradient ammonia-high accuracy-monitor (GRAHAM). *Atmospheric Environment* 41, 1275-1287.

Wilke C ((2008): Die planerische Umsetzung des naturschutzrechtlichen Vermeidungsgebotes. Eine Untersuchung an Verkehrswegeplanungen in Berlin und Brandenburg. In: *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 130, 1-209.