

Stickstoffdynamik im Umfeld von Rinderanlagen

Schriftenreihe, Heft 24/2010



Bewertung der Stickstoffdynamik im Umfeld von Rinderanlagen

Dr. Andrea Kaltz, Dr. Johannes Jacob, Dr. Steffen Pache,
Dr. Henning Andreae, Dr. Horst-Günter Kath

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
1.1	Aufgabenstellung	10
1.2	Messkonzeption	11
1.2.1	Emissionen	12
1.2.2	Immissionen.....	20
2	Untersuchungsobjekte	20
2.1	Auswahl der Standorte.....	20
2.1.1	Auswahlkriterien.....	20
2.1.2	Standorte	20
2.1.3	Festlegung der Messpunkte.....	21
2.2	Erfassung der tierspezifischen Daten	22
2.3	Ermittlung der Schadstoffemission.....	24
2.3.1	Ermittlung der Schadstoffemissionen mit Emissionsfaktoren.....	24
2.3.2	Ermittlung der Schadstoffemission mit Volumenstrommessung	26
2.3.3	Vergleich der Ermittlungsmethoden.....	30
3	Erfassung der meteorologischen Daten	31
4	Erfassung der Ammoniakimmissionen mit dem DOAS-Trassenmesssystem	31
4.1	Messverfahren	31
4.2	Qualitätssicherung	32
5	Erfassung der Ammoniakimmissionen mit Passivsammlern	33
5.1	Methodik der Ammoniakmessung mit Passivsammlern nach FERM	33
5.1.1	Aufbau, Wirkungsweise und Exposition	33
5.1.2	Vorbereitung der Sammler, Aufarbeitung und Analysenverfahren	34
5.1.3	Einsatz der Passivsammler und Datenverfügbarkeit.....	34
5.2	Datenqualität.....	35
5.3	Ergebnisse der Passivsammlermessungen	38
6	Erfassung der Stickstoffdeposition	44
6.1	Methodik der Depositionsmessungen	45
6.2	Datenqualität und Datenverfügbarkeit.....	47
6.3	Ergebnisse.....	49
7	Ausbreitungsrechnungen	54
7.1	Aufgabenstellung für die Ausbreitungsrechnung.....	54
7.2	Ausbreitungsrechnung im Genehmigungsverfahren	54
7.3	Berechnung der Ammoniakimmissionskonzentration an der DOAS-Trasse	57
7.3.1	Überprüfung der Eingangsdaten auf Plausibilität.....	57
7.3.2	Auswahl der Zeiträume	57
7.3.3	Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnungen	60
7.4	Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung	62
7.4.1	Ermittlung von Immissionskenngößen entlang der DOAS-Trasse	62
7.4.2	Rückrechnung auf Emissionsstärken.....	65
7.4.3	Prüfung der Abhängigkeit des Korrekturfaktors von Temperatur und relativer Luftfeuchte	67
7.4.4	Prüfung des Einflusses der DOAS-Gerätekfunktion auf die Untersuchungsergebnisse	70
7.4.5	Vergleich von minutengenauer und stundengenauer Herangehensweise	70
7.5	Vergleich der Rückrechnungsergebnisse mit Passivsammlermesswerten	72
7.6	Ermittlung der Mindestabstände	73
8	Bewertung der Tierhaltungsverfahren	73
9	Zusammenfassung	77
10	Literatur	80
11	Anhang	83

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ausrichtung der DOAS-Trasse an Betrieb 1 und Betrieb 2 (rote Linie)	12
Abbildung 2:	Betrieb 2 – Schematische Darstellung der Messstellen und Messergebnisse für Anströmung.....	13
Abbildung 3:	Betrieb 2 – Tagesgänge für Ammoniakkonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008	15
Abbildung 4:	Betrieb 2 – Tagesgänge für Methankonzentrationen im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	16
Abbildung 5:	Betrieb 2 – Tagesgänge für Kohlendioxidkonzentrationen an der Messstelle 5 im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008	17
Abbildung 6:	Betrieb 2 – Ammoniakimmissionskonzentrationen auf der DOAS-Trasse in Abhängigkeit von Windanströmklassen im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	19
Abbildung 7:	Betrieb 1 – Ausrichtung der Passiv-/Bulk-Sammlertrasse	21
Abbildung 8:	Betrieb 2 – Ausrichtung der Passiv-/Bulk-Sammlertrasse	22
Abbildung 9:	Betrieb 1 – Verlauf der stallbezogenen Tierplatzauslastung, Jahresdurchschnittswert (gestrichelte Linie)	23
Abbildung 10:	Betrieb 2 – Verlauf der tierspezifischen Daten, Jahresdurchschnittswert (gestrichelte Linie)	23
Abbildung 11:	Betrieb 2 – Stallluftgeschwindigkeit an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windanströmklassen	27
Abbildung 12:	Betrieb 2 – Ammoniakkonzentration an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windanströmklassen	27
Abbildung 13:	Betrieb 2 – Methankonzentration an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windanströmklassen	28
Abbildung 14:	Betrieb 2 – Kohlendioxidkonzentration an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windanströmklassen	29
Abbildung 15:	Betrieb 2 – Vergleich des Tagesgangs der Ammoniakkonzentration in der Stallluft an Messstelle 5 und Messstelle 7 mit dem Tagesgang der Ammoniakimmissionskonzentration der DOAS-Trasse.....	30
Abbildung 16:	a) DOAS–Sendereinheit am Betrieb 2, b) DOAS–Container mit Empfänger und Meteorologie	32
Abbildung 17:	Aufbau eines IVL-Sammlers (Quelle: DÄMMGEN et al. 2005) sowie Montage der Sammler in der Schutzkappe (wirksame Tubuslänge l_R : 10 mm, Durchmesser Apertur: 20 mm)	33
Abbildung 18:	Relative Verfahrensstandardabweichung für den gesamten Konzentrationsbereich.....	35
Abbildung 19:	Relative Verfahrensstandardabweichung für den Konzentrationsbereich bis 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ammoniak.....	35
Abbildung 20:	Betrieb 1 – Relative Verfahrensstandardabweichung der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern an den Messpunkten	36
Abbildung 21:	Betrieb 2 – Relative Verfahrensstandardabweichung der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern an den Messpunkten	36
Abbildung 22:	Ergebnisse eines Ringversuchs der LUBW Karlsruhe am Standort Schleicherhof: Vergleich von Aktivmessungen (Denuder-Technik) mit SBS-Passivsammlern (SMUL korr.).....	37
Abbildung 23:	Betrieb 1 – Messpunkt 5 F	38
Abbildung 24:	Betrieb 1 – Gradient der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung von der Anlage; 5 F = Mistlager; 170 K bis 500 K = Messpunkte im Kiefernwald; REF = luvseitige Referenzmesspunkt im Freiland.....	39
Abbildung 25:	Betrieb 1 – Gradient der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung von der Anlage; 170 K bis 500 K = Messpunkte im Kiefernwald; REF = luvseitige Referenzmesspunkt im Freiland	39
Abbildung 26:	Betrieb 2 – Gradient der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung von der Anlage; 10 K bis 515 K = Messpunkte im Kiefernwald; REF = luvseitige Referenzmesspunkt im Freiland.....	40
Abbildung 27:	Konzentrationsverlauf der Jahresmittelwerte von Ammoniak mit zunehmendem Abstand von einer Sauenanlage in Nordrhein-Westfalen für die Jahre 2003 bis 2005 (GÄRTNER et al. 2007)	41
Abbildung 28:	Entwicklung der Jahreskonzentrationen von Ammoniak an den acht Hintergrundstationen des Staatsbetriebes Sachsenforst.....	42
Abbildung 29:	Jahreszeitliche Rhythmik der Ammoniakimmissionen der forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Bautzen.....	43
Abbildung 30:	Jahreszeitliche Rhythmik der Ammoniakimmissionen der forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Laußnitz	43
Abbildung 31:	Modell und Begriffe zur Einteilung der Gesamtdosition (Quelle: BREDEMEIER et al. 1988).....	44
Abbildung 32:	Aufbau des Messpunktes 290 K (Betrieb 1): LÖLF-Sammler mit Vogelvergrämungsringen sowie Messmast für Passivsammler	46

Abbildung 33:	Validierungsroutine nach ICP FORESTS: gemessene und berechnete Leitfähigkeit; Datensatz Betrieb 1 (n = 77), Datensatz Betrieb 2 (n = 66)	48
Abbildung 34:	Validierungsroutine nach ICP FORESTS (2009): Ionenbilanz; Datensatz Betrieb 1 (n = 77), Datensatz Betrieb 2 (n = 66).....	48
Abbildung 35:	Zeitliche Entwicklung der Monatsniederschläge an den Messpunkten der Betriebe; Betrieb 1 (Oktober 2007 – Januar 2009), Betrieb 2 (April 2008 – März 2009)	49
Abbildung 36:	Vergleich der jährlichen Stickstoffeinträge im Freiland zwischen drei regionalen Hintergrundstationen des Depositionsmessnetzes (w = wet only) und der Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF II) Lippen des LfULG sowie acht Level II-Standorten des SBS jeweils im Kalenderjahr 2008 und den Freilandstationen der untersuchten Betriebe (Betrieb 1: B1 5 F, B1 REF, Betrieb 2: B2 REF) im jeweiligen Messjahr	51
Abbildung 37:	Gegenüberstellung der über Bulk-Sammler gemessenen (KR) und als Gesamtdeposition (GD) über ein Kronenraumbilanzmodell berechneten Stickstoffeinträge; die durchgezogene Linien bei $13 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bzw. $26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ entsprechen der Vorbelastung nach DepoViewer des UBA für Wiese bzw. Nadelwald	52
Abbildung 38:	Säureäquivalenteintrag durch Stickstoff- und Schwefeldeposition im Zeitraum 1994 - 2008	53
Abbildung 39:	Betrieb 1 – Prognose anlagenbedingter Ammoniakimmissionskonzentrationen zur Festlegung der Messpunkte von Passiv- und Bulk-Sammlern	55
Abbildung 40:	Betrieb 2 – Prognose anlagenbedingter Ammoniakimmissionskonzentrationen zur Festlegung der Messpunkte von Passiv- und Bulk-Sammlern	56
Abbildung 41:	Betrieb 1 – Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten der Episode 17	59
Abbildung 42:	Betrieb 2 – Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten der Episode 26 (1).....	59
Abbildung 43:	Rechengitter (2 m).....	60
Abbildung 44:	Berücksichtigte Gebäude	61
Abbildung 45:	Quellenpläne	61
Abbildung 46:	Zeitliche Korrelation von USA- und DOAS-Messwerten in Abhängigkeit von der Zeitverschiebung für die Episode 13.....	63
Abbildung 47:	Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 17	64
Abbildung 48:	Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 26	64
Abbildung 49:	Betrieb 1 – Korrekturfaktor im Jahresgang	65
Abbildung 50:	Betrieb 1 – Korrekturfaktor im Tagesgang	66
Abbildung 51:	Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Jahresgang	66
Abbildung 52:	Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Tagesgang	67
Abbildung 53:	Betrieb 1 – Temperaturabhängigkeit des Korrekturfaktors für alle Episoden und Regressionsgerade	68
Abbildung 54:	Betrieb 2 – Temperaturabhängigkeit des Korrekturfaktors für alle Episoden und Regressionsgerade	68
Abbildung 55:	Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Tagesgang mit/ohne Eliminierung des Temperatureinflusses.....	69
Abbildung 56:	Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Jahresgang mit/ohne Eliminierung des Temperatureinflusses	69
Abbildung 57:	Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 26 bei minutengenauer Herangehensweise	70
Abbildung 58:	Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 26 bei stundengenauer Herangehensweise	71
Abbildung 59:	Betrieb 2 – Gegenüberstellung von Korrekturfaktoren für Episode 26 bei minutengenauer und stundengenauer Berechnung	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Untersuchungszeiträume Betrieb 1	11
Tabelle 2:	Untersuchungszeiträume Betrieb 2	11
Tabelle 3:	Betrieb 2 – Ausgewählte meteorologische Stundenmittelwerte der Wetterstation am 04.06.2008	13
Tabelle 4:	Betrieb 2 – Statistische Maßzahlen zu den Stallluftmessungen an Messstelle 5 und Messstelle 7: Mittelwert, relative Standardabweichung und Amplitude des mittleren Tagesganges	18
Tabelle 5:	Stallluftmessungen – Messmethoden, gemessene Parameter.....	18
Tabelle 6:	Betrieb 1 – stallbezogene Tierplatzverteilung	22
Tabelle 7:	Betrieb 2 – stallbezogene Tierplatzverteilung	22
Tabelle 8:	Betrieb 1, Betrieb 2 – Streuung der Tierplatzbelegung um den Mittelwert im Untersuchungszeitraum	24
Tabelle 9:	Ammoniakemissionsfaktoren.....	24
Tabelle 10:	Betrieb 1 – berechnete Ammoniakemission auf der Grundlage der Emissionsfaktoren der TA Luft.....	25
Tabelle 11:	Betrieb 2 – berechnete Ammoniakemission auf der Grundlage der Emissionsfaktoren der TA Luft.....	26
Tabelle 12:	Daten der Überprüfung vom 26.11.2008	32
Tabelle 13:	Messpunkte im Umfeld von Betrieb 1 und Betrieb 2; die Ziffern entsprechen der Entfernung zur jeweiligen Emissionsquelle (F = Freiland, K = Kiefernwald, REF = Referenzmesspunkt)	34
Tabelle 14:	Analytische Kenngrößen der eingesetzten Laborverfahren.....	47
Tabelle 15:	Pearson-Korrelationskoeffizienten zwischen Niederschlagsmengen und Depositionsraten von Ammonium und Nitrat	50
Tabelle 16:	Betrieb 1 – Episoden mit vorliegenden USA- und DOAS-Datenreihen	58
Tabelle 17:	Betrieb 2 – Episoden mit vorliegenden USA- und DOAS-Datenreihen	58
Tabelle 18:	Ammoniakimmissionszusatzbelastung von Betrieb 1 und Betrieb 2.....	72
Tabelle 19:	Struktur der Sächsischen Milchviehhaltung nach Rechts- und Betriebsform (AFISS 2009).....	74
Tabelle 20:	Erhebung der Aufstellungs- und Entmistungsverfahren in der sächsischen Milchviehhaltung von 2005	74
Tabelle 21:	Betriebsspiegel der ausgewählten Untersuchungsbetriebe.....	75

Abkürzungsverzeichnis

BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen
CORINE-Kataster	Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, Statistischen Bundesamtes, Wiesbaden
DOAS	differentielle optische Absorptionsspektroskopie
DWD	Deutscher Wetterdienst
ICP forests	International cooperative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests
EDP	expert panel on deposition (ICP forests)
eLF	elektrische Leitfähigkeit
EU	Europäische Union
FERM	Passivsammlertyp
GD	Gesamtdeposition
IVL	Institut für Wasser- und Luftuntersuchungen in Göteborg (Schweden)
KG-Rohr	Kanalgrundrohr
KR	berechnete Stoffeinträge in Kiefernbeständen
LANUV NRW	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAI	Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz
LfU Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LÖLF	Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
LWF	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
MEZ	Mitteleuropäische Zeitzone = UTC + 1 h
N	Norden
O	Osten
PASSAMONI	Passivsammlermessungen zur Erfassung der Ammoniakbelastung in Niedersachsen
PE	Polyethylen
PTFE	Polytetrafluorethylen, Handelsname: Teflon
PVC	Polyvinylchlorid
REF	Referenzmesspunkt
RSD	relative standard deviation: relative Standardabweichung in [%]
S	Süden
SBS	Staatsbetrieb Sachsenforst
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 24.07.2002
TC-Analysator	Gesamtkohlenstoffanalysator
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
USA	Ultraschallanemometer
UTC	Universal Time Coordinated: internationaler Zeit-Standard; entspricht der Sonnenzeit am Hauptmeridian (0° Länge), 0 UTC: Greenwich-Zeitzone
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vTI	Johann Heinrich von Thünen-Institut
W	Westen
WMO	world meteorological organization

Chemische Elemente

Ca	Calcium
Cl	Chlorid
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
DOC	dissolved organic carbon
H	Wasserstoff
K	Kalium

Mg	Magnesium
Na	Natrium
Norg	organischer Stickstoff
N _{total}	Gesamtstickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₃ gas	Ammoniak: gasförmig
NH ₃ -N	Ammoniakstickstoff
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO ₃ partikulär	Nitrat: partikelförmig
HNO ₃ gas	Salpetersäure: gasförmig
NH ₄	Ammonium
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NH ₄ partikulär	Ammonium: partikelförmig
PO ₄ -P	Phosphatphosphor
SO ₄ -S	Sulfatschwefel

Rechenmodelle:

AUSTAL 2000	Lagrange'sches Partikelmodell zur Ausbreitungsrechnung von Luftschadstoffen
LASAT	Lagrange-Simulation von Aerosol-Transport: Lagrange'sches Partikelmodell zur Ausbreitungsrechnung von Luftschadstoffen

Maßeinheiten

cm ²	Quadratcentimeter
dt	Dezitonne
g/s	Gramm pro Sekunde
GV/ha	Großvieheinheit pro Hektar: 1 GV = 500 kg
h	Stunde
i. N. f.	im Normzustand feucht: Angabe im Zusammenhang mit Konzentrationsangaben von Gasen
i. N. tr.	im Normzustand trocken: Angabe im Zusammenhang mit Konzentrationsangaben von Gasen
kg ha ⁻¹ ·a ⁻¹	Kilogramm pro Hektar und Jahr
kg/TP·a	Kilogramm pro Tierplatz und Jahr
km	Kilometer
kmol _c	Kilomol
kmol _c ha ⁻¹ ·a ⁻¹	Kilomol pro Hektar und Jahr
kt	Kilotonne
l	Liter
m	Meter
m ³	Kubikmeter
mg/m ³	Milligramm pro Kubikmeter
µg/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter
ml	Milliliter
µl	Mikroliter
µS	MikroSiemens
mm	Millimeter
µm	Mikrometer
n	Stichprobenumfang
nm	Nanometer
%	Prozent
ppm	parts per million (10 ⁻⁶)
R ²	statistisches Bestimmtheitsmaß

1 Einleitung

Ammoniak in der Umwelt

In Deutschland verursacht die Landwirtschaft etwa 95 % der Ammoniakemissionen, gefolgt vom Verkehr mit rund 2 %. Weitere 3 % verteilen sich auf verschiedene Industrieprozesse, Energiewirtschaft sowie Haushalt und Kleinverbraucher (Abfälle, Abfallentsorgung, landwirtschaftlicher Verkehr etc.). Ammoniakemissionen aus mikrobiellen Prozessen im Boden natürlicher und naturnaher Ökosysteme - mikrobielle Zersetzungs- und Umwandlungsreaktionen beim Abbau organischen Materials, Umwandlung von Nitrat - spielen in Relation zur anthropogenen Gesamtammoniakemission kaum eine Rolle. Circa 74 % der Emissionen aus der Landwirtschaft werden über die Tierhaltung, ca. 21 % über den Pflanzenbau emittiert (KTBL 2005). Bei der Tierhaltung liefert die Rinderhaltung mit fast 50 % den Hauptanteil der Ammoniakemissionen, gefolgt von der Schweinehaltung mit 22 %. Dabei sind den Stallhaltungsverfahren ca. 37 %, der Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist etc.) ca. 39 % sowie der Lagerung von Wirtschafts- und Mineraldünger ca. 20 % der Emissionen zuordenbar (AID 2003).

In Sachsen verteilen sich die Ammoniakemissionen für das Jahr 2007 im Bereich der Landwirtschaft wie folgt: Rinderhaltung 42 %, Schweinehaltung 8 %, Geflügelhaltung 10 %, Acker/Grünland 11 %, Landwirtschaft gesamt 71 % (Quelle: Emissionskataster Sachsen). Haushaltsemissionen tragen mit 15 %, der Verkehr mit 2 % und Sonstige mit 12 % zu den sächsischen Gesamtammoniakemissionen bei.

In Tierställen oder beim Ausbringen von organischen Dünger (Gülle, Mist etc.) entsteht Ammoniak durch die bakterielle und enzymatische Zersetzung von Proteinen und Harnstoff aus den Exkrementen von Nutztieren. In Abhängigkeit von der chemischen Zusammensetzung der Düngemittel, verschiedenen Bodenfaktoren (pH-Wert, Durchlüftung) und klimatischen Bedingungen (Temperatur, Luftfeuchte) werden unterschiedlich hohe Ammoniakemissionen ermittelt. Bis zu 50 % des Stickstoffes, der in der Gülle als organisch und mineralisch gebundener Stickstoff enthalten ist, kann als Ammoniak, Lachgas oder Stickstoffoxid entweichen. Dieser Verlust bedeutet, dass der Stickstoff nicht mehr als düngende Komponente zur Verfügung steht, aber in den anderen Umweltbereichen zu Problemen führen kann (LBUW 2008).

Ein Großteil des aus Tierhaltungsanlagen emittierten Ammoniaks wird nahe zum Entstehungsort wieder gasförmig trocken deponiert. Nach der Umwandlung zu Ammonium bzw. Ammoniumsalzen in der Atmosphäre können Ammoniak-Aerosole auch über weite Strecken transportiert und in emissionsfernen Gebieten durch Auswaschung (nasse Deposition = Niederschläge, Nebelabscheidung) oder trockene Ablagerung (trockene Deposition = Ablagerung auf Pflanzenoberflächen bzw. Boden) wieder aus der Atmosphäre entfernt und in die Ökosysteme eingetragen werden (HEJ & ERISMAN 1997).

Über die Spaltöffnungen von Blättern und Nadeln wird Ammoniak bis zu zehnfach schneller aufgenommen als Stickstoffdioxid. In unmittelbarer Nähe zum Emittenten können deshalb hohe Ammoniakkonzentrationen zu Störungen im Zellstoffwechsel der Pflanzen führen, wenn die Entgiftungsmechanismen in den Pflanzenzellen versagen. Die Schädigungen reichen von Vergilbungen der Belaubung bis zum Absterben ganzer Pflanzen oder Bestände (FANGMEIER et al. 1994). Neben dieser direkten toxischen Wirkung auf die Vegetation kann der Eintrag von Stickstoff durch trockene und nasse Deposition je nach Stickstoffsättigungsgrad und Säureneutralisierungskapazität des betroffenen Ökosystems zu Nährstoffübersversorgung und durch Folgereaktionen zur Versauerung von Gewässern und Böden führen (BAUMGARTEN et al. 2007). Mit gasförmigen Vorläufersubstanzen wie Schwefeldioxid und Stickoxiden bildet Ammoniak sekundäre Aerosolpartikel, die die Hintergrundkonzentration von Feinstaub (PM₁₀/PM_{2,5}) in der Atmosphäre erhöhen (GÄRTNER et al. 2007).

Gesetzliche Regelungen

Deutschland hat sich mit Unterzeichnung des Multikomponenten-Protokolls zur UNECE-Luftreinhaltekonvention 1999 verpflichtet, die Fläche versauerter Ökosysteme zu halbieren. Um dieses Ziel zu erreichen, wurden mit der 33. BImSchV für Ammoniak Festlegungen zur Emissionsbegrenzung auf der Grundlage der Richtlinie 2001/81/EG vom 23.10.2001 (NEC-Richtlinie) getroffen. Danach beabsichtigt Deutschland die Minderung der Ammoniakemissionen bis zum Jahr 2010 um 26 % auf 550 kt bzw. bis zum Jahr 2020 um 38 % auf 453 kt gegenüber dem Bezugsjahr 1990 (740 kt). Entsprechend einer Referenzprognose für das Jahr 2010 (Stand: 03.05.2010) wird das angestrebte Minderungsziel nicht erreicht werden. Es wird mit 60 kt überschritten (UMWELTBUNDESAMT 2007).

Mit der Düngeverordnung i. d. F. vom 27.02.2007, geändert durch Art. 18 G vom 31.07.2009 I 2585 werden u. a. für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger Mengen, Methoden und Zeitpunkte beschrieben. Dadurch sollen die Emissionen von Ammoniak und anderen Stickstoffverbindungen über die Anwendung einer guten fachlichen Praxis reduziert werden.

In der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft 2002) werden die von Tierhaltungen verursachten Ammoniakimmissionen über Abstandsvorgaben zu stickstoffempfindlichen Pflanzen und Ökosystemen geregelt. Danach sind für stickstoffempfindliche Pflanzen und Ökosysteme keine erheblichen Nachteile gegeben, wenn die Zusatzbelastung durch Neubau oder wesentliche Änderung einer Tierhaltungsanlage an keinem Beurteilungspunkt $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. die Gesamtbelastung (Vorbelastung + anlagenbezogene Zusatzbelastung) an keinem Beurteilungspunkt $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ übersteigt. Als Hintergrundbelastung geht die TA Luft dabei pauschal von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ammoniak aus.

Der LAI-Unterausschuss „Wirkungsfragen“ der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz entwickelte einen Leitfaden zur „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“. Damit soll für immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Anlagen, für die hinreichende Anhaltspunkte dafür vorliegen, dass der Schutz empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung aufgrund von Stickstoffdeposition nicht gewährleistet ist, eine bundesweit einheitliche, standardisierte Methodik für die Sonderfallprüfung nach Nr. 4.8 TA Luft bereitgestellt werden. Das Verfahren soll zu einem größeren Maß an Rechtssicherheit bei der Anlagengenehmigung sowie zur Vereinfachung und Beschleunigung des Vollzugs beitragen.

Relevanz der vorgestellten Untersuchungen

Da bei der Tierhaltung die Rinderhaltung mit fast 50 % den Hauptanteil der Ammoniakemissionen liefert, ist sie im Hinblick auf eine Minderung der Emissionen von besonderem Interesse. Vor allem bei frei belüfteten Stallsystemen üben Außentemperatur und Abluftvolumenstrom einen großen Einfluss auf die Höhe der Ammoniakemissionen aus. Kostengünstige Lösungen mit Seitenwandlüftung können sich infolge der geringen Quellhöhe unter Umständen negativ auf die Verdünnung der mit Ammoniak beladenen Abluft auswirken. Neben der Haltungsform beeinflussen auch Entmistungsverfahren, nährstoffangepasste Fütterung und Betriebsmanagement die Emissionen.

Die Datenlage ist hinsichtlich der Emissionsfaktoren für Ammoniak sehr heterogen und teilweise lückenhaft, sodass die Emissionsangaben im Landwirtschaftsbereich nach wie vor mit großer Unsicherheit behaftet sind. Deshalb sind Messungen unter standardisierten und damit vergleichbaren Bedingungen notwendig.

Die hier vorgestellte Methode, auf der Datenbasis von kontinuierlichen Messungen von Ammoniakimmissionen und meteorologischen Parametern die Rückrechnung auf anlagenbezogene Emissionen zu ermöglichen, hat gegenüber bisherigen Verfahren zur Ermittlung der Emissionsbilanz von Tierhaltungsanlagen folgende Vorteile: Zum einem werden diffuse Emissionsanteile, die in frei gelüfteten Anlagen dominieren, vollständig erfasst. Zum anderen entfallen aufwändige stallinterne Messtätigkeiten und die damit verbundenen hygienischen Probleme. Hinzu kommt, dass anhand konkreter unabhängiger Messwerte Ausbreitungsrechnungen validiert werden können. Auf der Grundlage von Stallluftmessungen und Messungen von Immission, Deposition und Transmissionsbedingungen liefern die Untersuchungen eine Erfahrungsbasis für die räumlich und zeitlich variierende Ammoniakausbreitung im Umfeld von Rinderhaltungsanlagen und damit zusammenhängende Stickstoffdepositionen.

1.1 Aufgabenstellung

Das Forschungsprojekt „Bewertung der Stickstoffdynamik im Umfeld von Rinderanlagen“ ist ein Gemeinschaftsprojekt des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), des Staatsbetriebes Sachsenforst (SBS) und der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL).

In diesem Forschungsprojekt wird der Einfluss der Stickstoffemission aus der Rinderhaltung auf den Stickstoffeintrag im näheren Umfeld um die Tierhaltungsanlagen untersucht. Das Vorhaben hat zum Ziel, für bestehende aber auch für neu zu errichtende Rinderanlagen mit freier Lüftung Entscheidungsgrundlagen zum Schutz von Ökosystemen vor zu hohen Stickstoffeinträgen zu erarbeiten. Das Vorhaben ist komplex aufgebaut. Es gliedert sich in folgende Module:

- Erfassung der räumlichen und zeitlichen Dynamik (Ausbreitung und Deposition) von Ammoniakbelastungen aus Rinderanlagen durch Messung der
 - a) Emissionen
 - b) Immissionskonzentrationen
 - c) Depositionen
 - d) Transmissionsbedingungen
- Erfassung der Tierhaltungsbedingungen (Stallart, Bewirtschaftung, Fütterung, Lagerung von Gülle und Mist)
- Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Ammoniakemissionen, Ammoniakimmissionen und Ammoniakdepositionen in Abhängigkeit von der Art der Ablufführung im Rinderstall sowie Vergleich der gewonnenen Messdaten mit Daten aus Abstandsregelungen oder Ausbreitungsberechnungen
- Ableitung von Aussagen zur Immissions- und Depositionsminderung

Für die komplexen Untersuchungen wurden vier in Größe und Bewirtschaftungsart typische Rinder haltende Betriebe aus einer Stichprobe von ca. 50 Milchviehanlagen, die sich in Waldnähe befinden, in die engere Wahl für eine Vorortaufnahme gezogen. Im Rahmen einer gemeinsamen Begehung der Betriebsstandorte wurden zwei Stallanlagen ausgewählt. Der Untersuchungszeitraum für die Stallanlagen überspannte die aufgeführten Zeiträume in **Tabelle 1** und **Tabelle 2**:

Tabelle 1: Untersuchungszeiträume Betrieb 1

Betrieb	Messperiode	Saison	Standzeit	
			von	bis
1	1.	Sommer/Herbst	01.08.2007	05.11.2007
	2.	Frühjahr	05.03.2008	01.04.2008
	3.	Sommer	03.06.2008	24.07.2008
	4.	Herbst	08.10.2008	13.11.2008
	5.	Winter	10.12.2008	04.02.2009

Tabelle 2: Untersuchungszeiträume Betrieb 2

Betrieb	Messperiode	Saison	Standzeit	
			von	bis
2	1.	Winter	10.01.2008	29.01.2008
	2.	Sommer	07.05.2008	03.06.2008
	3.	Sommer	03.09.2008	08.10.2008
	4.	Herbst	13.11.2008	10.12.2008
	5.	Frühjahr	04.02.2009	05.05.2009

1.2 Messkonzeption

Bei der Erarbeitung der Messkonzeption wurde davon ausgegangen, dass die Untersuchungskapazitäten und -methoden der Institutionen innerhalb des Geschäftsbereiches des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft genutzt werden. Weiterhin sollte die schon bisher vorhandene interdisziplinäre Zusammenarbeit dieser Institutionen weiterentwickelt und eine neue Arbeitsqualität erreicht werden. Entsprechend der o. g. Aufgabenstellung sind die durch die Rinderhaltungen erzeugten Ammoniakemissionen und -immissionen messtechnisch zu erfassen.

1.2.1 Emissionen

Die Emissionsrate wird im Allgemeinen aus der Schadstoffkonzentration und dem Volumenstrom - bei Zwangslüftungsverfahren in den Abluftkanälen - ermittelt. Die bei der Rinderhaltung zur Regulierung des Stallklimas und zur Abführung der gasförmigen Ausscheidungen verwendete freie Lüftung über geöffnete Seitenwände und offenen Dachfirst erschwert die genaue Erfassung der Volumenströme. Eine über ein Zeitfenster von mehreren Wochen direkte kontinuierliche messtechnische Erfassung ist nur mit einem unverhältnismäßigen hohen technischen Aufwand möglich. Dieser ist jedoch kein Garant für eindeutig definierbare Ergebnisse. Andere Messverfahren (z. B. Tracergasmessung) arbeiten diskontinuierlich und können nur relativ kleine Zeitfenster in Form einer Indikatormessung beschreiben (MÜLLER & KRAUSE 2008).

Somit kommt diese Methode in frei gelüfteten Rinderställen nicht zur Anwendung. Stattdessen werden die Emissionen der Stallanlagen aus den Immissionen „zurückgerechnet“. Dazu werden erstens kontinuierliche Messungen der Immissionen (DOAS) und der meteorologischen Parameter durchgeführt. Zweitens wird auf der Basis des Tierbestandes und der Emissionsfaktoren der TA Luft die theoretische Emissionsrate errechnet. Danach wird mittels Ausbreitungsrechnung unter Verwendung der aktuellen meteorologischen Daten die Immissionszusatzbelastung an der Immissionsmessstrecke berechnet. Unter Verwendung von Vorbelastungsdaten (Messstelle 0) wird dann die errechnete Immissionskonzentration mit der gemessenen Immissionskonzentration verglichen. Tritt eine Differenz zwischen den Werten auf, so wird aus der gemessenen Immissionskonzentration über den Verhältnissatz eine neue Emissionsrate ermittelt. Die Ausrichtung der DOAS-Trasse (rote Linie) an den Untersuchungsstandorten ist **Abbildung 1** zu entnehmen.



Betrieb 1

Betrieb 2

Abbildung 1: Ausrichtung der DOAS-Trasse an Betrieb 1 und Betrieb 2 (rote Linie)

Grundsätze bei der Untersuchung der Stallluft

Aufgrund von Untersuchungsergebnissen und Erfahrungen aus vorangegangenen Messungen war zu Beginn des Vorhabens festzustellen, dass eine Bestimmung der Emission aus den ausgewählten Tierhaltungsanlagen nicht möglich ist. Wesentlicher Grund dafür ist die Schwierigkeit, repräsentative Volumenströme zu bestimmen. In den Anlagen, die vermessen wurden, gab es aus baulicher und haltungstechnischer Sicht eine Reihe von Faktoren, die sich auf eine homogene Bewegung der Stallluft zu Emissionsaustrittsflächen sehr hinderlich auswirkten.

So sind im Betrieb 1 die zwei auf Festmist bewirtschafteten Stallanlagen jeweils mit einer nach Süden bzw. Westen überdachten Außenfütterungsfläche ausgerüstet. Zusätzlich verfügt der kleinere Jungviehstall (Stall 2 parallel zur DOAS-Trasse) über einen Laufhof. Die Ablufführung aus den beiden Stallanlagen erfolgt nur teilweise über die unregelmäßigen Abluftschächte (Stall 1 = 4 Kamine; Stall 2 = 3 Kamine). Als zusätzliche Emissionsaustrittsflächen sind die ständig geöffneten Fenster- und nur bei strengem Frost geschlossenen Toröffnungen in den Seiten- und Giebelwänden zu berücksichtigen. In der Gesamtbetrachtung aller möglichen Emissionsaustrittsflächen ergibt sich für die im Betrieb 1 frei gelüftete Stallanlage eine diffuse Messaufgabe, die messtechnisch nicht zu erfassen ist.

Im Betrieb 2 sind Emissionsquellen aus fünf frei gelüfteten Stallanlagen unterschiedlicher Bauweise zu betrachten. Der größte Emissionsanteil ist aus den beiden plan befestigten Milchkuhställen mit Flüssigmist und Schieberentmischung mit 160 Tierplätzen bzw. 140 Tierplätzen zu erwarten. Diese nicht wärmedämmten Bauhüllen sind durch einen geöffneten Dachfirst und durch

eine ganzjährige Fensterlüftung mit Jalousien gekennzeichnet. Zusätzlich dienen die giebelseitigen Torflächen dem Luftaustausch. In beiden Ställen sind je vier Axialventilatoren zur Unterstützungslüftung gleichmäßig über die Stalllängsachse verteilt installiert und werden ab einer Außentemperatur >15 °C vom Herdenmanager manuell zugeschaltet. Die anderen drei Ställe für Trockensteher, Kälber und Jungvieh sind sogenannte Offenfront-Ställe auf Tiefstreu ohne die Möglichkeit einer gerichteten Luftführung. Aufgrund der Anordnung der Ställe auf der Hoffläche und der diffusen Luftführung in den Ställen selbst wurde auch im Betrieb 2 eine komplexe Emissionsmessung, die für eine Bewertung der Immissionsmessung auf der DOAS-Trasse geeignet ist, als nicht realisierbar eingeschätzt. Um zumindest einige Anhaltspunkte über die Strömungsverteilung und Stallluftgeschwindigkeit zu bekommen, wurden diese im Betrieb 2 mit Hilfe einer Nebelmaschine und Windradanemometern punktuell und zeitlich begrenzt mit einer Videokamera aufgezeichnet. In der nachfolgenden **Abbildung 2** sind die bei der Erstaufnahme am 04.06.2008 gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen bei zugeschalteten Ventilatoren zu sehen.

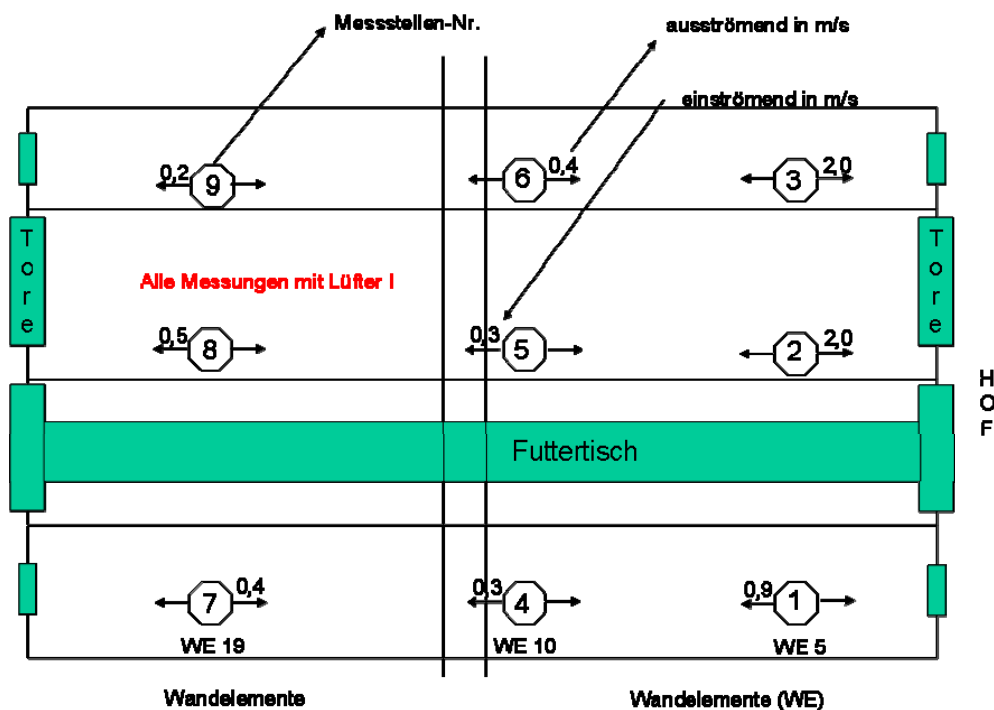


Abbildung 2: Betrieb 2 – Schematische Darstellung der Messstellen und Messergebnisse für Anströmung

Da diese Stallhülle allseitig geöffnet ist, werden die Strömungsverhältnisse im Stall deutlich von der aktuellen Meteorologie beeinflusst. In der **Tabelle 3** sowie in der **Tabelle A 1** im Anhang sind ausgewählte meteorologische Daten der im Betrieb 2 installierten Wetterstation dargestellt.

Tabelle 3: Betrieb 2 – Ausgewählte meteorologische Stundenmittelwerte der Wetterstation am 04.06.2008

Stunde	Windgeschwindigkeit		Windrichtung	Luftdruck	Globalstrahlung	Lufttemperatur	rel. Luftfeuchte
	mittlere	maximale					
[h]	[m/s]	[m/s]	[Grad]	[kPa]	[W/m²]	[°C]	[%]
09:00	2,7	5,9	69	995	381	17,6	74
10:00	2,9	6,2	58	995	725	20,3	67
11:00	3,4	7,6	70	995	770	23,3	56
12:00	4,7	10,3	65	995	845	25,2	47
13:00	5,1	10,8	67	995	824	26,3	40
14:00	5,8	13,9	62	994	760	26,8	35
15:00	5,5	11,2	65	994	645	27,1	31

Während der Beobachtungen am 04.06.2008 herrschte eine stabile Hochdruckwetterlage mit einem böigen Ostwind um 5 m/s. Durch die intensive Sonneneinstrahlung stieg die Lufttemperatur auf 27 °C an. Dabei förderten die zugeschalteten Ventilatoren die Stallluft gegen den eintretenden Ostwind. Dies führte zu Verwirbelungen und dem ungerichteten Ausströmen der Stallluft aus den vorhandenen Gebäudeöffnungen. Mit zunehmender Wärmeeinstrahlung auf das ungedämmte Dach floss die Stallluft an allen Messstellen kaum noch über den Dachfirst, sondern verstärkt über die Fenster- und Toröffnungen ab.

Die Strömungsuntersuchungen wurden für diese Stallhülle an zwei weiteren Sommertagen (16.07.2008, 28.07.2008) wiederholt, um einen geeigneten Versuchsaufbau zur Messung der Stallluftkonzentrationen für Ammoniak (NH₃), Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) sowie der Luftströmungen an zwei Messpunkten abzuleiten.

Am 16.07.2008 wurden aufgrund zunehmender Bewölkung nur Tageshöchsttemperaturen bis 22 °C bei einem beständigen Westwind von ca. 4 m/s gemessen. Unter diesen Bedingungen entwich der eingesetzte Nebel an den zentral gelegenen Messstellen 2, 5 und 8 über den Dachfirst. An den anderen Messstellen floss die Abluft nur zum Teil über die Fensteröffnungen ab und entwich ebenfalls hauptsächlich über den Dachfirst.

Anders war die Situation am 28.07.2008. An diesem wolkenlosen Tag stieg die Lufttemperatur auf 32 °C an und der Wind wehte mit ca. 4,5 m/s leicht böig aus Osten. Hier wiederholten sich im Wesentlichen die Messergebnisse von der Ersterfassung.

Nach Bewertung aller Strömungsuntersuchungen wurde eingeschätzt, dass diese in der Rinderhaltung üblichen, allseitig geöffneten Stallgebäude keinen kontrolliert gerichteten Volumenstrom aufweisen. Es wurde geschlussfolgert, dass der Volumenstrom der Abluft stark von den Außenwindverhältnissen, den Anströmöffnungen, der Temperatur sowie den bauphysikalischen (Wärmeschutz) und bautechnischen (Jalousiesteuerung, Ventilatoren) Bedingungen der Stallhülle beeinflusst werden.

Mit der vorhandenen Messtechnik (zwei Ultraschallanemometer, ein Multigas-Monitor) waren kontinuierliche Volumenstrommessungen und somit die Ermittlung von Stall bezogenen bzw. von bewirtschaftungsspezifischen Emissionen nicht möglich. Zur Abschätzung der Ammoniakentstehungsmenge und deren Dynamik im frei gelüfteten Laufstall wurden zwei Messpunkte zur Schadgasmessung mit einem Multigas-Monitor und zur Berücksichtigung der Luftströmung mit Ultraschallanemometern präpariert. Von neun empirisch festgelegten Messstellen (vgl. **Abbildung 2**) wurde die Messstelle 5 als zentrale, für diese Stallanlage typische „Emissionsquelle“ definiert. Eine gewisse „Schadgassenke“ wurde an der Messstelle 7 gefunden. An diesen beiden Messstellen wurden je ein Ultraschallanemometer und ein Ansaugfilter des Multigas-Monitors in einer Höhe von ca. 2,80 m über den Liegeboxen der Tiere installiert.

Wegen der fehlenden Möglichkeit, einen verlässlichen Volumenstrom zu ermitteln, sind die Messungen im Stall als reine Stallluftmessungen ausgeführt. Dabei sind an Messstelle 5 überwiegend aufsteigende Abluftströmungen mit eher durchschnittlichen Stallluftkonzentrationen zu erwarten. Dagegen wurden an Messstelle 7 die schlechtesten Strömungsverhältnisse für den Luftwechsel beobachtet. Deshalb ist hier von erhöhten Gaskonzentrationen auszugehen. Anhand der berechneten Stundenmittelwerten (mindestens drei Einzelmesswerte je Stunde) für Ammoniak, Methan und Kohlendioxid ist es möglich, zumindest eine Vorstellung über die Größenordnung der Konzentrationen dieser Komponenten in einem frei gelüfteten Milchviehlaufstall im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008 zu erhalten (vgl. **Abbildung 3** bis **Abbildung 5**).

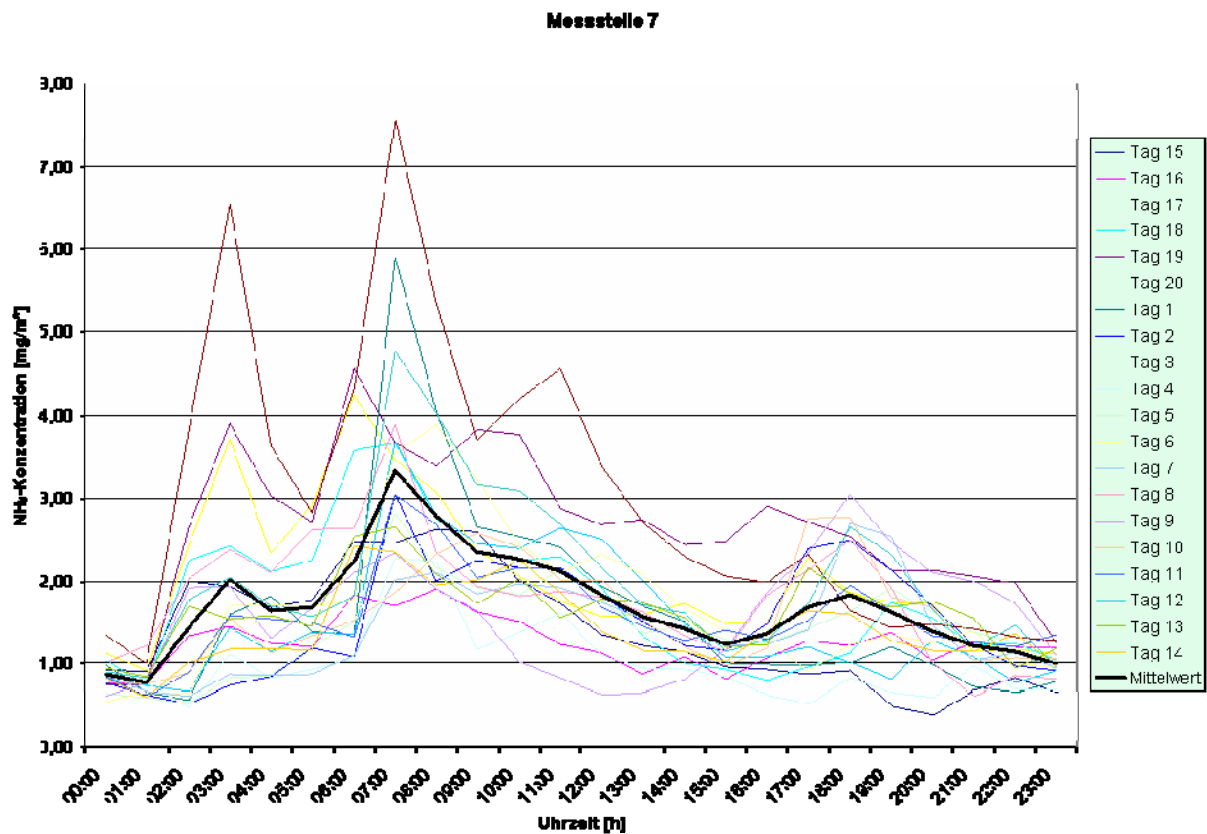
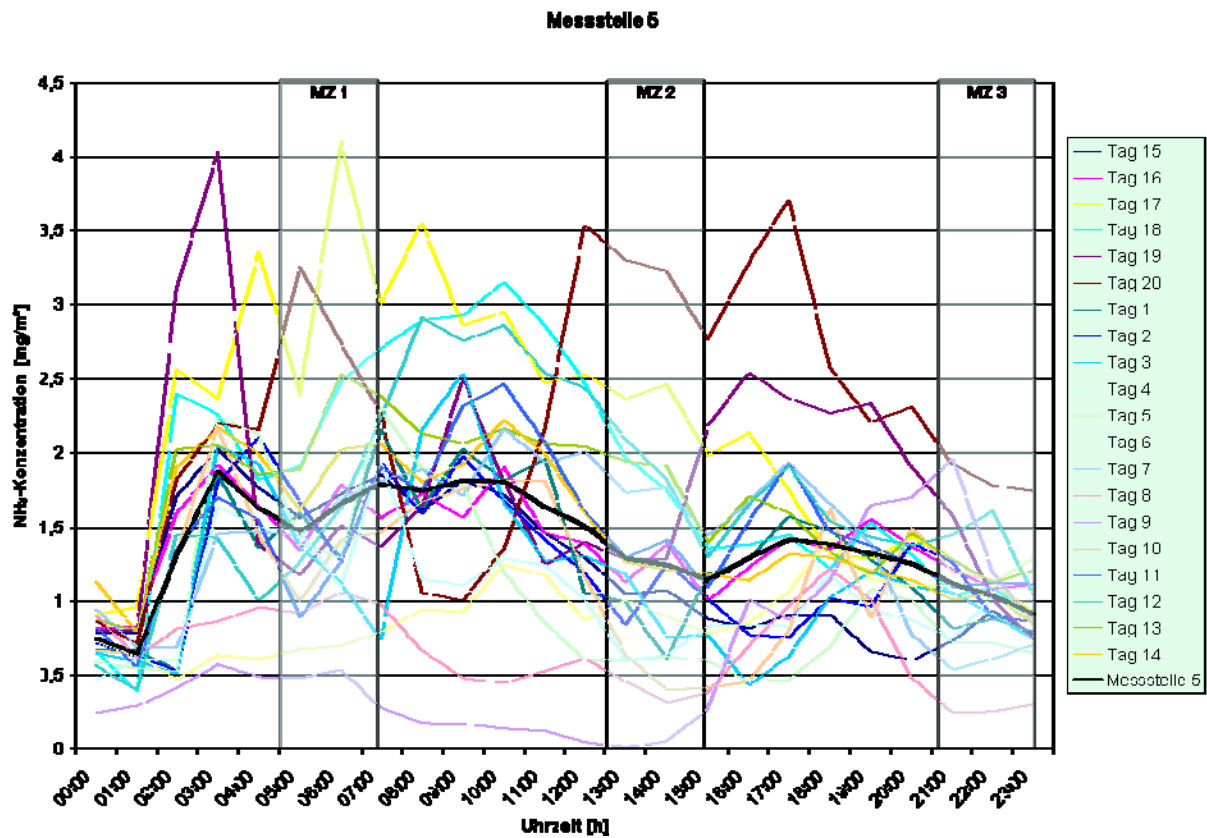


Abbildung 3: Betrieb 2 – Tagesgänge für Ammoniakkonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008

Für Ammoniak wurden an den 20 Untersuchungstagen Konzentrationen von 0,007 mg/m³ bis 4,101 mg/m³ an der Messstelle 5 und deutlich höhere Werte von 0,394 mg/m³ bis 7,569 mg NH₃/m³ an der Messstelle 7 beobachtet (vgl. **Abbildung 3**). Der Mit-

telwert für die Messstelle 5 betrug über alle 480 Stundenmittelwerte 1,375 mg/m³ mit einer Standardabweichung von ±0,701 mg/m³. An der schlecht belüfteten Messstelle 7 lag der Mittelwert mit 1.696 (±0,917) mg/m³ um 23,3 % über dem der Messstelle 5. Es wurden teilweise sehr stark variierende Tagesgänge an beiden Messstellen beobachtet.

An dem gemittelten Tagesgang für die Ammoniakkonzentration an der Messstelle 5 ist ein Anstieg in den frühen Morgenstunden mit drei folgenden Senken zu beobachten. Diese Rhythmik kann mit den Stallarbeiten teilweise erklärt werden. So sind die Melkzeiten von 5 Uhr bis 7 Uhr, 13 Uhr bis 15 Uhr und von 21:30 Uhr bis 23:30 Uhr. In diesen Zeiten werden die Kühe gruppenweise zum Melkkarussell getrieben. Die Tierkonzentration nimmt ab und steigt zum Ende der Melkzeit wieder an, wenn die Kühe vom Melken zurückgekommen sind. Ebenso auffällig ist der Konzentrationsabfall in den Nachtstunden bis gegen 2 Uhr an der Messstelle 5. In dieser Zeit ist absolute Stallruhe. Erst nach 2 Uhr steigen die Tieraktivitäten wieder an. Die Schichtarbeit beginnt ab 3 Uhr mit Füttern. Danach erfolgt ein verstärktes Absetzen von Kot und Urin, das zu dem schon erwähnten Konzentrationsanstieg führt. Im Mittel schwanken an Messstelle 5 die Ammoniakkonzentrationen zwischen 0,646 mg/m³ und 1,871 mg/m³.

Die Tagesgänge an Messstelle 7 lassen sich dagegen nicht so eindeutig mit der Stallarbeit und den Tieraktivitäten erklären, auch wenn leichte Absenkungen zu den Melkzeiten erkennbar sind (vgl. **Abbildung A 4** im Anhang).

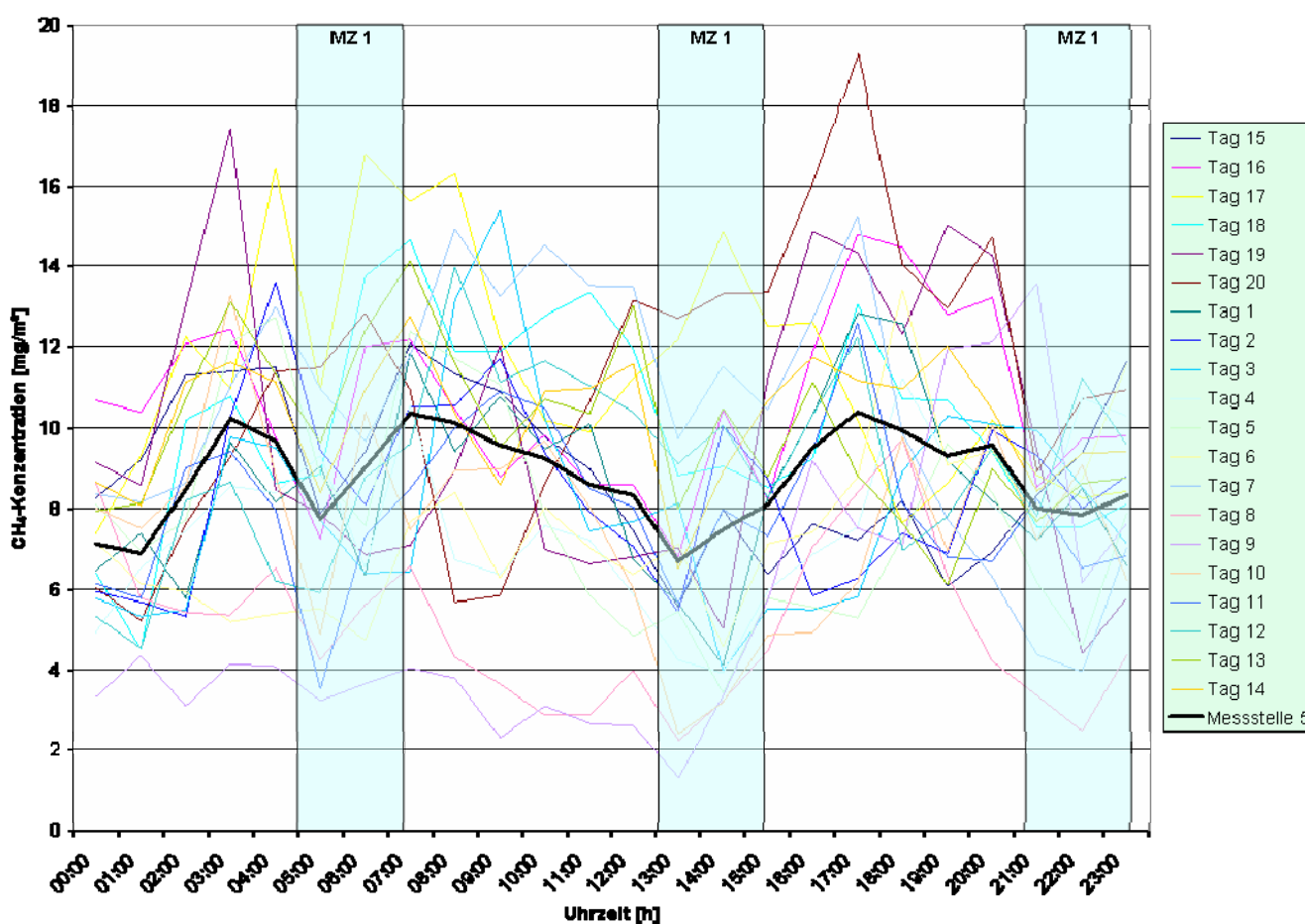


Abbildung 4: Betrieb 2 – Tagesgänge für Methankonzentrationen im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008

Die Tagesgänge der Methankonzentration an Messstelle 5 in **Abbildung 4** zeigen wie die Ammoniakkonzentration im Untersuchungszeitraum ähnliche, nicht systematische Zusammenhänge. Im Mittel wurden über alle 480 Stunden Konzentrationen in Höhe von 8,755 mg/m³ mit einer Standardabweichung von ±2,993 mg/m³ gemessen. Erst durch die Mittelwertbildung über alle Tagesgänge zeigt sich der Einfluss von Stallarbeiten und Tieraktivitäten in Abhängigkeit von den Melkzeiten. Dabei schwankt der mittlere Tagesgang für die Methankonzentration zwischen 6,683 mg/m³ in der 13. Stunde und 10,369 mg/m³ in der 17. Stunde. In den **Abbildung A 2** und **Abbildung A 5** im Anhang sind die Tagesgänge an Messstelle 7 sowie der Vergleich der beiden mittleren Tagesgänge dargestellt. In **Abbildung A 5** im Anhang wird deutlich, dass die Methankonzentration an Mess-

stelle 7 den gleichen charakteristischen Tagesgang wie an Messstelle 5 aufweist, aber mit einer Differenz von ca. +3,5 mg/m³ auf einem höheren Niveau verläuft.

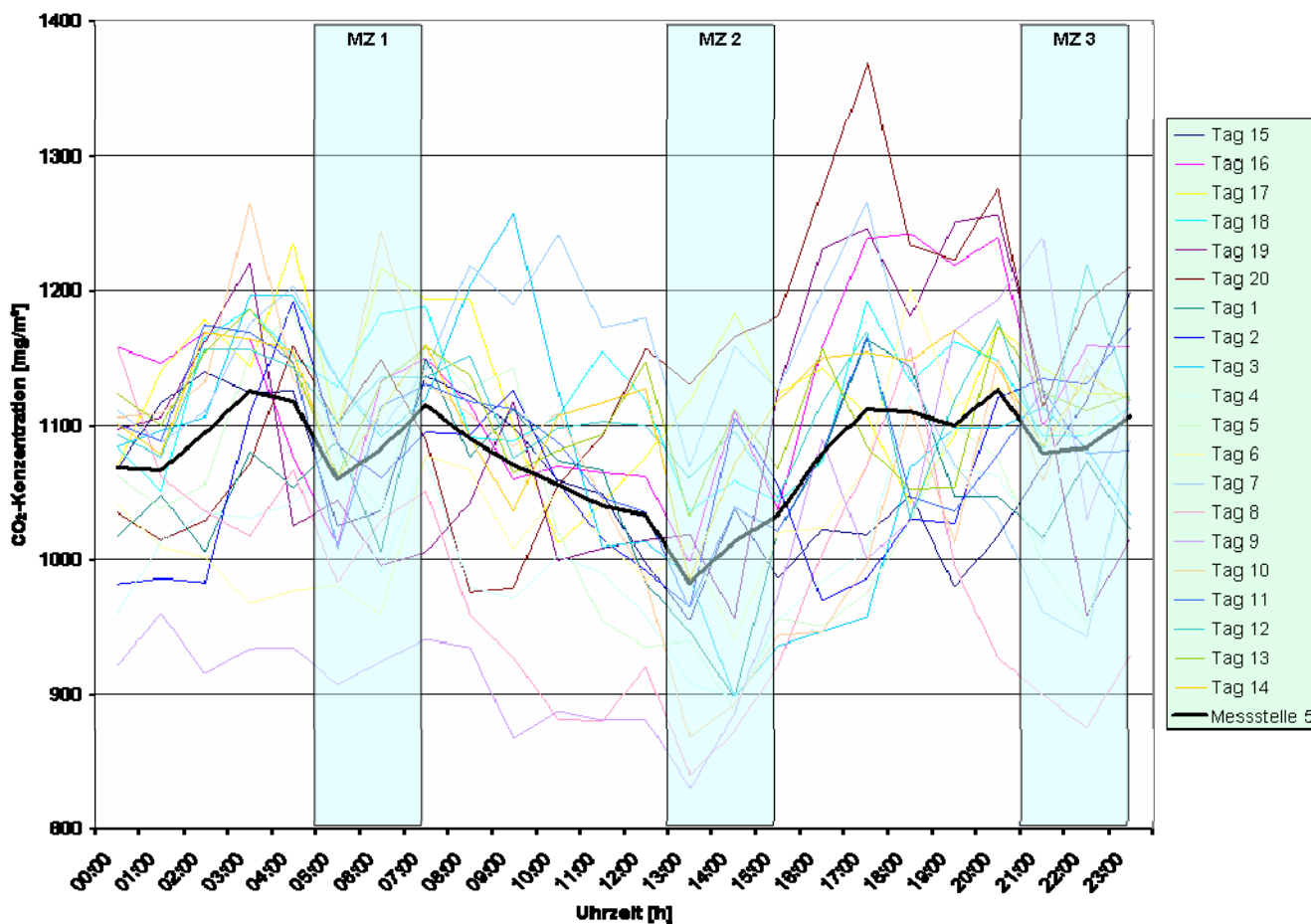


Abbildung 5: Betrieb 2 – Tagesgänge für Kohlendioxidkonzentrationen an der Messstelle 5 im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008

In der **Abbildung 5** sind die Tagesgänge für die gemessenen Kohlendioxidkonzentrationen in der Zeit vom 17.09.2008 bis 06.10.2008 an der Messstelle 5 dargestellt. In diesem Zeitraum wurden Konzentrationen zwischen 830 mg/m³ und 1368 mg/m³ gemessen. Der Mittelwert betrug 1.076 mg/m³ und lag damit im Erwartungsbereich. Die einzelnen Tagesgänge weisen in ihrer Form nur geringe Ähnlichkeitsmerkmale auf. Jedoch korrespondiert der gemittelte Tagesgang sehr gut mit Stallarbeiten und Tieraktivitäten. Insgesamt befinden sich die Konzentrationswerte über den mittleren Tagesgang in einem Korridor um 1.100 mg/m³ ±50 mg/m³. Auffällig ist die Konzentrationssenke von den Mittagsstunden bis zur 2. Melkzeit. Unter Berücksichtigung der Meteorologie (vgl. **Tabelle A 2**, **Abbildung A 1** im Anhang) ist in der Regel der Wind am Vormittag aufgefrischt und hat für eine bessere Frischluftdurchflutung des Stalles gesorgt. Die niedrigsten Konzentrationen wurden in der 13. Stunde bzw. 14. Stunde beobachtet (<983 mg/m³).

Erwartungsgemäß waren die korrespondierenden Tagesgänge für die Kohlendioxidkonzentration an Messstelle 7 deutlich höher als an Messstelle 5 (vgl. **Abbildung A 3**, **Abbildung A 6** im Anhang). Der Vergleich beider mittleren Tagesgänge zeigte große Ähnlichkeiten im Verlauf, nur dass die Konzentrationen an Messstelle 7 um ca. 121 mg/m³ gegenüber Messstelle 5 erhöht waren.

In **Tabelle 4** sind die statistischen Maßzahlen der 20 Tagesgänge an Messstelle 5 und Messstelle 7 für die Konzentrationen von Ammoniak, Methan und Kohlendioxid zusammengestellt. Es wird deutlich, dass die im Rahmen der Strömungsuntersuchungen mit Hilfe der Nebelmaschine definierten Messstellen für eine durchschnittliche (Messstelle 5) und für eine ungünstige Stallluftsituation (Messstelle 7) die Erwartungen belegen.

Tabelle 4: Betrieb 2 – Statistische Maßzahlen zu den Stallluftmessungen an Messstelle 5 und Messstelle 7: Mittelwert, relative Standardabweichung und Amplitude des mittleren Tagesganges

Stallgas	Messstelle	Mittelwert	Standard- abweichung	mittlere Tagesgang	
		[mg/m ³]	[%]	Minimum [mg/m ³]	Maximum [mg/m ³]
Ammoniak-	5	1,375	51,0	0,646	1,871
	7	1,696	54,0	0,764	3,330
Methan	5	8,755	34,2	6,683	10,369
	7	12,294	29,3	9,358	16,377
Kohlendioxid	5	1.076	8,1	983	1.126
	7	1.197	10,2	1.069	1.338

In **Tabelle 5** sind die zur Messung eingesetzten Verfahren und relevante Informationen dargestellt. Die Bestimmung aller Komponenten wurde vor und während der Messung durch Qualitätssicherungsmaßnahmen (Aufgabe von zertifiziertem Prüf- und Nullgas, Funktions- und Dichtigkeitskontrollen) validiert.

Tabelle 5: Stallluftmessungen – Messmethoden, gemessene Parameter

Messobjekt und Informationen Spurengase ³⁾	Messbereich ¹⁾	Art ²⁾	Messverfahren
			Bezeichnung, Norm bzw. Richtlinie
Lachgas	0,3 – 300 ppm	K	Photoakustische IR-Spektroskopie
Ammoniak	0,2 – 200 ppm	K	Photoakustische IR-Spektroskopie
Kohlendioxid	1,5 – 15.000 ppm	K	Photoakustische IR-Spektroskopie
Methan	4,0 – 4.000 ppm	K	Photoakustische IR-Spektroskopie
Wasserdampf	0,1 ppm bis ∞	K	Photoakustische IR-Spektroskopie

1) alle Konzentrationsangaben im Normzustand feucht

2) K = Messverfahren mit kontinuierlich arbeitendem Analysator

3) weitere Komponenten möglich

Mit den umfangreichen Stallluftuntersuchungen in einem Stall des Betriebes 2 wurde der Versuch unternommen, über eine dreiwöchige Messperiode die Entstehung und den Abtransport der emissionsrelevanten Gase (Ammoniak und Methan, korrespondierend zur Kohlendioxidkonzentration) zu beschreiben. Wegen der unsteten Anströmungsverhältnisse infolge von wechselnden Wetterlagen, diffusen Strömungsrichtungen und unterschiedlichen Abluftmengen war eine stundengenaue Schätzung der Volumenströme nicht möglich. Deshalb sind in frei gelüfteten Rinderställen mit ungerichteter Luftführung, deren Stallklima stark von den jeweiligen meteorologischen Bedingungen beeinflusst werden, kontinuierliche Emissionsmessungen an den Stallöffnungen messtechnisch kaum beherrschbar. Hinzu kommen weitere emittierende Wirtschaftsflächen von unterschiedlicher Größe und mit verschiedenen Emissionsanteilen, die durch Stallluftmessungen nicht berücksichtigt werden. Aus diesen Gründen konnten die Emissionsfrachten von Ammoniak aus den Stallanlagen in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung nicht berechnet werden.

Wegen dieser Erkenntnisse wurde in der weiteren Projektbearbeitung auf stallbezogene Emissionsmessungen verzichtet. Stattdessen wurde die gesamte Rinderanlage an der Anlagengrenze als eine Emissionsquelle betrachtet, an der ein Ferntrassenmesssystem (DOAS) zur kontinuierlichen Messung von zeitlich hoch aufgelösten Ammoniakimmissionskonzentrationen betrieben wurde. Die **Abbildung 6** zeigt, dass die gemessenen Ammoniakimmissionen während der Stallluftmessungen vom

17.09.2008 bis 06.10.2008 gut mit den Windanströmungsklassen korrespondieren. Die aus Südwest anströmenden Immissionen emittieren aus den in dieser Richtung befindlichen Stallanlagen.

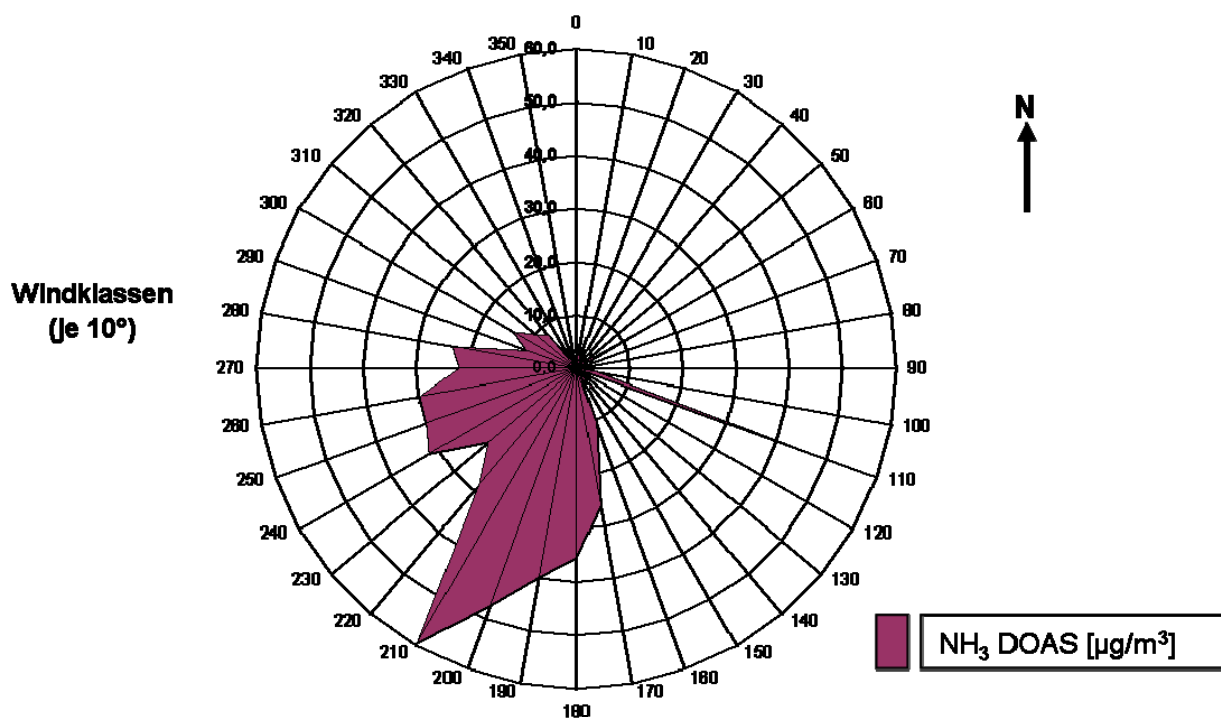


Abbildung 6: Betrieb 2 – Ammoniakimmissionskonzentrationen auf der DOAS-Trasse in Abhängigkeit von Windanströmungsklassen im Untersuchungszeitraum 17.09.2008 bis 06.10.2008

1.2.2 Immissionen

Die Ammoniakimmissionen und Depositionen im Umfeld von Rinderhaltungen sind durch folgende Messungen zu erfassen:

- a) kontinuierliche Ammoniakimmissionsmessungen in der Abluftfahne der Stallanlagen mit DOAS
- b) monatliche Ammoniakimmissionsmessungen mit Passivsammlern in Abhängigkeit vom Abstand zur Anlage
- c) monatliche Ammoniumdepositionen mit Bulk-Sammlern in Abhängigkeit vom Abstand zur Anlage

Die parallele Messung von Ammoniakimmissionen und Depositionen sollen die Datenbasis für Untersuchung des Einflusses der Stallanlage auf die Umgebung verbessern.

2 Untersuchungsojekte

2.1 Auswahl der Standorte

2.1.1 Auswahlkriterien

Die Auswahl der zu untersuchenden zwei Rinderhaltungsstandorte erfolgte unter folgenden Prämissen:

- a) Die Haltungsform ist für sächsische Verhältnisse repräsentativ und entspricht dem Stand der Technik.
- b) Im Nahbereich bis 400 m umgibt die Anlage in mehreren Himmelsrichtungen Wald.
- c) Andere Tierhaltungen üben keinen Einfluss aus.
- d) Es gibt maximal fünf Ställe, um die Modellierung nicht zu aufwendig zu gestalten.
- e) Das die Anlage umgebende Gelände weist nur geringe Geländeunebenheiten und keine Strömungshindernisse auf.
- f) Es gibt keine besonderen lokalen meteorologischen Bedingungen und die Anlage wird möglichst ungestört angeströmt.

2.1.2 Standorte

Nach Überprüfung der Voraussetzungen von 80 Milchviehanlagen gelangten fünf Milchviehanlagen in die engere Auswahl. Im Anschluss an die Besichtigung von vier Betrieben und ihres Umfeldes erklärten sich zwei Eigentümer bereit, ihren Betrieb als Untersuchungsstandort zu Verfügung zu stellen. Auf Basis der unter **Kapitel 2.1.1** genannten Auswahlkriterien wurden Betrieb 1 und Betrieb 2 für dieses Projekt ausgewählt.

Betrieb 1:

Der Betrieb 1 ist im Lausitzer Heide- und Teichgebiet angesiedelt und befindet sich in der Zone 2 eines Biosphärenreservates. Eine Änderung der Haltungsform ist aufgrund des Standortes nicht möglich. Die Anlage besteht aus drei konventionellen Ställen, die mit Einstreu (Stroh) betrieben werden. Der Produktionsstall mit Melkhaus ist ein dreireihiger Laufstall mit eingestreuten Hochboxen und mobiler Entmistung sowie mit einseitig angeschleppter, überdachter Außenfütterung. Der Reproduktionsstall (Stall 2) wird als Tiefstreustall im Sommer mit einem an die Anlage angrenzenden Weidebetrieb kombiniert. In einem dritten Stallgebäude sind die Boxen für die Kälber auf Stroh eingerichtet. An der östlichen Anlagengrenze beginnt ein Kiefernwald. In südlicher Richtung liegen umfangreiche betriebseigene Weiden. Westlich des Betriebes befindet sich die Ortslage. Das Gelände nördlich bis zum ca. 200 m entfernten Wald wird landwirtschaftlich genutzt.

Betrieb 2:

Der Betrieb 2 befindet sich im Lausitzer Heide- und Teichgebiet. Er besteht aus fünf Ställen und wird auf Gülle und Stroh-einstreu betrieben. Die zwei Produktionsställe für Milchvieh, das Melkhaus und der Kälberstall sind räumlich zusammenhängend. Die Gebäudeabstände sind gering und teilweise überdacht. Die Produktionsställe für Milchvieh verfügen über plan befestigte Laufgänge mit Faltschieberentmistung und sind mit Liegeboxen und Komfortgummimatten mit Strohmehlabstreu ausgestattet. Die Kälber werden die ersten 21 Tage in Einzelglus unter einem Wetterschutzdach in diesem Gebäudekomplex und in den weiteren Haltungsabschnitten bis ca. 6. Lebensmonat in Gruppen auf Stroheinstreu bei 14-tägiger Entmistung gehalten. Die Jungrinder sind in einem Zweiraum-Tiefstreustall mit Außenfütterung aufgestellt. Ein allseitig geöffneter Offenstall mit Wetterschutzwand wird als Abkalbestall mit Stroheinstreu betrieben. Auf dem Anlagengelände wurde in nordwestlicher Richtung im November 2007 eine 500 kW Biogasanlage in Betrieb genommen. Die Anlage befindet sich im Außenbereich ca. 800 m von der nächsten Dorflage entfernt und wird in südlicher Richtung von einem Kiefernwaldstreifen begrenzt. Sie grenzt in nordöstlicher Richtung direkt an ein großes Waldgebiet an. In westlicher und östlicher Richtung ist eine gute Luftanströmung gegeben. Eine Beeinflussung der Anlagenemissionen durch andere Tierhaltungsanlagen im näheren Umfeld ist auszuschließen.

2.1.3 Festlegung der Messpunkte

Um die Messpunkte für Passiv- und Depositionssammler festzulegen, an denen mit den höchsten Stickstoffkonzentrationen mit zunehmendem Abstand zur Betriebsgrenze zu rechnen ist, wurden für beide Betriebe Ausbreitungsrechnungen mit dem Rechenprogramm AUSTAL 2000 durchgeführt (vgl. **Kapitel 7.1**). Für diese Ausbreitungsrechnungen wurde die Ausbreitungs-klassenstatistik der meteorologischen Station Görlitz verwendet. Es zeigte sich, dass die berechneten Konzentrationen verhältnismäßig gleich verteilt waren, so dass sich für keine Himmelsrichtung erhöhte Werte im Vergleich zu anderen Himmelsrichtungen ergaben. Damit konnte die Ausrichtung der Messstrecke entsprechend den Bedingungen vor Ort ausgewählt werden. Bei Betrieb 1 wurde die West-Ost-Richtung gewählt. Beim Betrieb 2 sollte anfangs eine betriebseigene Weidefläche in östlicher Richtung für die Aufstellung der Messtechnik genutzt werden. Da diese Fläche aber für den Anbau von Mais umgenutzt wurde, erfolgte der Aufbau der Messstrecke auf einer Südwest-Nordost-Achse in das angrenzende Waldgebiet. Dadurch lagen alle Messpunkte im Wald mit Ausnahme eines Messpunktes bei Betrieb 1, der sich im Bereich der DOAS-Trasse befand (vgl. **Abbildung 7, Abbildung 8**).



Abbildung 7: Betrieb 1 – Ausrichtung der Passiv-/Bulk-Sammlertrasse



Abbildung 8: Betrieb 2 – Ausrichtung der Passiv-/Bulk-Sammlertrasse

2.2 Erfassung der tierspezifischen Daten

Für die Beurteilung der Emissionen der Tierhaltungen sind die Anzahl der Tierplätze pro Anlage von ausschlaggebender Bedeutung. In **Tabelle 6** und **Tabelle 7** sind die mittleren Tierzahlen über den Untersuchungszeitraum zusammengefasst.

Tabelle 6: Betrieb 1 – stallbezogene Tierplatzverteilung

Stall	Tierart	Tierplätze
1	Milchkühe	85
2	Jungrinder, Färsen, Zuchtbullen Trockensteher	74 24 2 12
3	Kälber	23
Summe		220

Tabelle 7: Betrieb 2 – stallbezogene Tierplatzverteilung

Stall	Tierart	Tierplätze
1	Milchkühe	154
2	Milchkühe	134
3	Trockensteher und Frischmelker	30
4	Jungrinder	87
5	Kälber- und Jungrinderstall	85
Summe		490

Die Tierzahlen wurden monatlich erfasst. Aus diesen Werten wurden für die weiteren Betrachtungen für jeden Stall auf Grundlage der Altersstruktur der dort untergebrachten Tierkategorien Jahresdurchschnittswerte errechnet. Die Belegung der Stallplätze ist in **Abbildung 9** dargestellt.

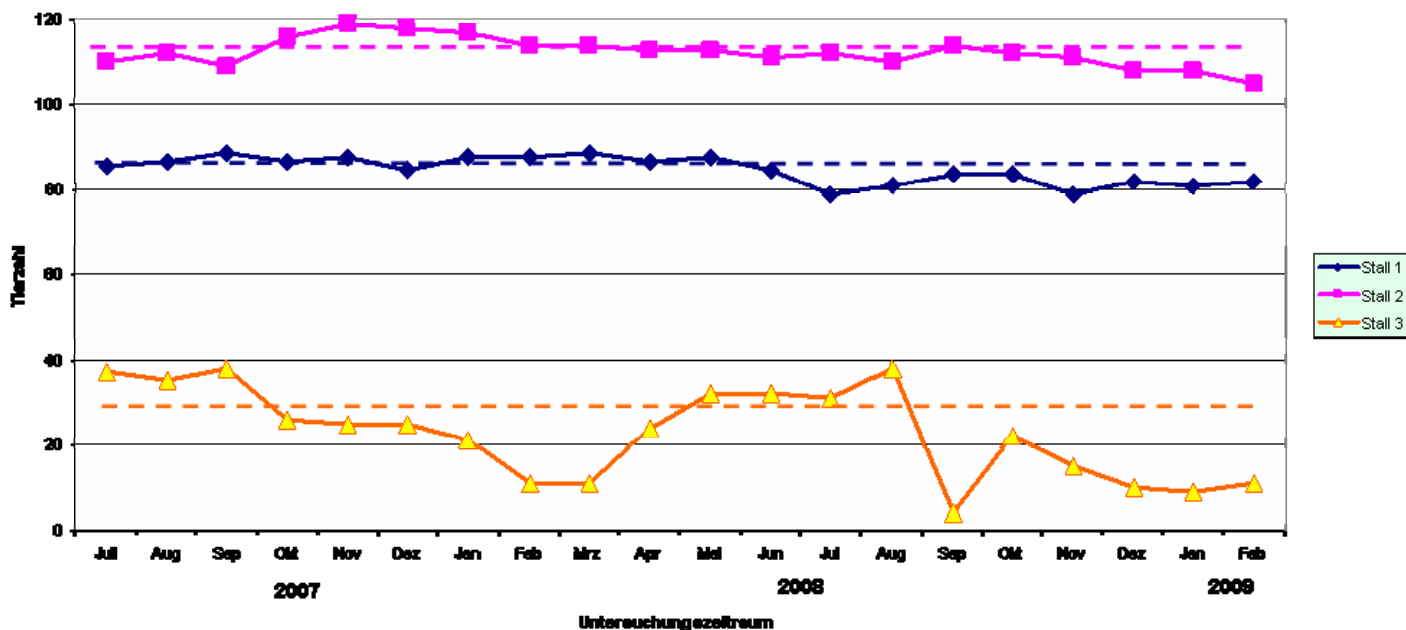


Abbildung 9: Betrieb 1 – Verlauf der stallbezogenen Tierplatzauslastung, Jahresdurchschnittswert (gestrichelte Linie)

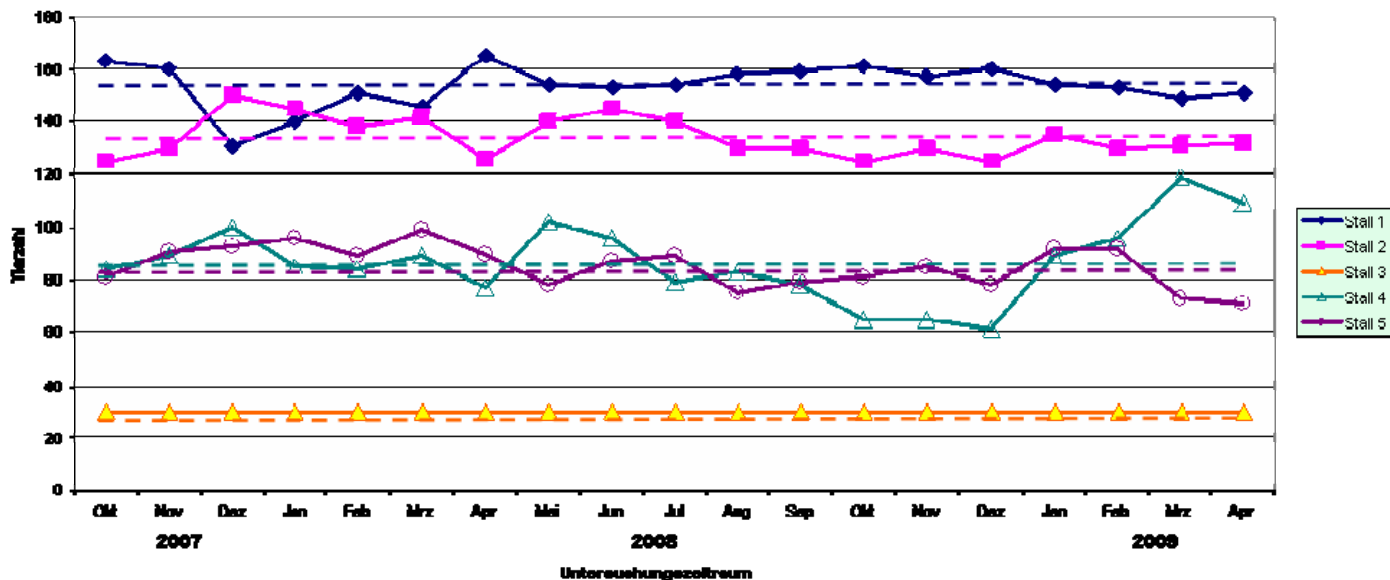


Abbildung 10: Betrieb 2 – Verlauf der tierspezifischen Daten, Jahresdurchschnittswert (gestrichelte Linie)

Die monatlichen Abweichungen der Tierplatzbelegung vom Jahresmittel (Abbildung 9, Abbildung 10: gestrichelte Linien) sind in den Betrieben sehr unterschiedlich (vgl. **Tabelle 8**).

Tabelle 8: Betrieb 1, Betrieb 2 – Streuung der Tierplatzbelegung um den Mittelwert im Untersuchungszeitraum

Gebäude	Kategorie	Mittelwert [Tierplätze]	Minimum [Tierplätze]	Minimum [%]	Maximum [Tierplätze]	Maximum [%]
Betrieb 1						
Stall 1	Kühe	85	79	-7,0	89	4,8
Stall 2	Kühe/Färsen/Jungrinder	112	105	-6,5	119	6,0
Stall 3	Kälber	23	4	-82,5	38	66,3
Betrieb 2						
Stall 1	Kühe	154	131	-14,7	165	7,4
Stall 2	Kühe	134	125	-6,8	150	11,8
Stall 3	Kühe/Färsen	30	30	0,0	30	0,0
Stall 4	Jungrinder	87	61	-29,8	119	37,0
Stall 5	Kälber	85	71	-16,7	99	16,2

Im Betrieb 1 variiert die Belegung im Stall 1 zwischen -7 % und +5 %. Eine ähnliche Spanne wurde im Stall 2 beobachtet. Die größere Streuung im Kälberstall (Stall 3) von -82 % bis +66 % ist mit der diskontinuierlichen Abkalbung zu erklären.

Infolge der kontinuierlich über das Jahr verteilten Abkalbungen war im Betrieb 2 die Auslastung der vorhandenen Tierplätze in den Ställen relativ ausgeglichen. Auf produktionstechnische Maßnahmen zur Verbesserung der Stallhygiene (zyklischer Leerstand/Reinigung einzelner Stallabteile) sind die Schwankungen im Produktionsstall 1 und Produktionsstall 2 in Höhe von -15 % bis +12 % zurückzuführen. Die Belegungsdichte in den Kälber- und Jungrinderställen (Stall 5 und Stall 4) ist für diese Halungsabschnitte und Aufstallungsformen typisch.

2.3 Ermittlung der Schadstoffemission

In diesem Kapitel werden die Verfahren zur Ammoniakemissionsermittlung erläutert. Als Vergleichsbasis wird das Verfahren mittels Emissionsfaktoren angenommen, das nachfolgend beschrieben wird.

2.3.1 Ermittlung der Schadstoffemissionen mit Emissionsfaktoren

In der TA Luft werden für die Tierhaltungen je Tierart Ammoniakemissionsfaktoren angegeben. Für die Rinderhaltung sind diese Werte in der **Tabelle 9** zusammengefasst.

Tabelle 9: Ammoniakemissionsfaktoren

Tiergruppe	Haltungsverfahren/ Aufstallungsart	NH ₃ -Faktor [kg/TP a]
Milchkühe	Anbindehaltung/Flüssigmist	4,86
	Anbindehaltung/Festmist	4,86
	Laufstallhaltung/Liegeboxen/Flüssigmist	14,57
	Laufstallhaltung/Liegeboxen/Festmist	14,57
	Laufstallhaltung/Tiefstreu	14,57
	Laufstallhaltung/Tretmist	15,79

Tiergruppe	Haltungsverfahren/ Aufstellungsart	NH ₃ -Faktor [kg/TP a]
Mastbullen	Anbindehaltung/Flüssigmist	2,43
	Anbindehaltung/Festmist	2,43
	Laufstallhaltung/Liegeboxen/Flüssigmist	3,04
	Laufstallhaltung/Tretmist	3,64
Jungvieh	Anbindehaltung/Flüssigmist	2,43
	Anbindehaltung/Festmist	2,43
	Laufstallhaltung/Liegeboxen/Flüssigmist	3,04
	Laufstallhaltung/Tretmist	3,64
Kälber	eingestreute Verfahren	1,4 (RL)
	einstreulose Verfahren, Spaltenboden	2,08 (RL)

Wie oben ausführlich dargestellt, konnten aus den Stallluft-Konzentrationsmessungen keine stallspezifischen Emissionsfaktoren in den Untersuchungsbetrieben ermittelt werden. Daher wurden für die Untersuchungsbetriebe die Emissionsfaktoren der TA Luft herangezogen und stallgenau in Abhängigkeit vom Haltungsverfahren und der über den Untersuchungszeitraum gemittelten Tierplatzzahl berechnet (vgl. **Tabelle 9**). Die mit den Standardemissionsfaktoren berechneten pauschalen Ammoniakemissionen sind in der **Tabelle 10** für den Betrieb 1 und **Tabelle 11** für den Betrieb 2 dargestellt.

Tabelle 10: Betrieb 1 – berechnete Ammoniakemission auf der Grundlage der Emissionsfaktoren der TA Luft

Stall	Tiergruppe	Haltungsverfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor	Tierzahl	NH ₃ -Emission gesamt
			[kg/TP·a]		[g/s]
1	Milchkühe	Laufstallhaltung/Liegeboxen/ Festmist	14,57	85	0,039
2	Färsen	Laufstallhaltung/Flachstreu	3,64	24	0,003
	Jungrinder	Laufstallhaltung/Flachstreu	3,64	74	0,009
	Milchkühe	Laufstallhaltung/Flachstreu	3,64	12	0,001
2	Zuchtbullen	Laufstallhaltung/Flachstreu	3,64	2	0,000
Summe Stall 2					0,013
3	Kälber	eingestreute Verfahren	1,4	23	0,001
Summe über alle Ställe					0,053

Das Haltungsverfahren im Stall 2 des Betriebes 1 entspricht einer Laufstallhaltung mit Flachstreu mit 14-tägiger Entmistung und Erneuerung der Strohmatten. Da für dieses Verfahren in der TA Luft kein Emissionsfaktor angegeben ist, wurde der Faktor für Tretmistställe herangezogen, wissend dass damit die Emissionen leicht überschätzt sein könnten. In der Summe über alle drei Ställe ergibt sich für Betrieb 1 eine geschätzte Ammoniakemission in Höhe von 0,055 g/s.

Tabelle 11: Betrieb 2 – berechnete Ammoniakemission auf der Grundlage der Emissionsfaktoren der TA Luft

Stall	Tiergruppe	Haltungsverfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor	Tierzahl	NH ₃ -Emission gesamt
			[kg/TP·a]		[g/s]
1	Milchkühe	Laufstallhaltung/Liegeboxen/ Flüssigmist	14,57	154	0,071
2	Milchkühe	Laufstallhaltung/Liegeboxen/ Flüssigmist	14,57	134	0,062
3	Färsen/Milchkühe	Laufstallhaltung/Flachstreu	14,57	30	0,014
4	Jungrinder	Laufstallhaltung/Tiefstreu	3,64	87	0,010
5	Kälber	eingestreute Verfahren	1,4	85	0,004
Summe über alle Ställe					0,161

Mit 0,161 g/s ist die geschätzte Ammoniakemission im Betrieb 2 im Vergleich zum Betrieb 1 aufgrund der mehr als doppelten Tierplätze um etwa den Faktor 3 erhöht. Auch in diesem Fall wurden mangels bekannter Emissionsfaktoren für die Haltungsverfahren mit Flach- bzw. Tiefstreu in Stall 3 und Stall 4 die Faktoren vergleichbarer Haltungsformen gewählt.

2.3.2 Ermittlung der Schadstoffemission mit Volumenstrommessung

Die in der Emissionsüberwachung übliche Methode zur Emissionsbestimmung ist das Messen des Volumenstroms der Stallluft und der darin enthaltenen Schadstoffkonzentration. Voraussetzung dazu ist, dass ein definierter, messbarer Luftvolumenstrom die Emissionsquelle verlässt. Aus dem Produkt beider Größen wird die Emissionsrate errechnet und als Stundenmittelwert dargestellt. Diese Methode wird hauptsächlich dann angewendet, wenn mit keiner konstanten Emission zu rechnen ist. Um eine repräsentative Jahresemission zu erhalten, sind die Messungen über einen längeren Zeitraum in verschiedenen Jahreszeiten durchzuführen.

Wie in **Kapitel 1.2.1** ausgeführt, wurden die Möglichkeiten der Messung des Volumenstromes in den allseitig geöffneten Rinderställen exemplarisch an einem Stall im Betrieb 2 untersucht. Die Ergebnisse erlauben den Schluss, dass der Volumenstrom in zeitlicher und räumlicher Ausbreitung sehr stark variiert, beeinflusst durch die Windanströmung und durch die Strömungsverhältnisse im Stall. In Folge fließt die beladene Abluft nicht berechenbar aus den allseitigen, großen Wand- und Dachöffnungen ab. Für direkte Messungen in den Gebäudeöffnungen sind der technische und finanzielle Aufwand unverhältnismäßig hoch. Um zu zeigen, wie sich der Tagesgang der Emissionen auf den Tagesgang der Immissionen auswirkt, wurden im Betrieb 2 die exemplarischen Stallluftmessungen von September 2008 bis Oktober 2008 durchgeführt.

Mit zwei Ultraschallanemometern wurden die Stallluftgeschwindigkeit und die Strömungsrichtungen an Messstelle 5 und Messstelle 7 gemessen. In der **Abbildung 11** sind die ermittelten Stallluftgeschwindigkeiten den Windanströmungsklassen zugeordnet. Zur Orientierung wurde die Stallausrichtung der Windrose hinterlegt. Während des Untersuchungszeitraumes vom 17.09.2008 bis 06.10.2008 wurden die installierten Lüfter nicht betrieben, da die Außentemperatur nicht über 15 °C anstieg. Damit sind die gemessenen Stallluftgeschwindigkeiten und Strömungsrichtungen an den beiden Messpunkten ausschließlich auf die Anströmung des Windes zurückzuführen.

Es wurden die höchsten mittleren Stallluftgeschwindigkeiten an der zentralen Messstelle 5 immer dann gemessen, wenn der Wind aus westlicher Richtung anströmte. Andere Anströmungen führten dort zu deutlich niedrigeren mittleren Stallluftgeschwindigkeiten. Eine Ausnahme bildeten die Anströmungen aus Nordnordwest und Osten, für die Stundenmittelwerte über 0,2 m/s ermittelt wurden. Die Darstellung verdeutlicht auch, dass an Messstelle 7 eine geringere Luftbewegung auftrat. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass der geringere Volumenstrom an der Messstelle 7 zu höheren Gaskonzentrationen führen muss, was **Abbildung 12 bis Abbildung 14** für Ammoniak, Methan und Kohlendioxid verdeutlichen.

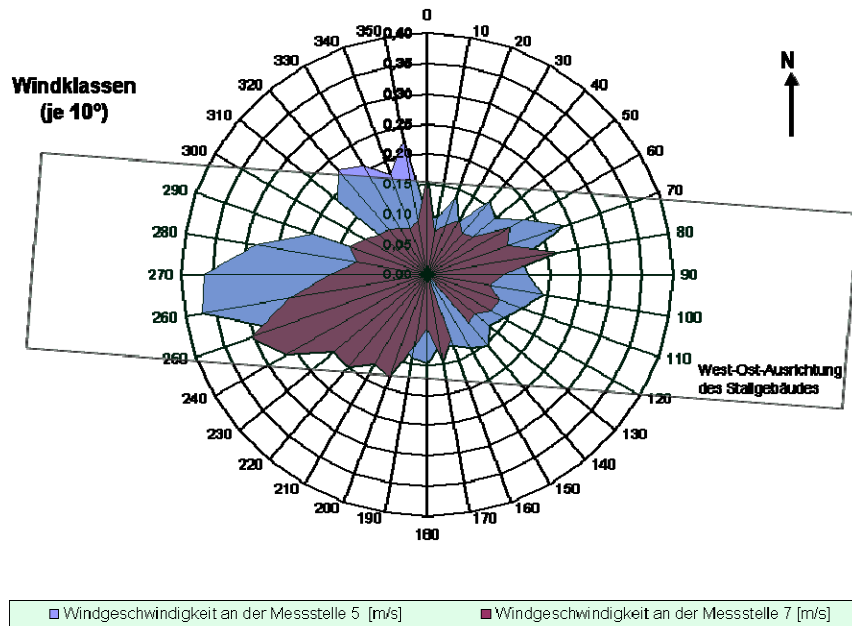


Abbildung 11: Betrieb 2 – Stallluftgeschwindigkeit an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windströmungsklassen

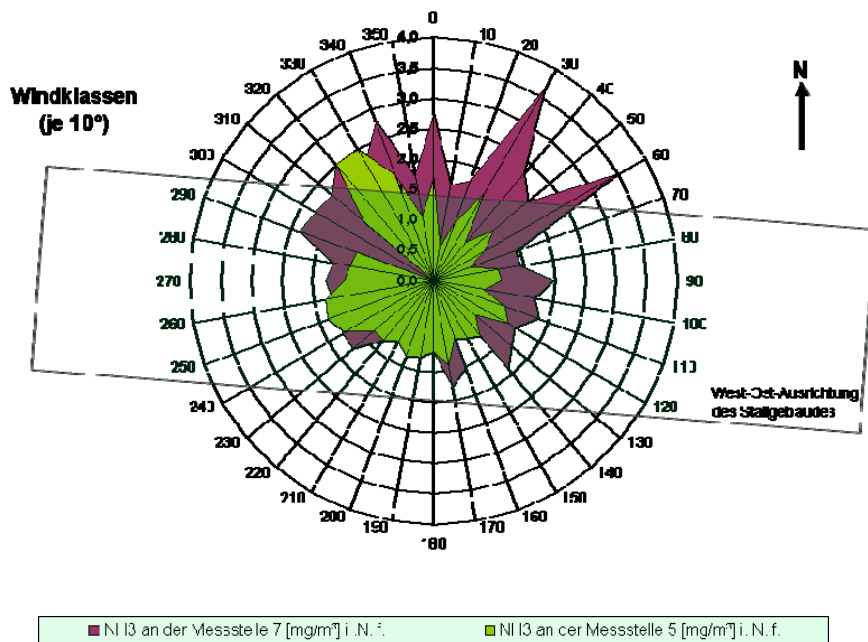
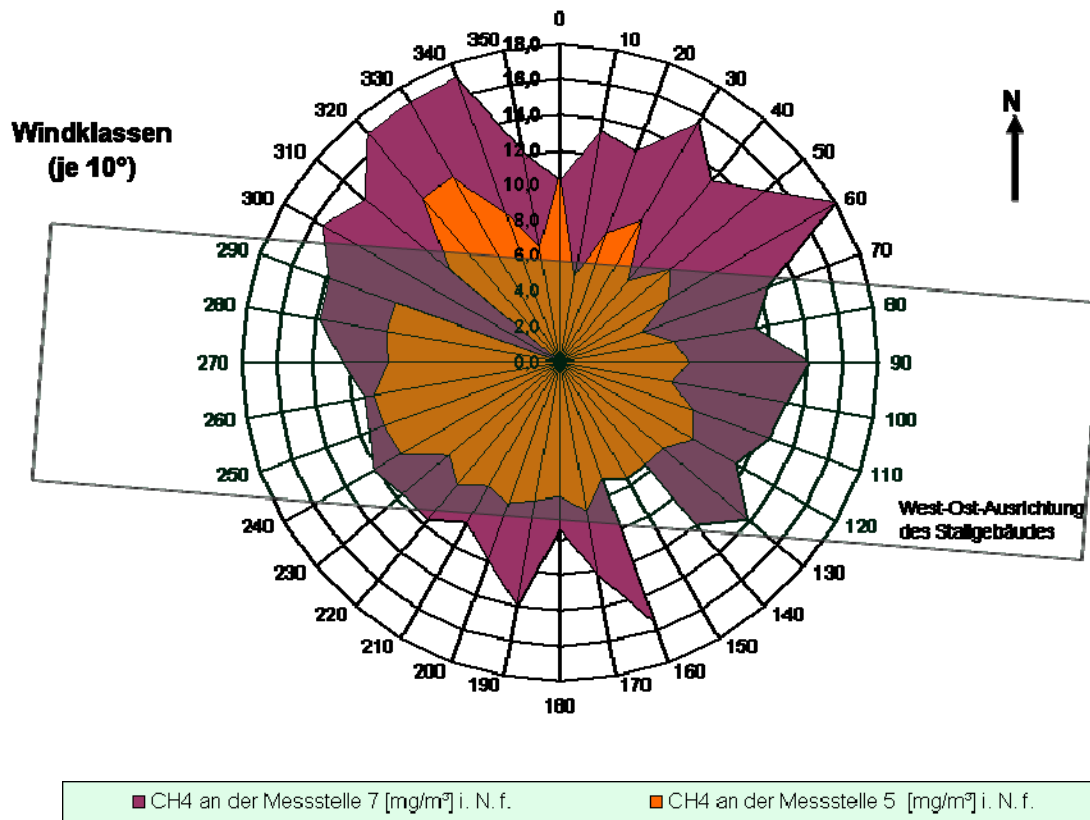


Abbildung 12: Betrieb 2 – Ammoniakkonzentration an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windströmungsklassen

Die mittlere Ammoniakkonzentration war an Messstelle 7 gegenüber Messstelle 5 um 44 % bzw. um $0,56 \text{ mg/m}^3$ erhöht. Die höchsten Konzentrationen wurden gemessen, wenn Anströmungen aus nördlicher bis nordöstlicher Richtungen anlagen. Dann war ein Luftwechsel an Messstelle 7 kaum möglich und die Ammoniakkonzentration stieg im Mittel über $3,6 \text{ mg/m}^3$ an.

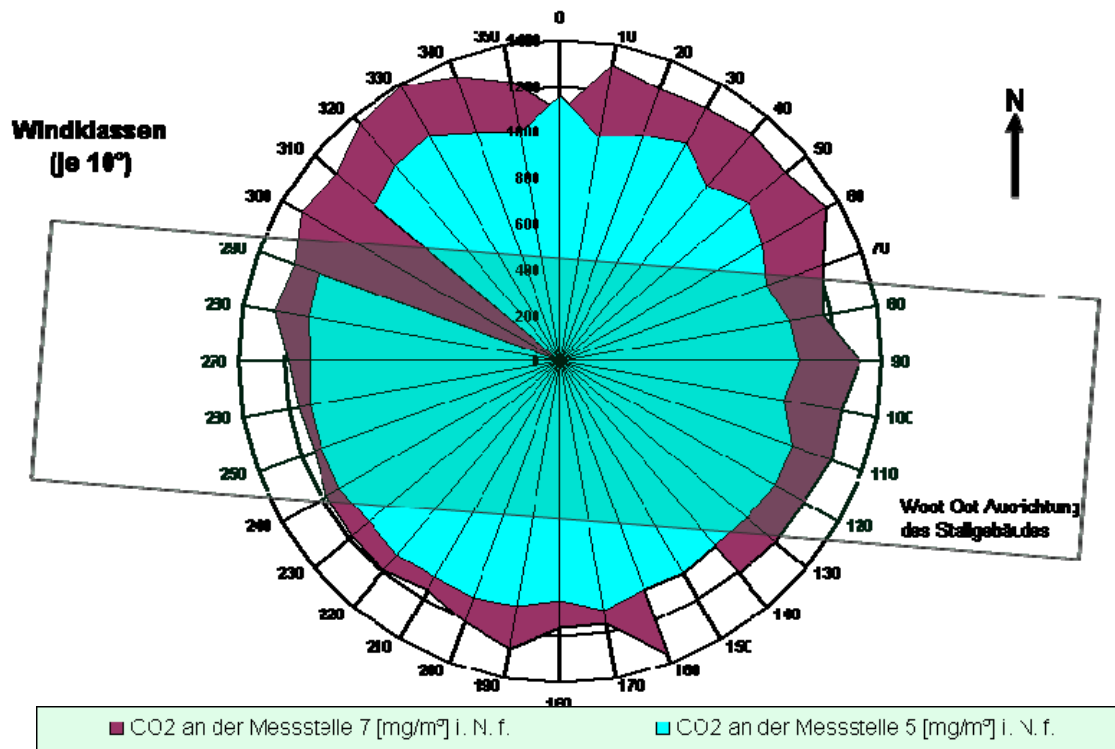
An der Messstelle 5 wurden hohe mittlere Ammoniakkonzentrationen in keiner Windanströmklasse beobachtet. Die höchsten mittleren Konzentrationen traten mit 2,60 mg/m³ bzw. 1,84 mg/m³ bei Anströmungen aus nördlicher bzw. westlicher Richtung auf, obwohl in diesen Windanströmklassen auch hohe Luftgeschwindigkeiten gemessen wurden. Es wird vermutet, dass in diesen Fällen eine Ammoniakverfrachtung von der Messstelle 7 zur Messstelle 5 erfolgte.



i. N. f. = im Normzustand feucht

Abbildung 13: Betrieb 2 – Methankonzentration an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windanströmklassen

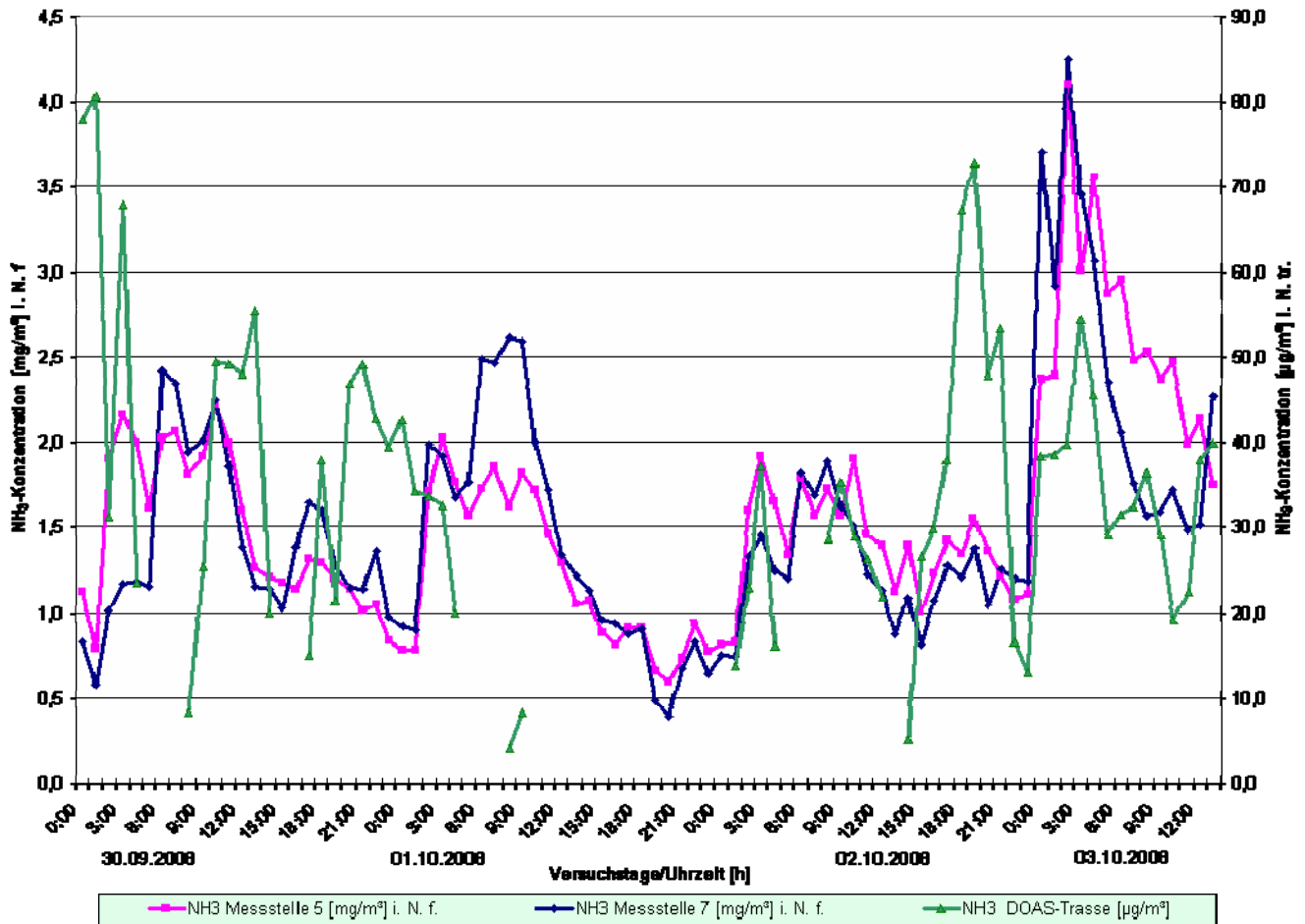
Ein ähnliches Ausbreitungsbild zeigt die Methankonzentration in Abhängigkeit zu den Windanströmklassen (vgl. **Abbildung 13**). Markant sind die hohen mittleren Konzentrationswerte an der Messstelle 7. Sie sind im Mittel um 4,72 mg/m³ bzw. um 58 % gegenüber der Messstelle 5 erhöht und ergeben sich insbesondere bei Anströmverhältnissen aus nordwestlichen und nordöstlichen Richtungen.



i. N. f. = im Normzustand feucht

Abbildung 14: Betrieb 2 – Kohlendioxidkonzentration an Messstelle 5 und Messstelle 7 in Abhängigkeit der Windanströmklassen

Die mittleren Kohlendioxidkonzentrationen in **Abbildung 14** fielen erwartungsgemäß unabhängig von den Windanströmklassen einheitlich aus. Die Einschnitte in der Windanströmklasse 300° an Messstelle 5 und in der Windanströmklasse 150° an der Messstelle 7 beruhen auf Fehlwerten. An Messstelle 7 war die mittlere Kohlendioxidkonzentration um 16 % bzw. um 165 mg/m³ gegenüber der Messstelle 5 erhöht.



i. N. f. = im Normzustand feucht, i. N. tr. = im Normzustand trocken

Abbildung 15: Betrieb 2 – Vergleich des Tagesgangs der Ammoniakkonzentration in der Stallluft an Messstelle 5 und Messstelle 7 mit dem Tagesgang der Ammoniakimmissionskonzentration der DOAS-Trasse

Der Vergleich ausgewählter Tagesgänge der Ammoniakkonzentration in der Stallluft und auf der DOAS-Trasse während einer über vier Tage konstanten Westanströmung zeigte für Stundenmittelwerte einen ähnlichen Kurvenverlauf (vgl. **Abbildung 15**). Aufgrund ungenügender Datenpaare war eine statistische Sicherung dieser Aussage nicht möglich.

2.3.3 Vergleich der Ermittlungsmethoden

Da in beiden Betrieben die Tiere in frei gelüfteten Ställen gehalten wurden, kam die Emissionsermittlung durch Volumenstrommessung nicht in Frage. Deshalb wurden die Emissionen der Luftschadstoffe nur über Standardemissionsfaktoren ermittelt. Da diese nur bedingt die Besonderheiten der jeweiligen Haltungsart berücksichtigen, ist zu erwarten, dass die durch die Rückrechnung aus den gemessenen Immissionen ermittelten Emissionen von den errechneten Emissionen abweichen können.

3 Erfassung der meteorologischen Daten

Die für die Auswertung der Ammoniakimmissionsmessungen notwendigen meteorologischen Daten wurden direkt am DOAS-Empfänger gemessen. Mit dem Ultraschallanemometer (USA) werden neben der Windrichtung und der Windgeschwindigkeit auch die Turbulenzparameter in 7,50 m Höhe erfasst. Zusätzlich werden die Außentemperatur und die Luftfeuchtigkeit überwacht (vgl. **Kapitel 4.1**).

4 Erfassung der Ammoniakimmissionen mit dem DOAS-Trassenmesssystem

4.1 Messverfahren

Die Immissionsmessungen mit dem DOAS-Trassenmesssystem sollen unter Verwendung der registrierten meteorologischen Parameter eine inverse Ausbreitungsrechnung ermöglichen.

Es handelt sich um ein optisches Trassenmesssystem, das nach dem Prinzip der differentiellen optischen Absorptionsspektroskopie (DOAS) arbeitet. Bei diesem Verfahren ist die Messstrecke die Entfernung zwischen einem Lichtsender und einem Lichtempfänger. Der Lichtsender ist eine Xenonhochdrucklampe mit einem Lichtspektrum von ca. 200 nm-500 nm, die mit Hilfe eines Hohlspiegels auf den Lichtempfänger fokussiert wird. Im Lichtempfänger wird das Licht mit einem Hohlspiegel auf ein Glasfaserkabel gebündelt und zum Analysator weitergeleitet. Messstrecken bis zu 1.000 m sind möglich. Die Messstrecken werden laseroptisch vermessen und in das System eingegeben.

Die Absorption der Lichtmenge in der Messstrecke ist nach dem Absorptionsgesetz von Lambert-Beer ein Maß für die Anzahl von Molekülen im Lichtweg. Da jedes Gas ein eigenes Absorptionsspektrum hat, können im Lichtweg die Konzentrationen mehrerer verschiedener Gase gleichzeitig bestimmt werden.

Im Analysator wird in einem Spektrometer das Licht mit Hilfe eines optischen Gitters in schmale Wellenlängenbänder zerlegt und in einem Detektor in elektrische Signale umgewandelt. Die Auswertung wird für jeden Wellenlängenbereich einzeln durchgeführt und beruht auf dem Vergleich des gemessenen Spektrums mit Referenzspektren. Im Rechner wird der Einfluss der Lampe und der Breitbandabsorption (Aerosole, Staub, Wasserdampf) eliminiert, sodass ein differentielles Absorptionsspektrum als Kombination aller im Lichtweg vorhandenen Gase resultiert. Das Spektrum wird mit Referenzspektren verglichen. Der Rechner variiert dabei die Größenfaktoren der Referenzspektren bis eine größtmögliche Übereinstimmung erzielt wird.

Die Empfängereinheit ist auf dem Dach eines mobilen Containers in ca. 2,50 m Höhe montiert. Am Container befindet sich auch der Meteorologiemast mit den Gebern für Windrichtung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchte, Temperatur und dem Ultraschallanemometer in ca. 7,50 m Höhe. Im Container sind der Analysator und die Datenerfassung für das Ultraschallanemometer untergebracht. Die Sendereinheit befindet sich etwa auf gleicher Höhe wie die Empfängereinheit (vgl. **Abbildung 16**). Die Messstrecken hatten an den Betriebsstandorten folgende Längen:

Betrieb 1 Länge = 67 m

Betrieb 2 Länge = 140 m



Abbildung 16: a) DOAS-Sendereinheit am Betrieb 2,



b) DOAS-Container mit Empfänger und Meteorologie

4.2 Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung für die einzelnen Systeme erfolgt im Rahmen des Qualitätssicherungs-Systems (QS) jährlich.

■ Meteorologie

Die Messwerte werden vor Ort mit zertifizierten Messfühlern für Temperatur, relative Luftfeuchte und Luftdruck verglichen. Nach Ausrichtung des Windrichtungsgebers in Nordrichtung wird er von Hand in den Stellungen N = 360°, O = 90°, S = 180° und W = 270° überprüft.

■ DOAS-Trassenmesssystem

Jährlich erfolgt die Kalibrierung des Analysators durch den Gerätehersteller. Dabei wird eine in den Strahlengang eingeschwenkte Kalibrierküvette bestimmter Länge, mit zertifiziertem Prüfgas (38,6 ppm = 29,3 mg/m³ Ammoniakstickstoff) beaufschlagt. In der **Tabelle 12** sind die Kalibrierergebnisse zusammengefasst. Die ermittelten Abweichungen der jährlichen Kalibrierungen lagen jeweils unter 3 % des Sollwertes. Die Serviceprotokolle sind im Geräteordner archiviert.

Tabelle 12: Daten der Überprüfung vom 26.11.2008

Zellenlänge [mm]	kalkulierter Wert für 100 m Messstrecke [µg/m ³]	gemessen [µg/m ³]	Abweichung [%]
0	0	0	0
99,7	29,2	28,9	1,0
200,5	58,8	58,7	0,2
500	146,7	150,8	2,8
900	264,0	266,8	1,1

5 Erfassung der Ammoniakimmissionen mit Passivsammlern

5.1 Methodik der Ammoniakmessung mit Passivsammlern nach FERM

5.1.1 Aufbau, Wirkungsweise und Exposition

Passivsammler gestatten die Messung mittlerer Konzentrationen reaktiver Spurengase ohne zusätzliche Pumpen und elektrische Energiezufuhr. Der verwendete Diffusionssammler nach FERM (1991) hat sich im flächendeckenden Einsatz bewährt und seine Eignung in Vergleichsmessungen bewiesen (KIRCHNER et al. 1999; zit. in DÄMMGEN 2005). FERM-Sammler des Instituts für Wasser- und Luftuntersuchungen (IVL) in Göteborg werden seit 2001 in Deutschland auch im Rahmen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings eingesetzt (BAUMGARTEN et al. 2007). Die Messungen mit Passivsammlern wurden als Vierfachbestimmung durchgeführt. Die Sammlerhalterungen sind durch ein Schutzdach aus Plastik vor Hitze und Feuchtigkeit geschützt. Aufbau und Montage des eingesetzten IVL-Sammlers gehen aus **Abbildung 17** hervor.

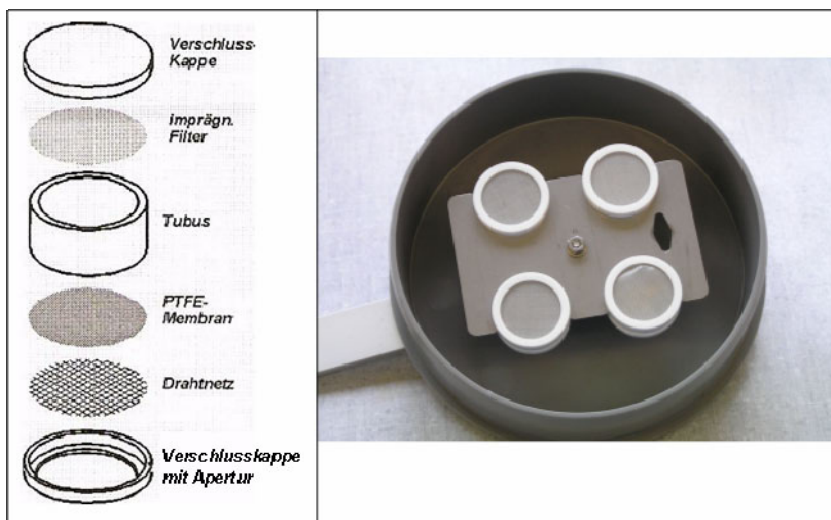


Abbildung 17: Aufbau eines IVL-Sammlers (Quelle: DÄMMGEN et al. 2005) sowie Montage der Sammler in der Schutzkappe (wirksame Tubuslänge l_R : 10 mm, Durchmesser Apertur: 20 mm)

Die obere Tubusöffnung wird mit einem Schnappdeckel verschlossen, auf dem sich ein beschichtetes Filter (Material: regenerierte Cellulose, Durchmesser: 25 mm, Porengröße: 0,45 μm) befindet. Die untere Öffnung wird von einem PTFE-Filter (Firma: Millipore, Durchmesser: 25 mm; Porengröße: 1,0 μm) verschlossen, das mit zwei Edelstahlnetzen (Maschenweite: 0,125 mm; Drahtdurchmesser: 0,08 mm) beidseitig stabilisiert und vor grober Verschmutzung geschützt wird. PTFE-Membran und Stahlnetze werden mit Hilfe eines zweiten Schnappdeckels (Material: PE) auf den Tubus gedrückt. Dieser Schnappdeckel mit Öffnung stellt gleichzeitig die "Sammelöffnung" des Passivsammlers dar. Zur Abscheidung von Ammoniak wird das Zellulosefilter mit in Aceton gelöster Zitronensäure beschichtet.

5.1.2 Vorbereitung der Sammler, Aufarbeitung und Analysenverfahren

Präparation und Aufarbeitung der Passivsammler für Ammoniak erfolgt in Anlehnung an FERM (1991), verändert nach Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) (ZERBIAN, pers. Mitteilung 2007). Die Cellulosefilter werden mit demineralisiertem Wasser zweimal vorgewaschen (Ultraschallbad), im Exsikkator getrocknet und mit 50 µl einer Lösung von Zitronensäure in Aceton (c = 3 %) imprägniert. Nach Trocknung der Filter unter Membranpumpenvakuum im Exsikkator wird der Passivsammler zusammengebaut. Bis zur Exposition werden die vier Passivsammler in einem Transportcontainer (PP) mit ebenfalls zitronensäuregetränktem Celluloseblatt im Deckel (Getterfilter) aufbewahrt. Die Exposition am Messort erfolgt nach geschützter Lagerung (mit Aluminiumfolieneinschlag im Exsikkator) üblicherweise innerhalb von vier Wochen.

Nach Beendigung der Exposition werden die Passivsammler im Labor zerlegt, das beschichtete Zellulosefilter mit einer Pinzette entnommen und in ein Szintillationsröhrchen überführt. Nach Zugabe von 10 ml Reinstwasser (Destillat) wird das Röhrchen mit dem Filter über Kopf geschüttelt. Im Filtereluat wird innerhalb von 24 h der Ammoniumgehalt mit einem Segmented-Flow-System photometrisch bestimmt. Pro Standort wurden jeweils der Mittelwert sowie die Standardabweichung der Konzentration der vier Sammler berechnet.

Die Berechnung der Ammoniakkonzentration erfolgte mit einem Excel-Formular der LANUV Essen (GÄRTNER, freundliche Überlassung 2007). Die hinterlegten Formeln beruhen auf Angaben in DÄMMGEN et al. (2005). Eine Temperaturkorrektur wurde nicht durchgeführt. Die Bestimmungsgrenze des Verfahrens beträgt nach dem Blindwertverfahren 0,7 µg/m³. Die Genauigkeit der Konzentrationsmessung genügt den im Projekt gestellten Ansprüchen (ZIMMERLING 2000). Für Auswertungen wird bei Unterschreiten der Bestimmungsgrenze per Konvention die halbe Bestimmungsgrenze eingesetzt. Qualitätssicherungsmaßnahmen sind im **Kapitel 5.2** beschrieben.

5.1.3 Einsatz der Passivsammler und Datenverfügbarkeit

Die Passivsammler wurden entlang von Messtrassen entsprechend der zu erwartenden Konzentrationsabnahme aufgebaut (vgl. **Kapitel 2.1.3**). Einem Referenzmesspunkt (REF) im Luv der Stallanlagen standen jeweils fünf Messpunkte mit zunehmender Entfernung von der Betriebsgrenze im Lee der Stallanlagen gegenüber (vgl. **Tabelle 13**). Die Messhöhe betrug einheitlich 3,50 m über Geländeoberfläche.

Tabelle 13: Messpunkte im Umfeld von Betrieb 1 und Betrieb 2; die Ziffern entsprechen der Entfernung zur jeweiligen Emissionsquelle (F = Freiland, K = Kiefernwald, REF = Referenzmesspunkt)

Betrieb 1	5 F	170 K	290 K	390 K	500 K	REF
Betrieb 2	10 K	280 K	350 K	425 K	515 K	REF

Bei den Waldbeständen am Betrieb 1 handelt es sich im Oberstand um schwache Kiefernbaumhölzer mit lockerem Kronenschluss, welche am Waldrand 71 Jahre und ab dem Messpunkt K 290 waldeinwärts 137 Jahre alt sind. Die Oberhöhe des jüngeren Bestands weicht mit 21 m vom älteren Bestand nur um einen Meter ab (20 m).

Am Messpunkt 10 K des Betriebes 2 stocken mit lockerem Kronenschluss horstweise Pappeln (PAP), Birken (GBI) und Kiefern im Alter von 49 Jahren bzw. 59 Jahren. Die Oberhöhe beträgt 13 m (GBI) bis 18 m (PAP). Die anderen Messpunkte sind mit Kiefern bestockt, deren Kronenschluss locker (Messpunkt 280 K), gedrängt (Messpunkt: 350 K, 425 K) bzw. geschlossen (Messpunkt 515 K) ist und die ein Alter von 84 Jahren, 64 Jahren bzw. 54 Jahren aufweisen. Die Oberhöhen liegen zwischen 11 m (Messpunkt 515 K), 16-19 m (Messpunkt 10 K) und 20 m.

Im Umfeld von Betrieb 1 wurden die Messungen von Oktober 2007 bis Januar 2009, im Umfeld von Betrieb 2 von April 2008 bis März 2009 im Monatsrhythmus durchgeführt. Die mittlere Expositionsdauer betrug für Betrieb 1 31 Tage, für Betrieb 2 30 Tage. Von insgesamt 147 Messwerten lagen 15 Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (vgl. **Tabelle A 3** und **Tabelle A 4** im Anhang).

5.2 Datenqualität

Je Messpunkt und Probenahmezeitpunkt liegen Daten von vier parallelen Passivsammlermessungen vor, aus denen eine mittlere relative Standardabweichung (relative standard deviation, RSD [%]) für den gesamten Messprozess berechnet wurde. Die relativen Verfahrensstandardabweichungen sind in **Abbildung 18** (gesamter Konzentrationsbereich) und **Abbildung 19** (Konzentrationsbereich bis 10 µg/m³) für alle Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze dargestellt. Die relative Standardabweichung beträgt im Mittel 7,4 % und belegt die Präzision und Wiederholbarkeit der Messungen.

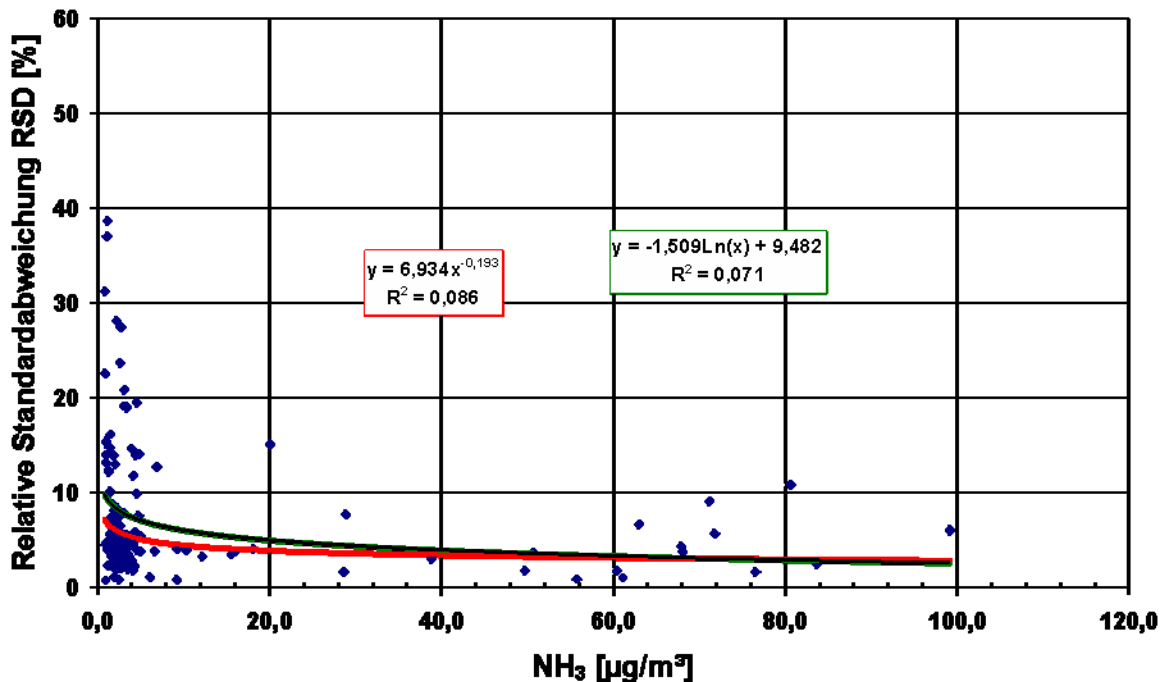


Abbildung 18: Relative Verfahrensstandardabweichung für den gesamten Konzentrationsbereich

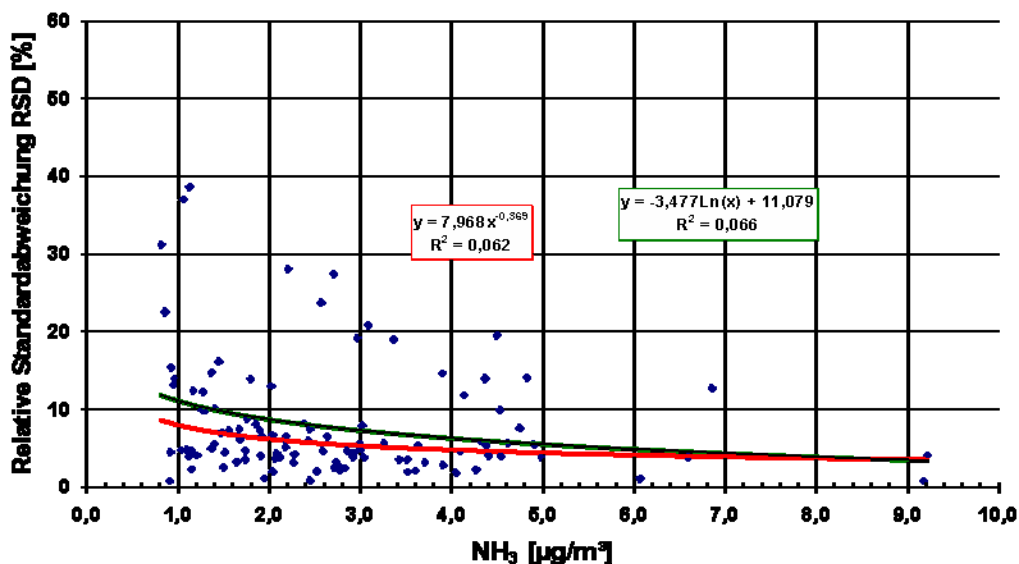


Abbildung 19: Relative Verfahrensstandardabweichung für den Konzentrationsbereich bis 10 µg/m³ Ammoniak

Eine orientierende statistische Analyse der RSD an den einzelnen Messpunkten belegt den zusätzlichen Einfluss des Expositionsortes auf den Fehler des Messverfahrens. **Abbildung 20** und **Abbildung 21** zeigen die Auswertungen für die beiden Messstrassen. Die Mediane der RSD schwanken zwischen 3,8 % und 8,1 % (Betrieb 1) und zwischen 3,9 % und 6,7 % (Betrieb 2).

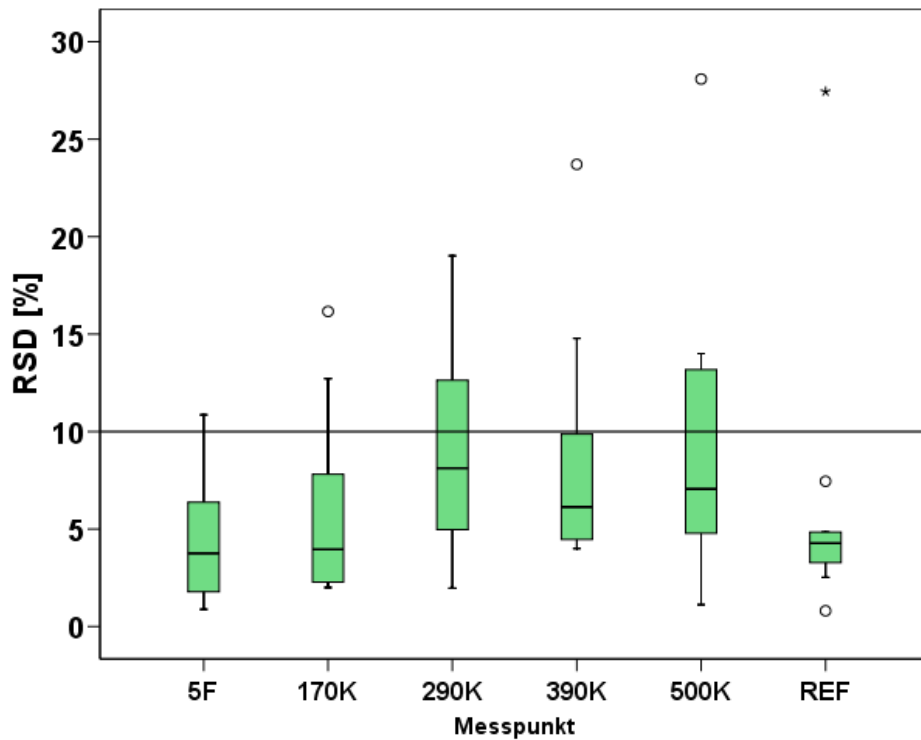


Abbildung 20: Betrieb 1 – Relative Verfahrensstandardabweichung der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern an den Messpunkten

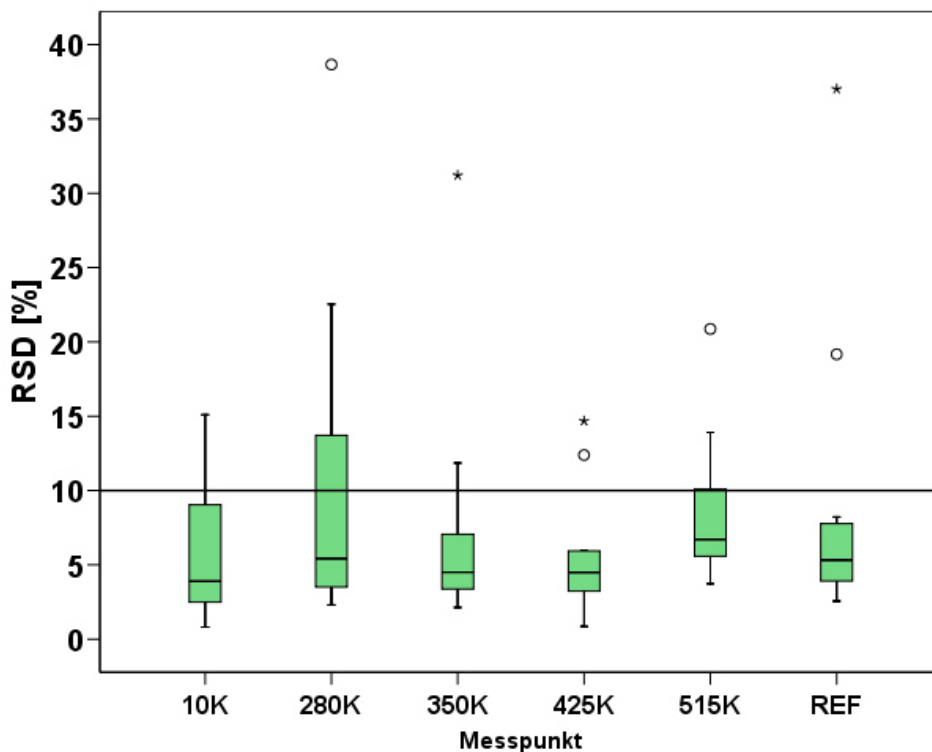


Abbildung 21: Betrieb 2 – Relative Verfahrensstandardabweichung der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern an den Messpunkten

Zusätzlich zu diesen projektinternen Qualitätssicherungsberechnungen wurden die Messergebnisse auch über externe Maßnahmen abgesichert. So nimmt das Bodenlabor des Staatsbetriebes Sachsenforst seit Mitte 2007 an Ringversuchen zu Ammoniakmessungen teil. Diese werden durch die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) in Karlsruhe (Dr. Ralf Lump) koordiniert und am Standort Schleicherhof durchgeführt. Es wird der Gesamtprozess von der Präparation der Filter bis zur Analytik bewertet. Neben der LUBW und dem SBS nehmen daran das Bayerische Landesamt für Umwelt (LFU), das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) sowie das Johann

Heinrich von Thünen-Institut (vTI) in Braunschweig teil. In **Abbildung 22** sind Ergebnisse eines Vergleichs zwischen Passiv- und Aktivsammelverfahren (Denuder) dargestellt (LUMPP, freundliche Mitteilung 2009). Die auf 46 Wertepaaren für die Periode 14.02.2008 bis 30.12.2009 beruhende Grafik belegt die sehr gute Übereinstimmung der Ergebnisse von Passivsammlern mit dem aktiven Referenzverfahren.

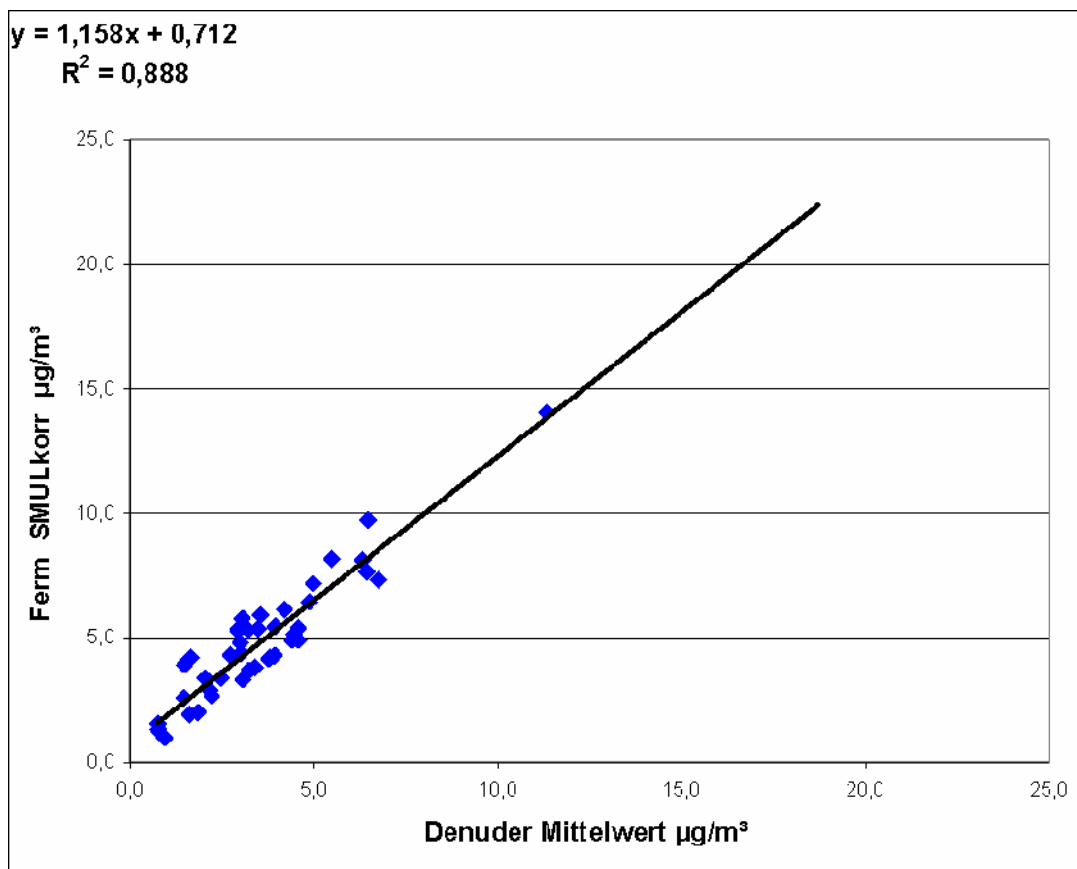


Abbildung 22: Ergebnisse eines Ringversuchs der LUBW Karlsruhe am Standort Schleicherhof: Vergleich von Aktivmessungen (Denuder-Technik) mit SBS-Passivsammlern (SMUL korr.)

5.3 Ergebnisse der Passivsammlermessungen

Die Ausbreitung von Ammoniak im Umfeld der Tierhaltungsanlagen veranschaulichen die nachfolgenden Abbildungen. Am Betrieb 1 wurde der Messpunkt 5 F im Freiland (F) direkt zwischen Mistlager und Fahrsilos auf der DOAS-Trasse platziert (vgl. **Abbildung 23**).



Abbildung 23: Betrieb 1 – Messpunkt 5 F

Am Messpunkt 5 F wurden von Oktober 2007 bis Dezember 2007 bereits Messungen durchgeführt, bevor ab Februar 2008 Messungen in den östlich an die Anlage anschließenden Kiefernwäldern (K) bzw. der Referenzmesspunkt (REF = 900 m westlich im Luv außerhalb der Ortslage) aufgenommen werden konnten. Aus betrieblichen Gründen konnten zwischen Mistlager und erstem Messpunkt im Wald (170 K) keine ungestörten Messpunkte eingerichtet werden. **Abbildung 24** und **Abbildung 25** zeigen die Konzentrationsgradienten von Ammoniak für Betrieb 1. Innerhalb der farbigen Box liegen 50 % der Messwerte, die Box wird geteilt durch den Median. Nach einem raschen Abfall der Konzentration von $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Messpunkt 5 F auf $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an Messpunkt 170 K – 30 m vom Waldrand entfernt – findet bis in 500 m Entfernung (500 K) eine weitere Abnahme der Konzentration auf $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ammoniak statt. Am luvseitigen Referenzpunkt beträgt der Median der Ammoniakkonzentration $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

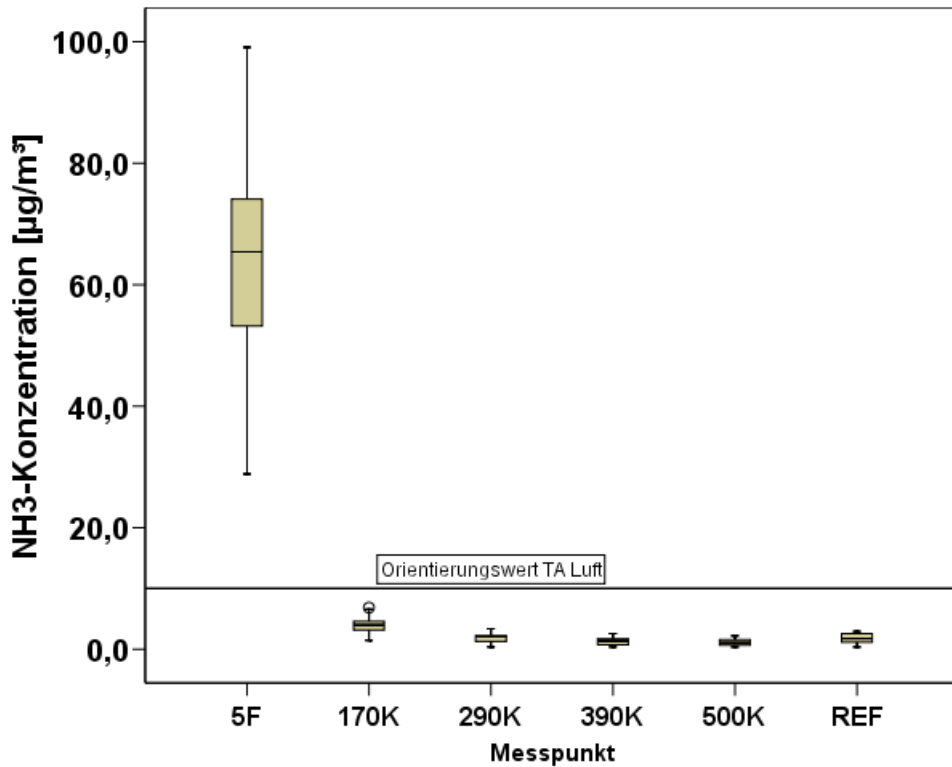


Abbildung 24: Betrieb 1 – Gradient der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung von der Anlage; 5 F = Mistlager; 170 K bis 500 K = Messpunkte im Kiefernwald; REF = luvseitige Referenzmesspunkt im Freiland

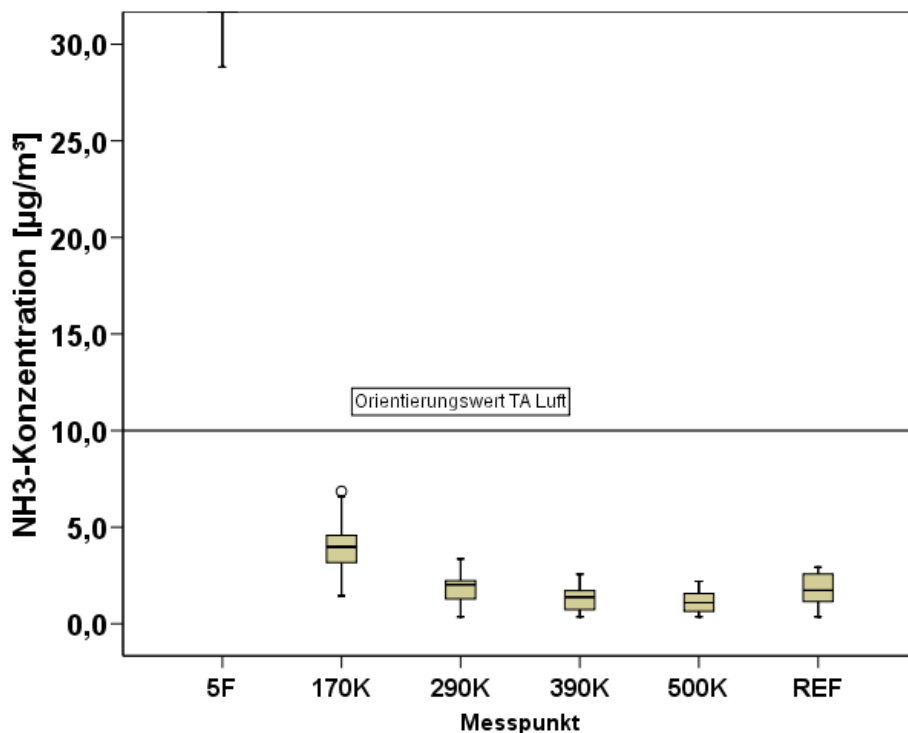


Abbildung 25: Betrieb 1 – Gradient der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung von der Anlage; 170 K bis 500 K = Messpunkte im Kiefernwald; REF = luvseitige Referenzmesspunkt im Freiland

Am Betrieb 2 ergibt sich das in **Abbildung 26** dokumentierte Bild. Trotz potenziell größerer Quellstärke der Tierhaltungsanlage ist am anlagennahen Messpunkt 10 K eine weitaus geringere Ammoniakkonzentration zu belegen als am Messpunkt 5 F des Betriebes 1.

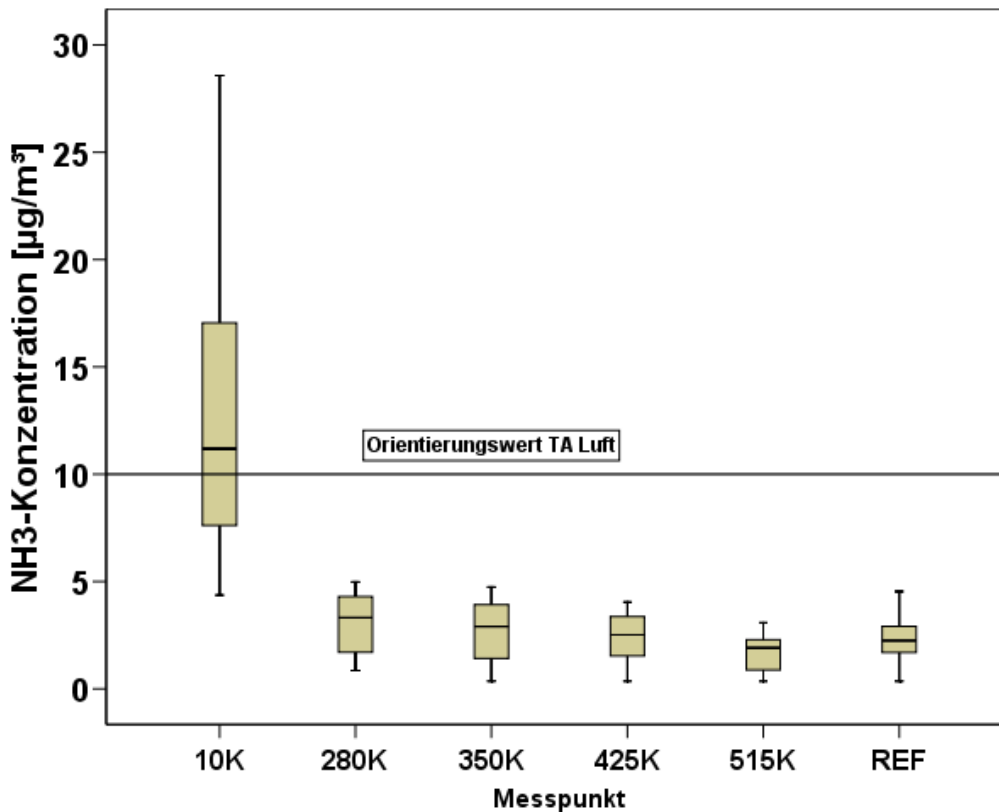


Abbildung 26: Betrieb 2 – Gradient der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung von der Anlage; 10 K bis 515 K = Messpunkte im Kiefernwald; REF = luvseitige Referenzmesspunkt im Freiland

Der Unterschied wird primär auf die unterschiedlichen Haltungssysteme zurückgeführt. So wird der Wirtschaftsdünger (Gülle) von Betrieb 2 abgedeckt und in der bestehenden Biogasanlage verwendet. Dagegen lagert der Festmist von Betrieb 1 offen auf der Dungplatte. Denkbar ist auch, dass die Ausrichtung der Messtrasse Auswirkungen hatte. Diese verlief im Umfeld von Betrieb 2 von Süden nach Norden, da der Einfluss benachbarter Waldflächen bemessen werden sollte und die zu Beginn der Messungen mit Feldgras bestellten Flächen – insbesondere in östlicher Richtung (Lee) – in mit Silomais bestellte Flächen umgewandelt wurden. Die vor Untersuchungsbeginn durchgeführte Ausbreitungsrechnung ging von einer konzentrischen Ausbreitung der Ammoniakkonzentration im Umfeld der Betriebe aus.

Ausgehend von einer Konzentration in Höhe von $12,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ammoniak an Messpunkt 10 K nimmt auch hier die Ammoniakkonzentration mit der Entfernung zum Emittenten ab. Sie erreicht an dem am weitesten vom Betrieb gelegenen Messpunkt 515 K im Inneren des angrenzenden Kiefernwaldes einen Wert von $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Am luvseitigen Referenzpunkt (REF) 390 m südlich des Betriebes 2 ist sie mit $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etwas höher. In der landwirtschaftlich geprägten Region, in der sich beide Anlagen befinden, scheint es daher plausibel, mit einer anlagenunabhängigen Vorbelastung durch Ammoniak in Höhe von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu rechnen.

GÄRTNER et al. (2007) legen auf Basis einer dreijährigen Messreihe vergleichbare Ergebnisse für eine Sauenzuchtanlage (4.000 Tiere) in Nordrhein-Westfalen vor. Sie weisen ebenfalls einen starken Konzentrationsgradienten für Ammoniak nach. Allerdings verbleibt die Hintergrundkonzentration in 400 m Entfernung mit $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ammoniak auf hohem Niveau, was auf eine erhöhte Hintergrundbelastung in einer Region mit hoher Viehdichte hinweist (vgl. **Abbildung 27**).

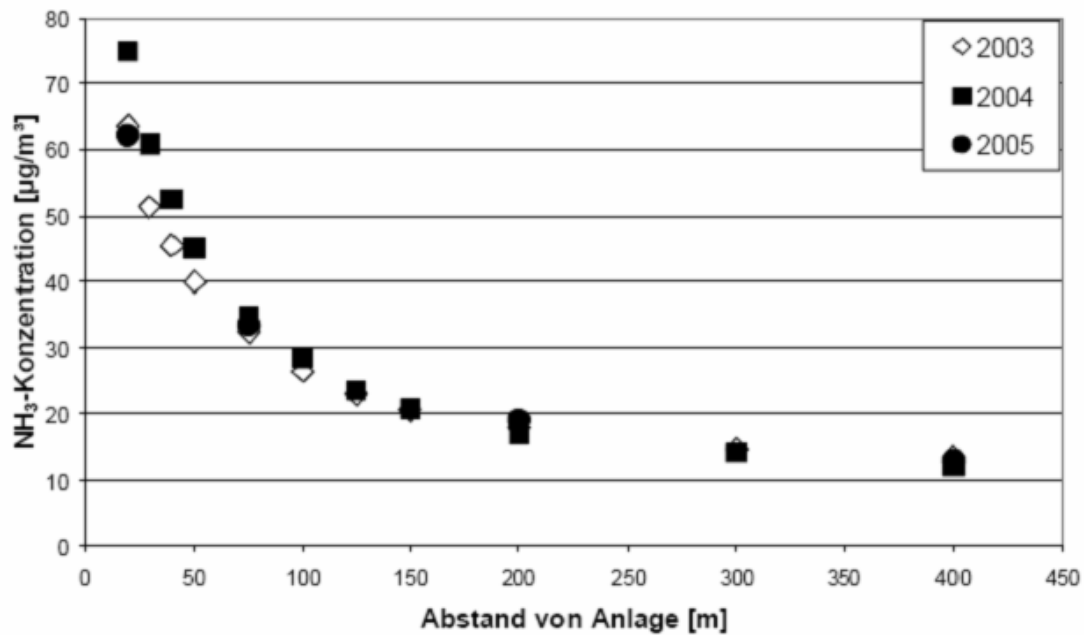


Abbildung 27: Konzentrationsverlauf der Jahresmittelwerte von Ammoniak mit zunehmendem Abstand von einer Sauenanlage in Nordrhein-Westfalen für die Jahre 2003 bis 2005 (GÄRTNER et al. 2007)

Nach DÄMMGEN et al. (2005) betragen bei einer 22-monatigen Messperiode (2002 - 2003) die über Waldbeständen und auf Lichtungen in Nordwest-Niedersachsen gemessenen Ammoniakkonzentrationen im Mittel 8,8 µg/m³ (Augustendorf), 8,6 µg/m³ (Holdorf) und 5,8 µg/m³ (Sandkrug). Für eine Hintergrundstation in Hessen (Linden) 2001 - 2004 ergab sich hingegen eine mittlere Jahreskonzentration von 2 µg/m³ (DÄMMGEN 2007). HAINSCH (2006) berichtet für Mecklenburg-Vorpommern über Messungen der Hintergrundbelastung mit Ammoniak im ländlichen Raum an 13 Messpunkten mit mindestens 600 m Abstand von Tierhaltungsanlagen. Festgestellt wurde eine mittlere Konzentration in Höhe von 2,9 µg/m³ Ammoniak. BUCHLEITHER et al. (2008) weisen für Baden-Württemberg Hintergrundwerte in Höhe von 2 µg/m³ nach. Im Umfeld landwirtschaftlicher Anlagen erwarten sie 4 µg/m³ Ammoniak.

Zur Einordnung der an den REF-Messpunkten von Betrieb 1 und Betrieb 2 bestimmten Ammoniakkonzentrationen in den regionalen sächsischen Kontext können die Ergebnisse der seit Juni 2001 vom SBS beauftragten luftchemischen Messungen an acht forstlichen Intensivmessflächen herangezogen werden (SMUL 2005). Diese auf Waldlichtungen erhobenen Messergebnisse sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Die Mediane der Ammoniakkonzentrationen schwanken zwischen 0,7 µg/m³ im Jahr 2008 und 1,2 µg/m³ im Jahr 2003 (vgl. **Abbildung 28**). Der Mittelwert der Jahre 2005 bis 2009 lag bei 1,3 µg/m³. Im Bundesvergleich zeigen die sächsischen Flächen damit entsprechend des nach der politischen Wende 1990 vollzogenen massiven Tierbestandsabbaus in den neuen Bundesländern eher geringe Ammoniakkonzentrationen (STATISTISCHES LANDESAMT 2007; BAUMGARTEN et al. 2007).

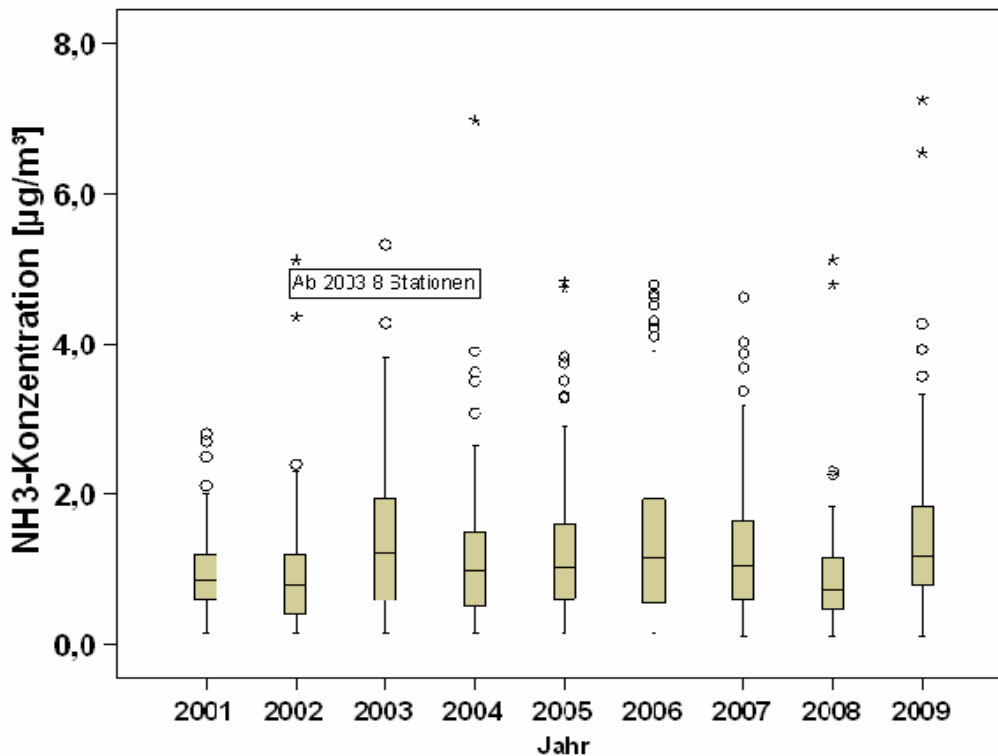


Abbildung 28: Entwicklung der Jahreskonzentrationen von Ammoniak an den acht Hintergrundstationen des Staatsbetriebes Sachsenforst

Auswertungen zur Jahresrhythmik der Konzentrationsverläufe können den Beitrag unterschiedlicher Ammoniakquellen an der gemessenen Immission erhellen. Generell wird angenommen, dass Ammoniak vor allem bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern freigesetzt wird. OSTERBURG et al. (2002) geben für das nationale Emissionsinventar an, dass neben der Ammoniakemission aus Stallanlagen (37 %) vor allem die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mit 39 % an der Gesamtemission von Ammoniak aus der Tierhaltung beteiligt ist. Weidegang und Lagerung der Wirtschaftsdünger tragen nur zu 5 % bzw. 20 % zu den Emissionen bei. Beispielhaft sind in **Abbildung 29** und **Abbildung 30** die monatlichen Werte für die forstliche Dauerbeobachtungsfläche Bautzen (25 km südlich der untersuchten Betriebe) und die forstliche Dauerbeobachtungsfläche Laußnitz dargestellt. Generell ersichtlich ist ein Jahreszyklus von niedrigen Werten im Winter bzw. erhöhten Werten im Sommer. Dies lässt einerseits auf die zu erwartende Prägung der Immissionen durch landwirtschaftliche Produktionszyklen schließen, da bei höheren Temperaturen auch höhere Emissionen aus gelagerten oder ausgebrachten Wirtschaftsdüngern zu erwarten sind. Andererseits ist die Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern auf Acker- und Grünland vom 1. November bzw. 15. November bis 31. Januar eines Jahres verboten. Einzelne erhöhte Monatskonzentrationen im April oder September belegen die bevorzugten Ausbringungsmonate für Wirtschaftsdünger (HAINSCH 2006).

Für Betrieb 1 und Betrieb 2 konnte an den Messpunkten der jeweiligen Messtrasse allein der oben beschriebene generelle Trend für die Konzentrationsverläufe von Ammoniak festgestellt werden, nicht aber der Nachweis besonderer Belastungsmonate.

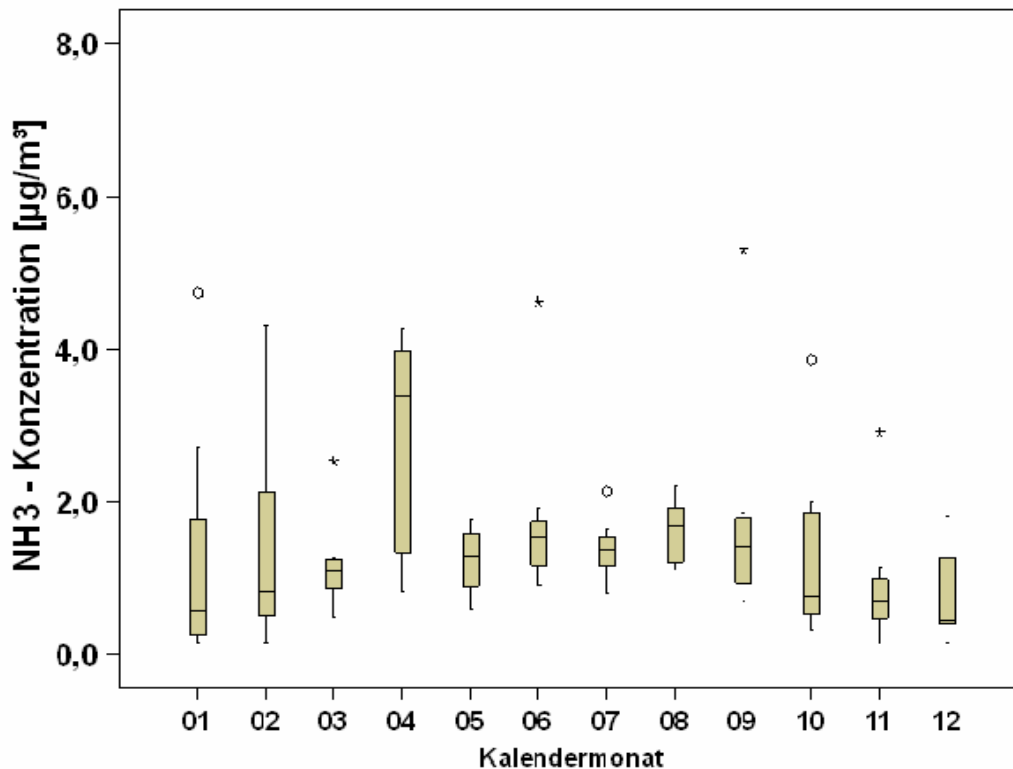


Abbildung 29: Jahreszeitliche Rhythmik der Ammoniakimmissionen der forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Bautzen

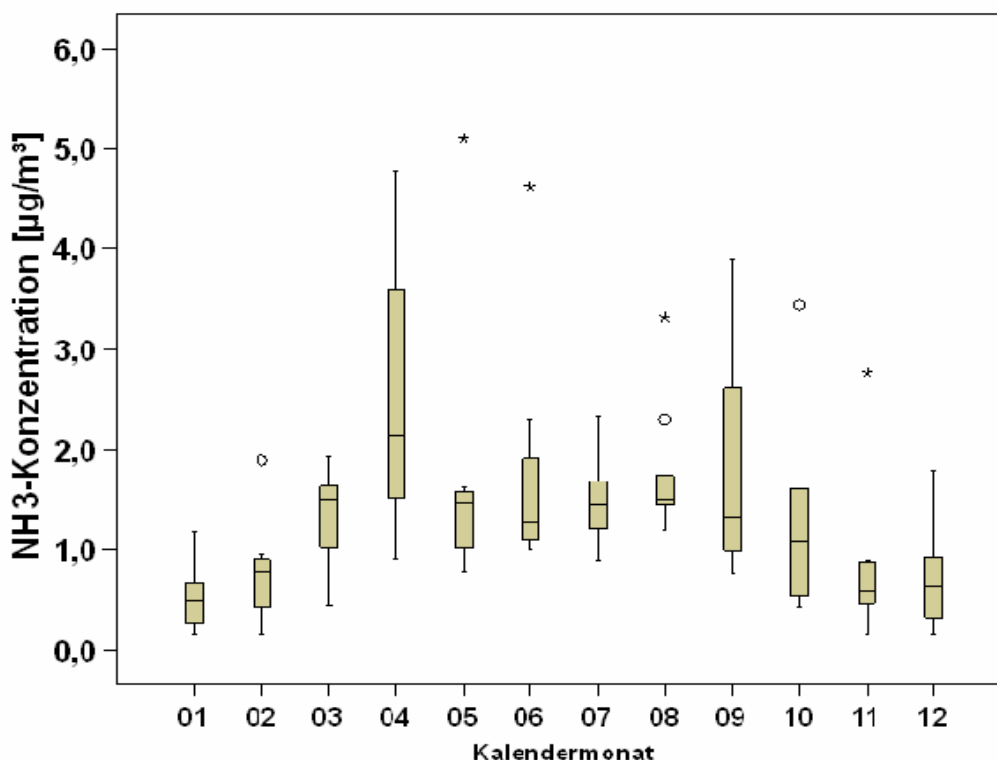


Abbildung 30: Jahreszeitliche Rhythmik der Ammoniakimmissionen der forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Laußnitz

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Messungen konsistent und vergleichbar sind und die heterogene Datenlage zur atmosphärischen Ammoniakbelastung in der Bundesrepublik maßgeblich ergänzen. Sowohl die Konzentrationen außerhalb des direkten Einflusses der Stallanlagen als auch die der forstlichen Dauerbeobachtungsflächen scheinen eine vergleichsweise geringe Ammoniakbelastung der Atmosphäre in Sachsen zu belegen.

6 Erfassung der Stickstoffdeposition

Atmosphärische Deposition ist der Stofffluss aus der Luft in terrestrische und aquatische Ökosysteme. Die Gesamtdeposition von reduzierten (NH_3 gas und NH_4 partikulär) und oxidierten Stickstoffspezies (NO , NO_2 , $\text{HNO}_{2\text{gas}}$, $\text{HNO}_{3\text{gas}}$, NO_3 partikulär) setzt sich dabei zusammen aus der trockenen Deposition (Gase und Partikel), der nassen Deposition (Stoffeintrag mit Regen, Schnee etc.) sowie der Deposition von Nebel- und Wolkentropfchen (feuchte Deposition) (ASMAN 2002). Alle drei Pfade müssen für die Bewertung des Gesamteintrages erfasst werden.

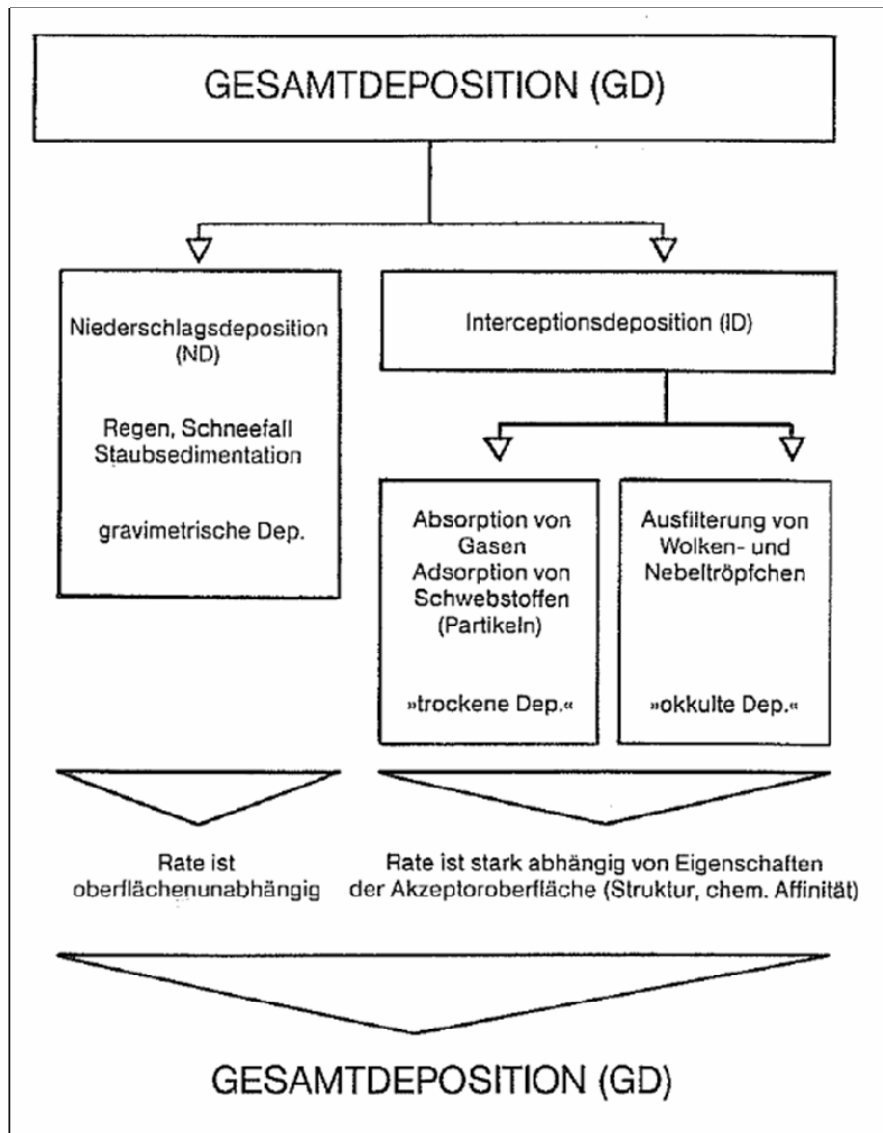


Abbildung 31: Modell und Begriffe zur Einteilung der Gesamtdeposition (Quelle: BREDEMEIER et al. 1988)

In Mitteleuropa ist meist die trockene Deposition der bedeutendste Teilfluss der Stickstoffdeposition. Dies trifft insbesondere in Gegenden mit hohen Gesamteinträgen zu. Sie kann mehr als 70 % des Gesamteintrags betragen (HESTERBERG et al. 1996 zit. In: GAUGER 2009; MEESENBURG et al. 2005). ZIMMERMANN et al. (2005) geben für die Station Oberbärenburg im Osterzgebirge Anteile von 61 % bzw. 57 % der trocken deponierten oxidierten bzw. reduzierten Stickstoffspezies an der jeweiligen Gesamtdeposition an. Die Raten der nassen Deposition sind unabhängig, die der trockenen und feuchten Deposition dagegen abhängig von den Eigenschaften der Akzeptorsysteme. So bestehen biochemische Wechselwirkungen zwischen dem Deponat und den Pflanzenoberflächen, bevor der zweite Wirkort der abgesetzten Stoffe, der (Wald-)Boden, erreicht wird (DÄMMGEN et al. 2005). Diese Interaktion atmogener Stoffe mit der Vegetation ist im Falle des Waldes gemeinhin als dessen gewünschter „Filter-“ oder „Auskämmeffekt“ zur Reinigung der Luft bekannt. Der Prozess wird von der Waldökosystemforschung als Interzeption, Kronenraumaustausch oder, hinsichtlich des Säureeintrags, als Kronenraumpufferung bezeichnet (näheres bei MEIWES et al. 1984;

BREDEMEIER et al. 1988; IBROM 1993; SMUL 2004; ICP FORESTS 2009). Das heißt, die gefilterten Stoffe werden zum einen auf Blattoberflächen abgelagert (z. B. Stäube) und – zeitlich verzögert und konzentriert, aber chemisch unverändert – an den Boden abgegeben (Natrium, Chlorid). Zum anderen erfolgt bei reaktiven Spezies wie den Stickstoffkomponenten – als natürlichem Mangelfaktor terrestrischer Ökosysteme – ein chemischer Einbau in die Pflanzengewebe. Hierbei können im Blatt befindliche Stoffe im Austausch frei gesetzt werden (z. B. Ammonium gegen Kalium, Kalzium bzw. Magnesium). In den Blättern werden potenzielle Schadstoffe angereichert und erst später mit dem Laubfall dem Boden zugeführt (MEESENBURG et al. 2005).

Die Prozesse hängen in ihrer Intensität u. a. von Höhe und Struktur der Vegetationsoberfläche (vertikale und horizontale Dichte des Kronendaches, Oberflächenrauigkeit), der Befeuchtung und chemischen Ausstattung der Blattoorgane, dem Ernährungszustand der Waldbestände und den am Waldbestand beteiligten Baumarten ab. Die daraus folgenden methodischen Probleme bei der Trennung von ökosysteminternen und den zu bestimmenden externen Anteilen der Stoffflüsse in Waldökosystemen führen dazu, dass die Gesamtdeposition nur über die Kombination von Messungen und Modellen erfassbar ist (IBROM 1993; SPRANGER 2000; BMVEL 2001). Eigentlich ist es für eine Bilanzierung erforderlich, durch Messungen oberhalb und unterhalb des Kronendaches die vermutlich den Pflanzenoberflächen zuzuschreibenden Änderungen der Konzentrationen und Flüsse zu detektieren. Wegen des hohen technischen Aufwands gibt es nur sehr wenige Messungen die mit Hilfe von Messtürmen die Gradienten i. d. R. gasförmiger Stickstoffkomponenten von den Baumkronen bis zum Bodeneintrag verfolgen (vgl. DÄMMGEN & ERISMAN 2002; DÄMMGEN et al. 2005; ZIMMERMANN et al. 2006).

In flächendeckenden Messnetzen der Länder – wie dem Level II-Messnetz des forstlichen Umweltmonitorings – werden die Verhältnisse oberhalb der Kronen durch Messungen auf benachbarten Freiflächen „fingiert“ und über Vergleiche mit den im Bestand exponierten Sammlern über Kronenraumbilanzmodelle bewertet. Im Rahmen der forstlichen Umweltforschung werden seit mehr als drei Jahrzehnten sogenannte Totalisatoren oder „Bulk-Sammler“ eingesetzt (BMVEL 2001). Dies ist eine Begriffseinheit für Sammler, die aus einem offenen Sammelgefäß bestehen, das sowohl bei nasser als auch bei trockener Witterung exponiert wird. Der englische Begriff "Bulk" impliziert die unvollständige Erfassung der Deposition. Bulk-Sammler werden in der Regel über längere Zeiträume (oft einen Monat) exponiert. Sie sind vor allem dazu geeignet, sedimentative Deposition (nasse und trockene Deposition) zu sammeln. Sie sind aber nicht geeignet, den gasförmigen Eintrag oder den trockenen, an Partikel gebundenen Eintrag in Böden durch Diffusion oder Impaktion zu erfassen.

Auswertungen der Gradientenmethode mit Hilfe eines Inferentialmodells (Berechnung der Gesamtdeposition aus den Einzelflüssen der Konzentrationen der gasförmigen Stickstoffkomponenten und deren Depositionsgeschwindigkeit) führen stets zu höheren und realistischeren Stickstoffeinträgen als die Kronenraumbilanzierung der Bulkdeposition, da hier mit eher für größere Partikel gültigen Anreicherungsfaktoren, sogenannten Trockendepositionsfaktoren, anhand des Verhältnisses der Natriumdeposition im Freiland zur Natriumdeposition im Bestand gerechnet wird. MEESENBURG et al. (2005) zum Beispiel berechnen für einen Kiefernstandort in Nordwestniedersachsen mit einem dem Inferentialmodell Platin $57 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoffgesamtdeposition jedoch nur $30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff über die Kronenraumbilanzierung der Bulkdeposition (vgl. ZIMMERLING et al. 2000).

6.1 Methodik der Depositionsmessungen

Die seit 1993 auf allen forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen eingesetzten Sammler vom Typ LÖLF (DVWK 1984, 1994) wurden bei einem internationalen Vergleich von Sammelsystemen zur Depositionsmessung in den Niederlanden getestet (DRAAIJERS et al. 2001). Im Ergebnis entsprach der LÖLF-Sammler hinsichtlich Messgenauigkeit und Handhabbarkeit den Anforderungen des Messverfahrens. LÖLF-Sammler werden überwiegend, zusammen mit den nahezu baugleichen Sammlern des Typs LWF, auf den 88 forstlichen Level I- und Level II-Flächen in Deutschland eingesetzt (BMVEL 2001).

An den Projektstandorten wurden die Sammler entlang der Messtrassen quer zur vermuteten Emissionsrichtung im Abstand von 6 m zueinander jeweils zwei Niederschlagssammler mit einer Auffangfläche von jeweils 330 cm^2 und einem Sammelvolumen von 5.000 ml aufgebaut (vgl. **Tabelle 13**). Die Sammler wurden gemäß WMO-Anforderung mit der Oberkante 1 m über dem Erdboden in PVC-Wasserrohren (KG-Rohren) aufgestellt, die dem Schutz der Sammelbehälter vor Lichteinfall und Erwärmung dienen. Alle Sammler waren mit einem Vogelvergrämungsring gegen Verunreinigung durch Vogelkot ausgestattet (vgl. **Abbildung 32**).



Abbildung 32: Aufbau des Messpunktes 290 K (Betrieb 1): LÖLF-Sammler mit Vogelvergrämungsringen sowie Messmast für Passivsammler

Die Beprobung der Sammler erfolgte wöchentlich, wobei die Anteile der Einzelsammler einer Wochenprobe volumengerecht entsprechend der aufgefangenen Wassermengen gemischt wurden (räumliche Mischung). Am Ende des Beprobungsmonats erfolgte wiederum die volumengewichtete Mischung entsprechend der jeweiligen Wochenanteile am Gesamtniederschlag der Messperiode. Die Lagerung der Wasserproben erfolgte unter Lichtausschluss bei einer Temperatur von +4 °C. Die Analysen wurden im Labor des Staatsbetriebes Sachsenforst durchgeführt. Eine Übersicht über die Kennwerte der eingesetzten Elementbestimmungsverfahren gibt **Tabelle 14**.

Als Ergänzung der anorganischen Stickstoffkomponenten wird standardmäßig der Parameter Gesamtstickstoff (Ntotal) gemessen. Seine Konzentration sollte immer höher als die Summe aus Ammonium- und Nitratstickstoff sein. Er ermöglicht einen Plausibilitätstest, wenn diese Parameter oberhalb ihrer Bestimmungsgrenze gemessen werden. Die Differenzkonzentration zwischen Gesamtstickstoff und anorganischem Stickstoff wird dann als organischer Stickstoff (Norg) interpretiert. Ist die Summe der Konzentrationen aus Ammonium- und Nitratstickstoff dagegen viel größer als Ntotal, so deutet dies auf unvollständige Erfassung des Stickstoffs durch das Ntotal-Modul z. B. durch ungenügenden Aufschluss stickstoffhaltiger Partikel hin (SYMOSSEK, pers. Mitteilung 2010).

Tabelle 14: Analytische Kenngrößen der eingesetzten Laborverfahren

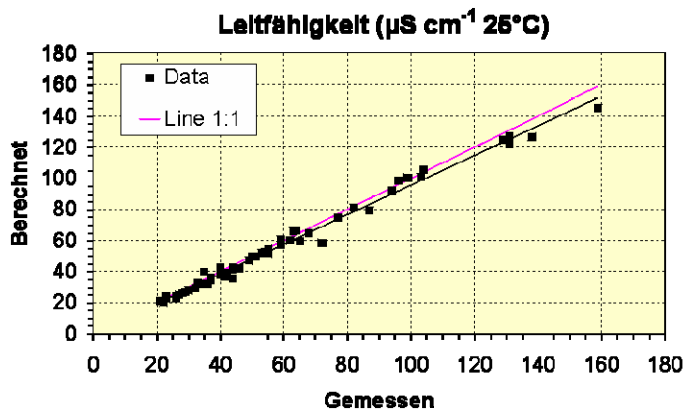
Analyt	Methode	Analyseverfahren	kalibrierter Arbeitsbereich [mg/l]	Bestimmungsgrenze [mg/l]
Ca	ICP-OES mit	DIN EN ISO 11885 ICP-OES	Ca: 0,025-25	Ca: 0,010
K	axialer Fackel	DIN EN ISO 11885 ICP-OES	K: 0,02-20	K: 0,020
Mg		DIN EN ISO 11885 ICP-OES	Mg: 0,02-20	Mg: 0,025
Na		DIN EN ISO 11885 ICP-OES	Na: 0,01-10	Na: 0,010
SO ₄ -S		DIN EN ISO 11885 ICP-OES	SO ₄ -S: 0,20-200	SO ₄ -S: 0,500
NH ₄ -N	Segmented Flow Analysis (SFA)	DIN EN ISO 11732 Berthelot-Reaktion (automatisiert)	NH ₄ -N: 0,03-1,94	NH ₄ -N: 0,078
Cl		DIN EN ISO 15682	Cl: 0,20-10	Cl: 0,500
NO ₃ -N		DIN EN ISO 13395 mit Sulfosalicylsäure	NO ₃ -N: 0,02-2,71	NO ₃ -N: 0,113
N _{total}		Kombinationsaufschluss thermisch (98 °C) + UV mit Peroxydisulfatzusatz	Ntotal: 0,05-4,52	Ntotal: 0,113
PO ₄ -P		DIN EN ISO 15681-2 Molybdänblaumethode	PO ₄ -P: 0,004-0,204	PO ₄ -P: 0,016

Die Messung der Leitfähigkeit und des pH-Werts der Lösungen erfolgte über Einstabmessketten der Firma WTW. Gelöster anorganischer und organischer Kohlenstoff wurde mit einem TC-Analysator gemessen. Die Bestimmung der Alkalinität erfolgte über Titration.

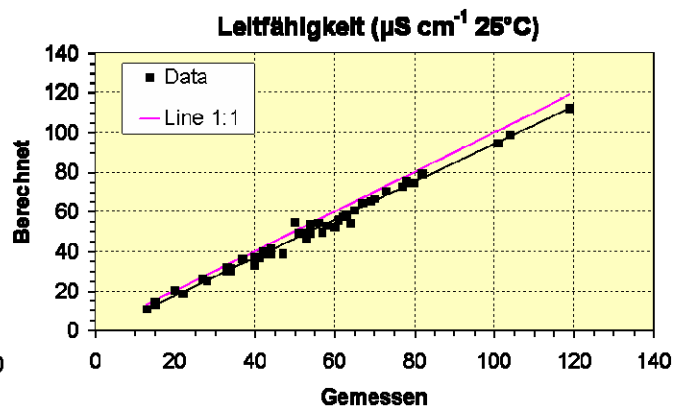
6.2 Datenqualität und Datenverfügbarkeit

Als Qualitätssicherungsmaßnahme im Feld wurden die Probelösungen vor der wöchentlichen Mengenermittlung und Herstellung der räumlichen Mischproben durch in Augenscheinnahme auf mengenmäßige und offensichtliche chemische Veränderungen geprüft und ggf. verworfen.

Weitere Schritte der Qualitätskontrolle fanden nach der Analyse statt. Die Verunreinigung von Proben z. B. durch Vogelkot wurde durch Plausibilisierung auffälliger Werte mit korrespondierenden Phosphat- und Kaliumkonzentrationen nachgewiesen. Mit dem Qualitätssicherungsprogramm des ICP Forests Expert Panel zur Deposition (EPD) wurde die generelle Richtigkeit der Messwerte durch den Vergleich der theoretischen und gemessenen Leitfähigkeit sowie die Berechnung der Ionenbilanz und des $N_{\text{anorg}}/N_{\text{total}}$ -Verhältnisses überprüft (ICP FORESTS 2009; MOSELLO & TARTARI 2008). Die Bewertungskriterien für die Untersuchungsergebnisse werden derzeit europaweit im Rahmen des Life+FutMon-Projekts diskutiert. In **Abbildung 33** und **Abbildung 34** sind die Ergebnisse für 143 Proben getrennt nach den Betrieben dargestellt.

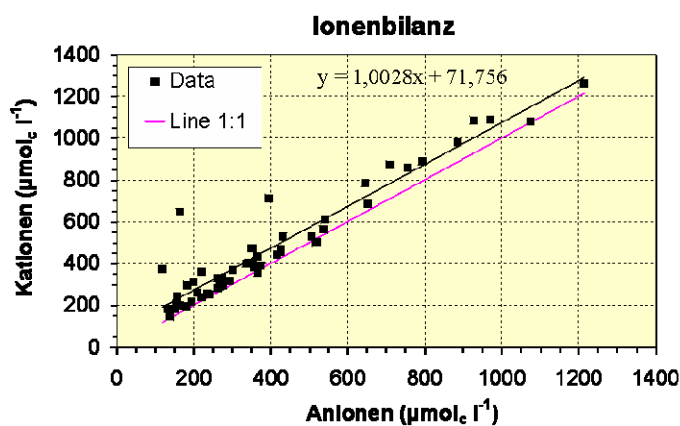


Betrieb 1

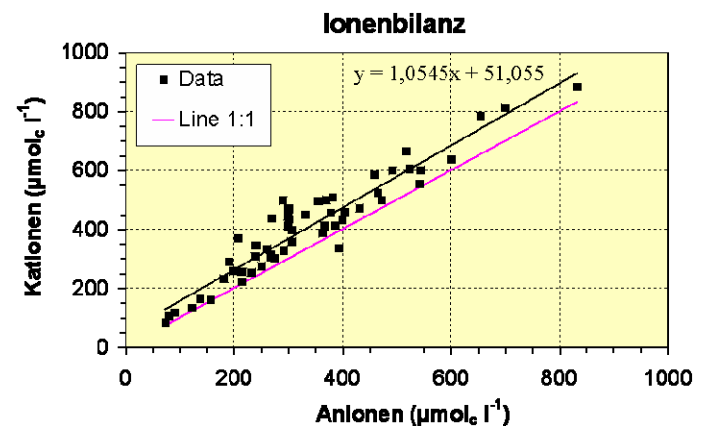


Betrieb 2

Abbildung 33: Validierungsroutine nach ICP FORESTS: gemessene und berechnete Leitfähigkeit; Datensatz Betrieb 1 (n = 77), Datensatz Betrieb 2 (n = 66)



Betrieb 1



Betrieb 2

Abbildung 34: Validierungsroutine nach ICP FORESTS (2009): Ionenbilanz; Datensatz Betrieb 1 (n = 77), Datensatz Betrieb 2 (n = 66)

Das Qualitätskriterium Leitfähigkeitsabweichung (Toleranz gemessen/berechnet +/- 10 % bei eLF >20 µS) wird an Betrieb 1 zu 90 % und an Betrieb 2 zu 71 % eingehalten. Die Ionenbilanzabweichungen zeigen trotz standardmäßiger DOC-Korrektur einen leichten Kationenüberschuss und erfüllen das momentan diskutierte Kriterium (+/- 10 % Abweichung in der Kationen-/Anionenbilanz bei Leitfähigkeiten >20 µS) zu 73 % bzw. 61 %. Bei 28 % der Werte treten gemäß dem oben beschriebenen Stickstoffkriterium negative Werte auf (Median Betrieb 1: -11 %; Betrieb 2: -17 %). Die Unplausibilitäten ergeben sich für Betrieb 1 über fast alle Messpunkte von August bis Oktober 2008 und für Betrieb 2 von Juli bis Oktober 2008. Bei der routinemäßigen forstlichen Dauerbeobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit hingegen traten unplausibel Messwerte seit 2007 nur in 13 Fällen (1.078 Niederschlagsproben) auf, was 1,2 % der seitdem untersuchten Niederschlagsproben entspricht. Die Ursachen der Häufung müssen in der besonderen Qualität der Einträge an den Projektstandorten begründet sein. Das Routinemessverfahren scheint hier nicht ausreichend eingetragene Partikel aufschließen zu können. Deshalb sollte für zukünftige vergleichbare Messungen ein Total Nitrogen Analyser verwendet werden, der Messwerte über katalytische Hochtemperaturverbrennung bestimmt.

Während ICP FORESTS (2009) in seinem Richtlinienentwurf fordert, dass die Qualitätskriterien für Leitfähigkeit und die Berechnung des organischen Stickstoffs (Norg) für alle Probenkategorien (Wet only, Bulk-Freiland, Bulk-Bestand, Stammabfluss, Bodenlösung, Oberflächenwasser) eingehalten werden, trifft dies für die Ionenbilanz nur bei Bulk-Freiland- und Wet Only-Proben zu.

6.3 Ergebnisse

Die monatlichen Niederschlagsmengen als grundlegender Vektor der im Projekt gemessenen Bulkdeposition sind in **Abbildung 35** dargestellt (vgl. **Tabelle A 9**, **Tabelle A 10** im Anhang).

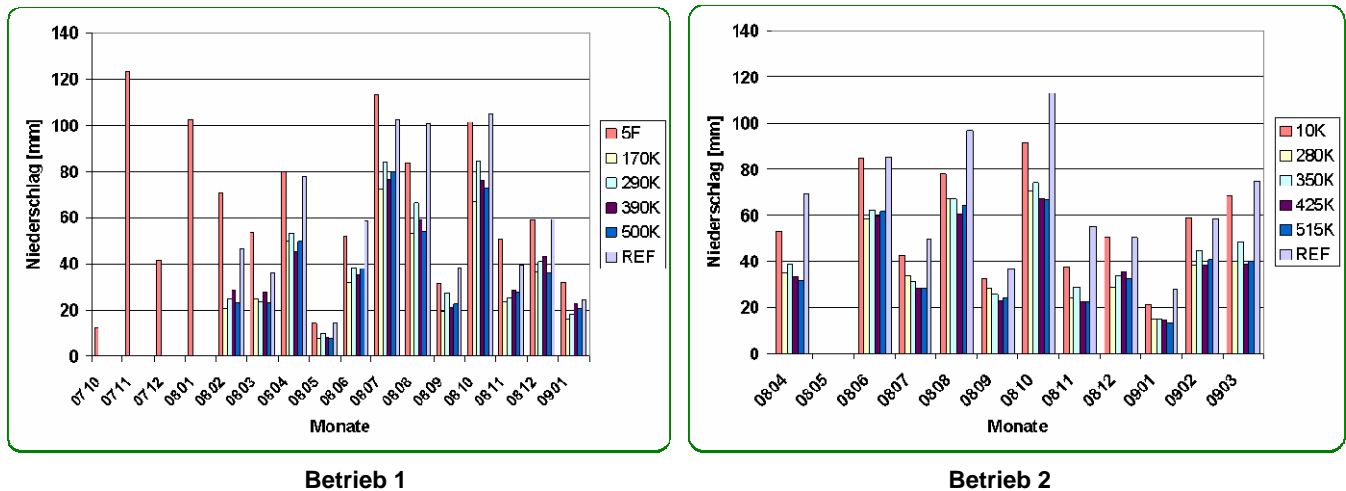


Abbildung 35: Zeitliche Entwicklung der Monatsniederschläge an den Messpunkten der Betriebe; Betrieb 1 (Oktober 2007 – Januar 2009), Betrieb 2 (April 2008 – März 2009)

Die Mengen variieren in der Zeit je nach Messpunkt zwischen 40 % und 60 %. An den Referenzpunkten im Freiland betragen sie in den jeweiligen Messjahren 703 mm (Betrieb 1) und 718 mm (Betrieb 2). An den Waldmesspunkten erfolgt an beiden Projektstandorten eine Reduktion der Niederschlagsmengen durch die Interzeptionsverdunstung des Kronendachs auf etwa zwei Drittel des Freilandniederschlags. Diese Verminderung entspricht der langjährigen mittleren Interzeptionsrate von 31 % an der mit 90-jähriger Kiefer bestockten Level II-Station Laußnitz (SCHERZER & SCHULTZE 2008; Messjahre 1997 - 2007). In den Kiefernbeständen an Betrieb 1 und Betrieb 2 werden demnach im Mittel aller Messpunkte 462 mm bzw. 476 mm Niederschlag gemessen. Die räumliche Variation an den Waldmesspunkten ist gering und liegt zwischen 3 % bzw. 17 %.

DÄMMGEN (2006) fand in Hessen bei einer landesweiten Studie an 49 Stationen heraus, dass die Höhe der Nitratstickstoffdeposition nicht von der Konzentration, sondern überwiegend von der Niederschlagsmenge abhängt. Die Ammoniumdeposition ist dagegen stark von regionalen Emissionsquellen geprägt. Eine DÄMMGEN entsprechende Auswertung an den Projektstandorten ergab abweichende Ergebnisse (vgl. **Tabelle 15**). Generell gibt es zwar immer positive Zusammenhänge zwischen den Niederschlags- und Depositionsmengen der Stickstoffkomponenten. An den Waldmesspunkten des Betriebs 1 sind diese aber mit Korrelationskoeffizienten von $r = 0,66$ für Nitrat bzw. $r = 0,53$ für Ammonium nur schwach korreliert. Dagegen weisen an Betrieb 2 die Korrelationskoeffizienten mit $r = 0,86$ für Nitrat bzw. $r = 0,77$ für Ammonium starke Korrelationen nach. Für Betrieb 1 ist die Nitrat-Niederschlags-Korrelation bis auf den Messpunkt 5 F stets signifikant, für Betrieb 2 bis auf Messpunkt 280 K sogar hochsignifikant. An Betrieb 2 können im Gegensatz zu Betrieb 1 auch hochsignifikante Beziehungen zwischen Ammoniumdeposition und Niederschlagsmenge belegt werden. Dieser Unterschied kann als Hinweis auf divergierende Depositionsprozesse für Ammoniumstickstoff gewertet werden. Damit ist die Beteiligung anderer Emissionsquellen als die der Stallanlage nicht auszuschließen.

Tabelle 15: Pearson-Korrelationskoeffizienten zwischen Niederschlagsmengen und Depositionsraten von Ammonium und Nitrat

Messpunkt	Betrieb 1		Messpunkt	Betrieb 2	
	NO ₃ -N	NH ₄ -N		NO ₃ -N	NH ₄ -N
5 F	0,266 n. s.	0,665 *	10 K	0,891 **	0,533 n. s.
170 K	0,751 **	0,699 *	280 K	0,674 *	0,621 *
290 K	0,643 *	0,456 n. s.	350 K	0,829 **	0,817 **
390 K	0,627 *	0,546 n. s.	425 K	0,941 **	0,931 **
500 K	0,612 *	0,412 n. s.	515 K	0,951 **	0,966 **
REF	0,668 *	0,234 n. s.	REF	0,893 **	0,542 n. s.

NH₄-N = Ammonium, NO₃-N = Nitrat; Signifikanzniveaus: * = 0,05; ** = 0,01; n. s. = nicht signifikant

ASMAN (2002) postulierte einen massiven Beitrag der Stickstoffemissionen aus Tierhaltungsanlagen zur Stickstoffdeposition in ihrer näheren Umgebung. Es wären damit deutlich höhere Ammoniumdepositionen zu erwarten, die das Niveau der Gesamtdosition im Vergleich zu von Stallanlagen unbeeinflussten ländlichen Hintergrundmessstationen zugleich merklich erhöhen und bestimmen. Für Stickstoffdepositionen im Freiland sind die Ergebnisse der in Sachsen verfügbaren Stationen aus Level II- und Luftmessnetz im Kalenderjahr 2008 den Jahreswerten an den Projektmesspunkten gegenübergestellt (vgl. **Abbildung 36**). Es ist beim Vergleich zu beachten, dass es einen leichten zeitlichen Versatz der Bezugszeiträume gibt und es sich bei den Stationen des Luftmessnetzes (Zinnwald, Carlsfeld, Mittelndorf) um Messungen der nassen Deposition handelt. Deren Werte können für Ammoniumstickstoff ca. 5 % und für Nitratstickstoff ca. 10 % niedriger ausfallen als die Bulkdeposition (GAUGER et al. 2008). Den **Tabelle A 11** bis **Tabelle A 14** sind korrespondierend die monatlichen Einträge an Ammonium- und Nitratstickstoff für die Projektbetriebe zu entnehmen.

Während an den Referenzstationen der Betriebe im Messjahr 16,7 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Stickstoff bzw. 14,1 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Stickstoff eingetragen werden, schwankt die Stickstoffdeposition an den unbelasteten Vergleichsstandorten zwischen 8,0 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Stickstoff und 11,6 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Stickstoff (Mittelwert: 9,5 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Stickstoff).

Der Eintrag an Messpunkt 5 F auf dem Anlagengelände ist mit 37,6 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Stickstoff erwartungsgemäß deutlich erhöht. Hier beträgt auch der Anteil des Ammoniumstickstoffs am Gesamteintrag 83 % im Gegensatz zu 54 % an den unbelasteten Vergleichsstandorten. Die Referenzmesspunkte im Projekt zeigen mit 73 % und 62 % ebenfalls eine merkliche Beeinflussung durch erhöhten Ammoniumeintrag.

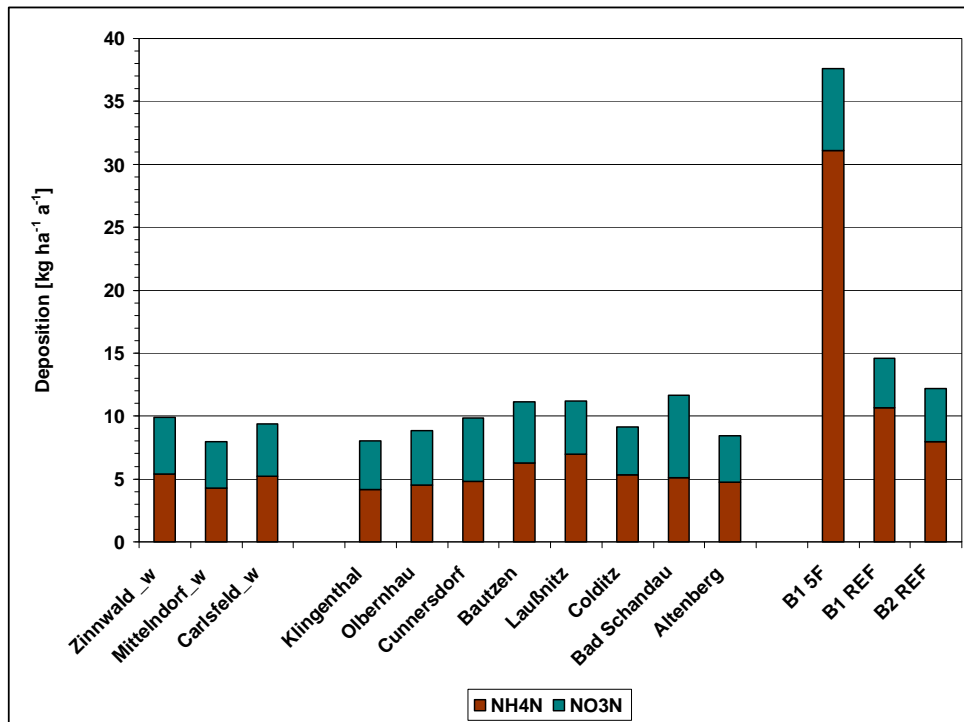


Abbildung 36: Vergleich der jährlichen Stickstoffeinträge im Freiland zwischen drei regionalen Hintergrundstationen des Depositionsmessnetzes (w = wet only) und der Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF II) Lippen des LfULG sowie acht Level II-Standorten des SBS jeweils im Kalenderjahr 2008 und den Freilandstationen der untersuchten Betriebe (Betrieb 1: B1 5 F, B1 REF, Betrieb 2: B2 REF) im jeweiligen Messjahr

DÄMMGEN (2006) publizierte Freilanddaten für Hessen für die Jahre 2002 - 2004. Hier bewegte sich der mittlere Eintrag an 49 Stationen bei $10,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff und setzte sich aus $5,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Ammonium- bzw. $4,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Nitratstickstoff zusammen. Dies entspricht in der Aufteilung der Stickstoffkomponenten den sächsischen Hintergrundstandorten (s. o).

Nach Auswertungen der LFU (2009) in Bayern betragen die Stickstoffeinträge im Jahr 2008 an 12 landwirtschaftsnahen Depositionsstationen im Mittel $9,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ($n = 12$; Schwankungsbreite $6,3\text{-}12,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) bzw. an naturnah eingestuft Stationen $8,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ($n = 14$; Schwankungsbreite $6,1\text{-}12,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). Eine Aufteilung in die Ammonium- und Nitratkomponente wurde nicht vorgenommen.

Am 04.06.2010 wurde der im Entwurf des LAI-Leitfadens „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ zur Ermittlung der Vorbelastung empfohlene DepoViewer des Umweltbundesamtes für die Landnutzungsklassen Wiese (= Freilandsituation) und Nadelwald abgefragt. Die Stickstoffvorbelastung betrug zum Datenstand 2004 im Freiland für beide Stallanlagen einheitlich $13 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. In der Landnutzungsklasse Nadelwald wäre dagegen die doppelte Rate mit $27 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff (Betrieb 1) bzw. $26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff (Betrieb 2) anzusetzen.

In **Abbildung 37** sind die Ergebnisse der einjährigen Messperiode an den Betriebsstandorten dargestellt. Neben den über Bulk-Sammler an den Referenzstationen (REF) und in der Kronentraufe (KR) gemessenen Stickstoffeinträgen wurde die Gesamtdeposition (GD) am Standort von Betrieb 1 bzw. Betrieb 2 nach der im Level II-Programm des forstlichen Umweltmonitorings eingeführten Kronenraumbilanzierung berechnet (BMELV 2001). Die Mess- und Modelldaten sind in den **Tabelle A 9** und **Tabelle A 10** im Anhang ausgewiesen.

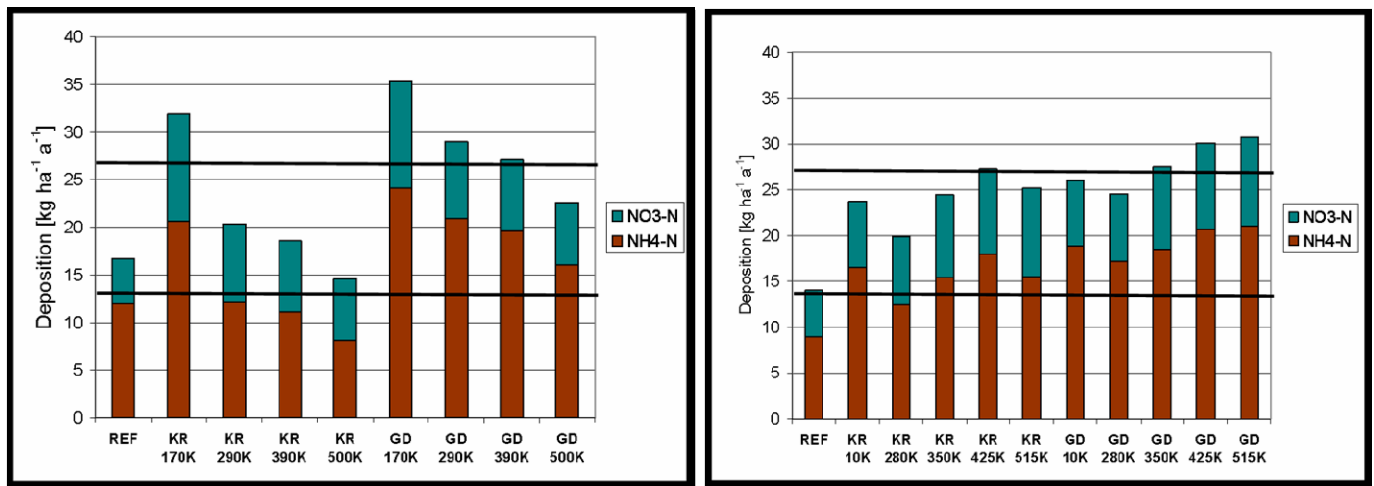


Abbildung 37: Gegenüberstellung der über Bulk-Sammler gemessenen (KR) und als Gesamtdosition (GD) über ein Kronenraumbilanzmodell berechneten Stickstoffeinträge; die durchgezogene Linien bei $13 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bzw. $26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ entsprechen der Vorbelastung nach DepoViewer des UBA für Wiese bzw. Nadelwald

An Betrieb 1 ist die Abnahme der Stickstoffdeposition mit zunehmender Entfernung von der Anlage festzustellen. Stets dominiert dabei der Ammoniumanteil den Gesamtstickstoffeintrag. Der empirische Critical Load-Wert für Nadelwald ($10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bis $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) ist vor Anwendung der Kronenraumbilanz an Messpunkt 170 K und 290 K sowie nach Anwendung der Kronenraumbilanz an allen Messpunkten überschritten. Die Gesamtdosition liegt zwischen $23 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und $35 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff.

Die Bilanzen ergeben für die im Waldinnenbereich gelegenen Messpunkte (290 K, 390 K, 500 K) eine Kronenraumaufnahme von mehr als $8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Ammoniumstickstoff während am ersten Waldmesspunkt 170 K nur $3,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Ammoniumstickstoff ermittelt werden. Nach ASMAN (2002) könnte dieser umgekehrte Waldrandeffekt (SPANGENBERG 2002) darauf zurückzuführen sein, dass Stoffe, die von einer Quelle in Bodennähe nahe des Waldrands emittiert werden, im Wald unter dem Kronendach transportiert und erst in einiger Entfernung im Kronenraum deponiert werden. Dies beruht darauf, dass am Waldrand der Emissionsstrom am Kronenraum geteilt wird. Ein Teil wird über das Kronendach abgelenkt, der andere Teil zwischen Boden und Kronenansatz mit erhöhter Geschwindigkeit in den Bestand verfrachtet. Somit stellt der die Anlage begrenzende Knick eine ineffektive Barriere für die Emissionsströme dar.

Die Situation an Betrieb 2 ist aus ökologischer Sicht kritischer zu sehen, da schon in der Kronentraufe der Bereich der Critical Loads für Nadelwälder überschritten wird. Die Anteile der modellierten Ammoniumstickstoffaufnahme im Kronendach schwanken allerdings nur zwischen $2,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und $5,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und zeigen keine Abhängigkeit von der Entfernung zur Quelle. Auffällig ist, dass die Einträge ab Messpunkt 280 K mit zunehmender Entfernung von der Punktquelle von $26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ auf $31 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff zunehmen.

Eine Einordnung in die langjährigen Hintergrundwerte der Gesamtstickstoffdeposition des Kiefern- bzw. Fichtenbestands an den Level II-Stationen Laußnitz bzw. Bautzen liefert **Abbildung 38**. Hier lagen die Einträge im Jahr 2008 mit rund $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff bzw. $36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Stickstoff ebenfalls über den empirischen Critical Loads.

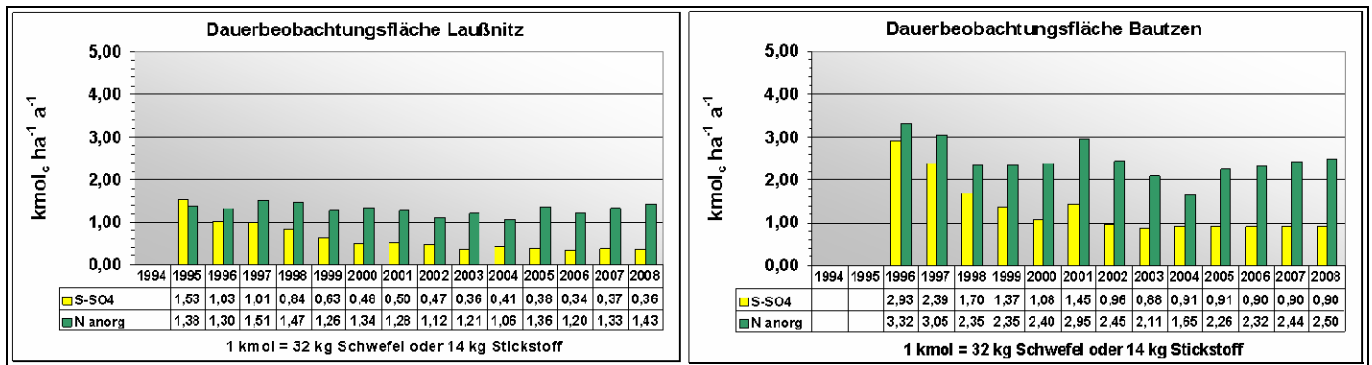


Abbildung 38: Säureäquivalenteintrag durch Stickstoff- und Schwefeldeposition im Zeitraum 1994 - 2008

Nach ASMAN (2002) reagiert Ammoniak nahe der Quelle noch nicht mit Säuren (aerosolgebundener Schwefelsäure, gasförmiger Salpeter- oder Salzsäure) und wird aufgrund der niedrigen Austrittshöhe unterhalb der Wolkenbasis durch den die Abluffahne passierenden Niederschlag als Ammonium aus der Atmosphäre ausgewaschen. Entsprechende Auswertungen anhand der monatlichen Flüsse von Sulfatschwefel, Phosphat, Chlorid, Nitrat und Ammonium mittels Pearson-Korrelationskoeffizienten konnten diese Annahmen nur an Messpunkt 5 F bestätigen und weisen ansonsten durchaus Unterschiede zwischen den Flächen aus (vgl. Korrelationsmatrizes **Tabelle A 15**, **Tabelle A 16** im Anhang).

Während an allen Punkten an Betrieb 1 kein Zusammenhang zwischen der Chlorid- und Ammoniumdeposition besteht, ist der Ammoniumeintrag an den Waldmesspunkten von Betrieb 1 und Betrieb 2 jeweils eng mit der Nitratdeposition korreliert. Die Korrelationskoeffizienten an Betrieb 1 betragen $r = 0,714$ (290 K), $r = 0,834$ (390 K, 500 K) und $r = 0,899$ (170 K). Die Korrelation ist zweiseitig auf dem Signifikanzniveau von 0,01 signifikant. An Betrieb 2 bestehen an den Messpunkten 280 K bis 515 K noch engere Beziehungen zwischen Nitrat- und Ammoniumeintrag bei mit der Entfernung steigenden Korrelationskoeffizienten von $r = 0,908$ bis $r = 0,967$. Die Korrelation ist auch hier auf dem Signifikanzniveau von 0,01 (2-seitig) signifikant. An den Messpunkten 280 K, 350 K und 515 K sind zudem enge Beziehungen von Ammonium- zu Phosphateinträgen nachweisbar, die mit zunehmender Entfernung von der Anlage von $r = 0,829$ auf $r = 0,800$ abnehmen. Die Korrelationen sind wiederum hochsignifikant. An Messpunkt 10 K besteht ebenfalls eine nur auf Signifikanzniveau 0,05 signifikante Korrelation zwischen der Phosphat- und Ammoniumdeposition.

An Betrieb 1 zeigt hingegen nur der Referenzpunkt eine hochsignifikante und sehr straffe Korrelation ($r = 0,965$) mit Phosphat, was hier als Hinweis auf eine Kontamination eventuell durch Minereraldüngeranwendung gewertet wird. In diese Richtung deuten zumindest die nur an diesem Punkt auftretenden Korrelationen des Phosphateintrags mit dem Sulfat- bzw. Chlorideintrag ($r = 0,953$ bzw. $r = 0,903$).

Sulfatschwefel ist mit Ammoniumstickstoff lediglich an den Messpunkten 170 K ($r = 0,783$) bzw. 500 K ($r = 0,646$) des Betriebs 1 und an den Messpunkten 425 K ($r = 0,656$) und 515 K ($r = 0,719$) an Betrieb 2 korreliert.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass an nahezu allen Messpunkten Ammonium- und Nitratstickstoff zusammen deponiert werden. Die nachgewiesenen Beziehungen zwischen Phosphor- und Ammoniumdeposition sind bisher in der Literatur nicht erwähnt. Allerdings ist bei allen statistischen Auswertungen zu berücksichtigen, dass es sich nur um maximal 12 Messwerte handelt, was für eine robuste Analyse kaum ausreichend ist.

7 Ausbreitungsrechnungen

7.1 Aufgabenstellung für die Ausbreitungsrechnung

Innerhalb des Projektes spielen Ausbreitungsrechnungen mit dem Programm LASAT eine herausragende Rolle. Sie ermöglichen an den Betriebsstandorten

- über die Bestimmung von Korrekturfaktoren die Ableitung des Handlungsbedarfs für die Anpassung derzeit gültiger Standardemissionsfaktoren von Ammoniak in der Rinderhaltung,
- die Ausrichtung der Trasse von Passiv- und Bulk-Sammlern im Gelände und die Festlegung der Messpunkte auf der Trasse entsprechend der zu erwartenden Konzentrationsabnahme mit zunehmender Entfernung zum anlagenspezifischen Bezugspunkt,
- die Berechnung der anlagenbezogenen Immissionszusatzbelastung durch Ammoniak am Standort der DOAS-Trasse bzw. an den Messpunkten der Passiv- und Bulk-Sammlertrasse auf Basis von Tierplatz abhängigen und von diffusen Quellen (Gärrestlager, Güllelager, Festmistlager) abhängigen Emissionsraten und
- die Ermittlung des Mindestabstandes zwischen Tierhaltungsanlage und Schutzgebiet (Wald).

7.2 Ausbreitungsrechnung im Genehmigungsverfahren

Für die Festlegung der Messpunkte von Passiv- und Bulk-Sammlern auf einer Messtrasse entsprechend der zu erwartenden Konzentrationsabnahme mit zunehmender Entfernung zur Betriebsgrenze wurden die Ausbreitungsrechnungen unter den im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens üblichen Bedingungen durchgeführt. Die Eingangsparameter für diese Rechnungen sind den AUSTAL-Protokollen im Anhang zu entnehmen (vgl. **Tabelle A 17**, **Tabelle A 18**).

Die Ammoniakemissionswerte wurden aus dem **Kapitel 2.3.1** übernommen. Die meteorologischen Eingangsdaten stammen aus der meteorologische Zeitreihe AKTerm des Jahres 2006 der Station Görlitz-Flugplatz des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Die topografischen Bedingungen dieses DWD-Standortes entsprechen annähernd denen der Untersuchungsstandorte.

In **Abbildung 39** und **Abbildung 40** sind für die beiden Untersuchungsstandorte die errechneten Ammoniakzusatzimmissionskonzentrationen mit den auf dieser Grundlage festgelegten Passiv- und Bulk-Sammlermesspunkten dargestellt. Speziell eingezeichnet ist die $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -Isoplethe, die als Basis in die Berechnung der Mindestabstände zwischen Anlage und Schutzgut (Wald) unter der Prämisse eingeht, dass die örtliche Hintergrundbelastung $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist.

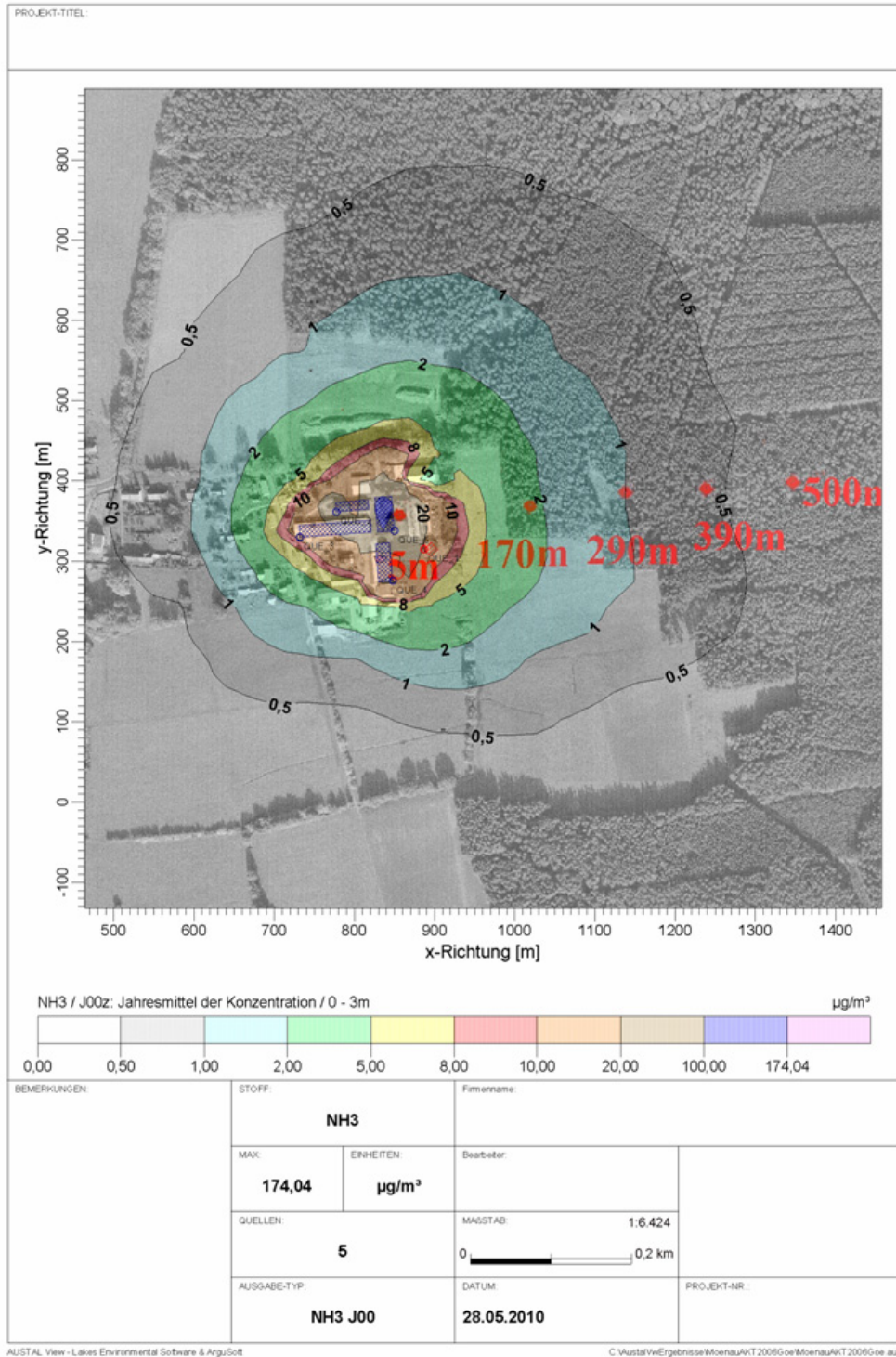


Abbildung 39: Betrieb 1 – Prognose anlagenbedingter Ammoniakimmissionskonzentrationen zur Festlegung der Messpunkte von Passiv- und Bulk-Sammlern

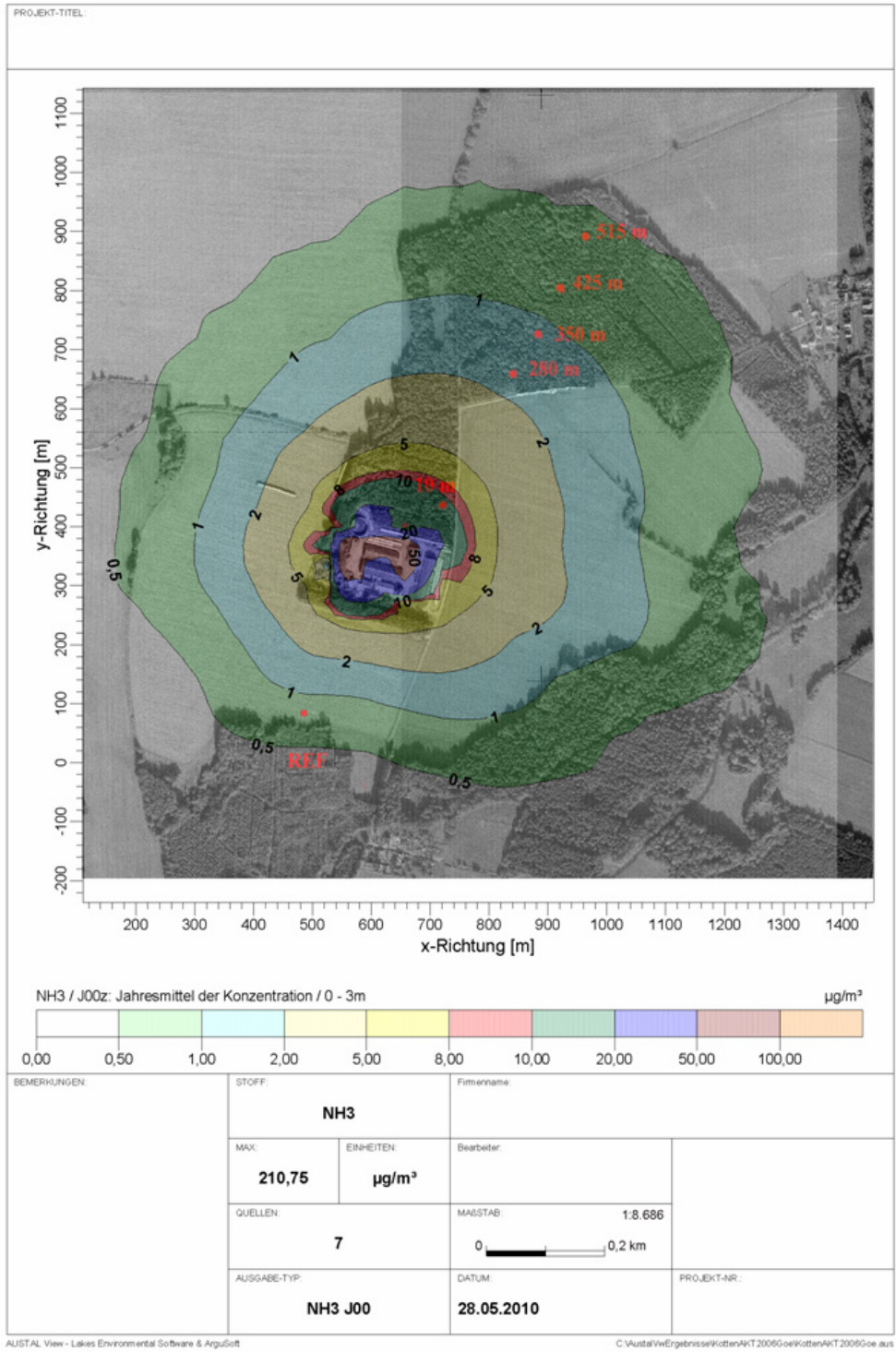


Abbildung 40: Betrieb 2 – Prognose anlagenbedingter Ammoniakimmissionskonzentrationen zur Festlegung der Messpunkte von Passiv- und Bulk-Sammlern

7.3 Berechnung der Ammoniakimmissionskonzentration an der DOAS-Trasse

7.3.1 Überprüfung der Eingangsdaten auf Plausibilität

Die Plausibilitätsprüfung der im Einminutentakt gemessenen USA-Daten und im Zweiminutentakt gemessenen DOAS-Daten umfasste folgende Arbeitsschritte:

- Überprüfung der messtechnisch einwandfreien Datenerfassung
- Auffinden unplausibler Einzelwerte und deren Entfernen aus der Messreihe.

USA-Daten

Um Ausbreitungsrechnungen durchführen zu können, müssen lückenlose USA-Datenreihen vorliegen. Das heißt, dass auftretende Messlücken „unschädlich“ zu machen sind. Dies erfolgt entweder durch Interpolation zwischen zeitlich eng benachbarten Messwerten (Messlücke = 1 Minute) oder durch Abbruch der Datenreihe bei Messlücken >1 Minute. Deshalb bezog die Überprüfung der USA-Datenreihen auch das Auffinden von Messwertlücken ein - einschließlich der Lücken, die durch Entfernen unplausibler Werte entstanden sind. Die Messlücken wurden prinzipiell mit interpolierten Werten geschlossen, sofern sie nicht größer als 1 Minute waren. Bei der Interpolation wurde auf die Maßgaben der TA Luft Anhang 3 Abschnitt 8 Bezug genommen.

Ein Offenlassen von Messlücken hätte bedeutet, dass die Ausbreitung von Partikeln im Lagrange-Formalismus während dieser Zeiträume nicht hätte beschrieben werden können. Damit hätten Immissionen nicht nur während der Messlücke nicht prognostiziert werden können, sondern auch noch mehrere Minuten danach, da die kontinuierliche Verfolgung der Lagrange-Partikel abgerissen wäre.

DOAS-Daten

Folgende Messwerte wurden als unplausibel verworfen:

- fehlende Werte
- Werte = 0
- Werte, die bis auf die 1. Dezimalstelle über längere Zeiträume (0,5 Stunde) konstant waren

Die DOAS-Messwerte wurden zusätzlich weder bearbeitet noch interpoliert, da dies für eine Rückrechnung nicht notwendig ist.

7.3.2 Auswahl der Zeiträume

Da die Ausbreitungsrechnungen im Zweiminutentakt erfolgen sollten, wurden die im Einminutentakt vorliegenden USA-Datenreihen vor der weiteren Nutzung auf Datenreihen auf Basis von Zweiminutenmittelwerten umgestellt. Zeiträume, für die sowohl USA-Datenreihen als auch DOAS-Messwerte vorlagen, wurden zu Episoden zusammengefasst. Denn nur für diese Zeiträume macht ein Vergleich zwischen prognostizierten und gemessenen Ammoniakimmissionen Sinn. In **Tabelle 16** und **Tabelle 17** sind die Episoden mit den zugehörigen Messperioden dargestellt. In **Abbildung 41** und **Abbildung 42** werden für beide Betriebe Beispiele der Episoden gezeigt. Die als unplausibel aussortierten DOAS-Daten und die DOAS-Daten, die bereits in den Messdaten fehlten, sind in den Abbildungen rot hervorgehoben. Im Anhang zu diesem Bericht sind für alle übrigen Messperioden die entsprechenden Episoden zusammengestellt (vgl. **Abbildung A 7** bis **Abbildung A 27**). Insgesamt stehen für die Episoden 11-19 (Betrieb 1) 54.807 USA-/DOAS-Wertepaare und für die Episoden 21-30 (Betrieb 2) 56.951 USA-/DOAS-Wertepaare für Ausbreitungsrechnungen zur Verfügung.

Tabelle 16: Betrieb 1 – Episoden mit vorliegenden USA- und DOAS-Datenreihen

Episode	Zeitraum der Messperiode	Zeitraum der Episode
11	05.03.2008 - 23.03.2008	05.03.2008 - 22.03.2008
12	22.03.2008 - 01.04.2008	22.03.2008 - 01.04.2008
13	03.06.2008 - 24.07.2008	03.06.2008 - 21.07.2008
14	08.10.2008 - 16.10.2008	09.10.2008 - 16.10.2008
	17.10.2008 - 05.11.2008	17.10.2008 - 05.11.2008
16	05.11.2008 - 13.11.2008	05.11.2008 - 13.11.2008
17	10.12.2008 - 04.01.2009	10.12.2008 - 04.01.2009
18	08.01.2009 - 04.02.2009	08.01.2009 - 04.02.2009
19	01.08.2007 - 05.11.2007	03.08.2007 - 05.11.2007

Tabelle 17: Betrieb 2 – Episoden mit vorliegenden USA- und DOAS-Datenreihen

Episode	Zeitraum der Messperiode	Zeitraum der Episode
21	10.01.2008 - 29.01.2008	11.01.2008 - 29.01.2008
22	13.11.2008 - 19.11.2008	14.11.2008 - 19.11.2008
23	21.11.2008 - 10.12.2008	21.11.2008 - 10.12.2008
24	04.02.2009 - 11.02.2009	04.02.2009 - 11.02.2009
25	11.02.2009 - 17.02.2009	11.02.2009 - 11.02.2009
26	17.02.2009 - 05.05.2009	17.02.2008 - 05.05.2009
27	07.05.2008 - 15.05.2008	10.05.2008 - 15.05.2008
28	15.05.2008 - 23.05.2008	16.05.2008 - 23.05.2008
29	23.05.2008 - 29.05.2008	23.05.2008 - 29.05.2008
30	29.05.2008 - 03.06.2008	29.05.2008 - 02.06.2008
31	03.09.2008 - 08.10.2008	Messung im Stall

DOAS-Verfügbarkeit bezogen auf die USA-Daten 17

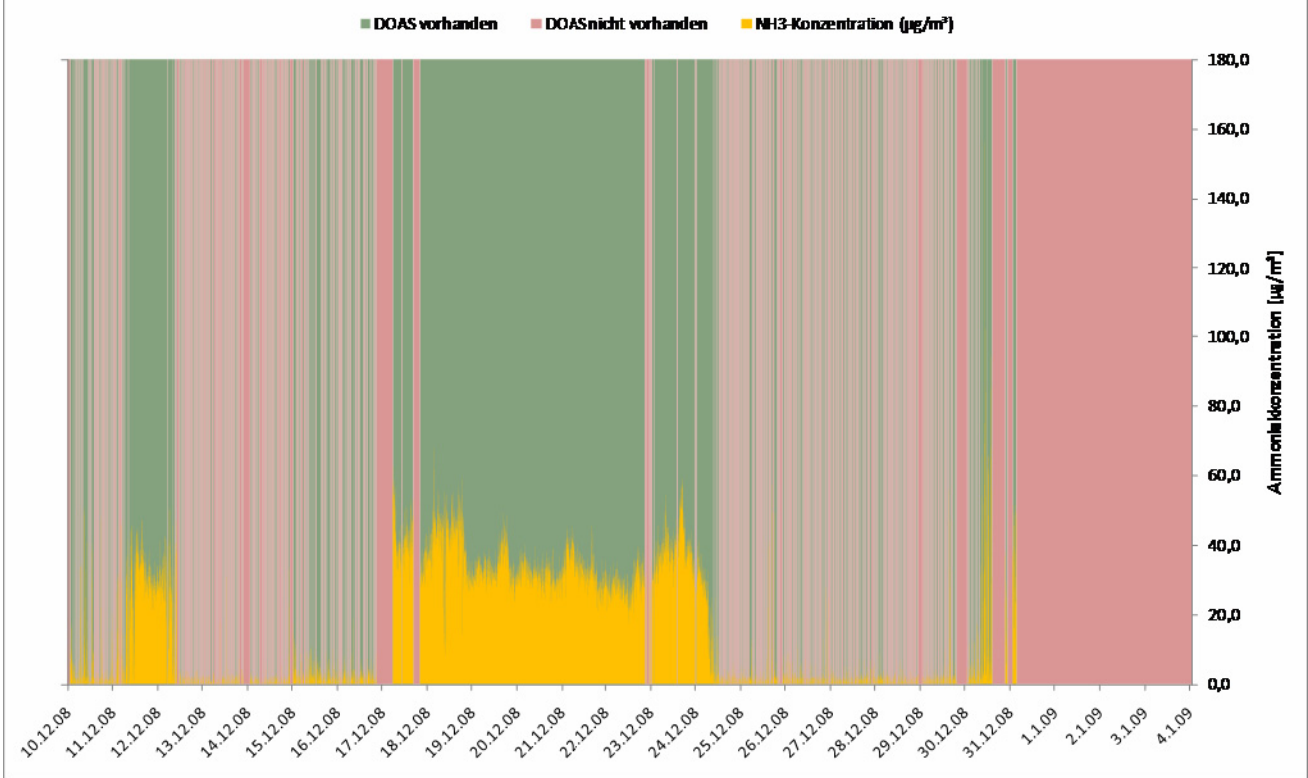


Abbildung 41: Betrieb 1 – Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten der Episode 17

DOAS-Verfügbarkeit bezogen auf die USA-Daten 26 (1)

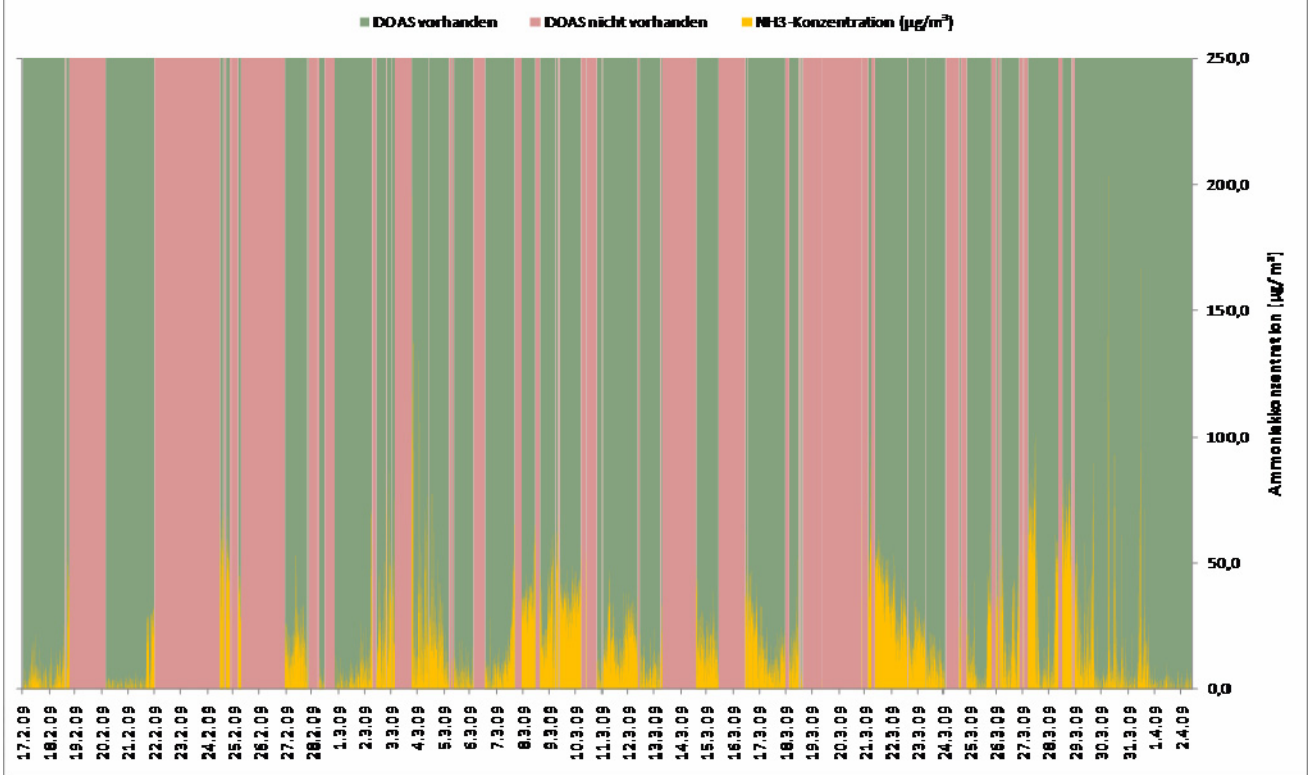


Abbildung 42: Betrieb 2 – Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten der Episode 26 (1)

7.3.3 Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnungen

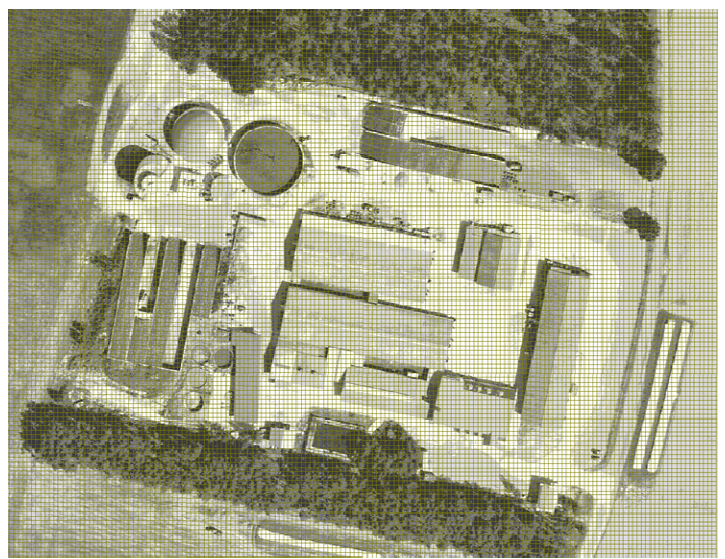
Für die unter **Kapitel 7.3.2** ausgewiesenen Episoden erfolgten für beide Standorte die Ausbreitungsrechnungen mit dem Programm LASAT. Entsprechend dem Programmkonzept wird für die Berechnung ein lokales Koordinatensystem verwendet.

Rechengitter

Für den Betrieb 1 wurde in Abwägung zwischen Rechengenauigkeit und Rechenzeit ein Rechengebiet von 544 m x 480 m gewählt, für den Betrieb 2 ein Rechengebiet von 528 m x 496 m. In diesen Gebieten wurden jeweils Rechengitter mit 8 m Maschenweite festgelegt und feinere Netze mit 4 m und 2 m Maschenweite eingeschaltet, um die Rechengenauigkeit in der Nähe der Gebäude zu erhöhen. Die Lage der feinsten Rechengitter ist der **Abbildung 43** zu entnehmen. Die Definition des Rechengitters kann den Parameterdateien (grid.def) entnommen werden. Als vertikale Netze wurden äquidistant 2 m Maschenweite bis zur Höhe von 26 m angesetzt, danach wurde die Maschenweite höhenproportional vergrößert. Die Immissionskenngrößen wurden für die vertikale Schicht zwischen 2 m und 4 m Höhe ausgewertet.



Betrieb 1



Betrieb 2

Abbildung 43: Rechengitter (2 m)

Bodenrauigkeit, Geländeunebenheiten, Bebauung

Die Bodenrauigkeit des Geländes innerhalb des Rechengebietes wird durch die mittlere Rauigkeitslänge z_0 beschrieben. Diese wird entsprechend der Vorgehensweise nach TA Luft, Anhang 3, Tabelle 14, mit dem CORINE-Kataster abgeschätzt. Aufgrund der vorhandenen Landnutzung (Wald-Strauch-Übergangsstadien) wird eine Bodenrauigkeit von 0,5 m angesetzt.

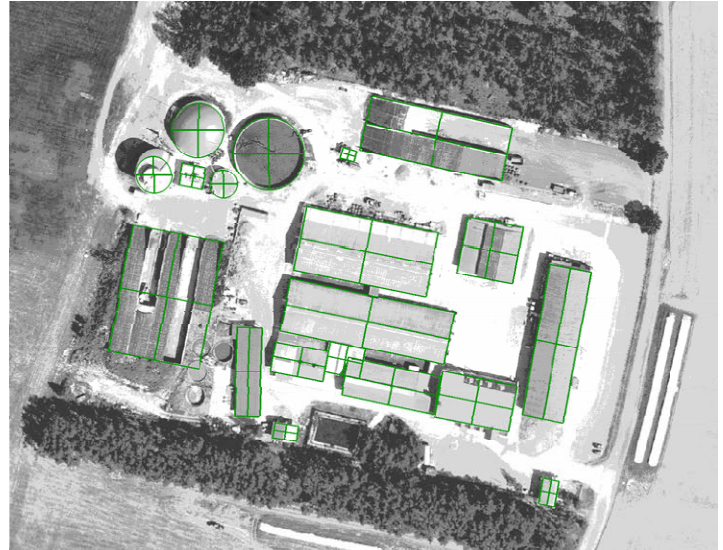
Für beide Standorte wird die Geländeform durch ebenes Gelände dargestellt. Da die Messung der meteorologischen Daten direkt auf dem jeweiligen Anlagengelände stattgefunden hat, ist eine geländeabhängige Windfeldmodellierung auch im Hinblick auf die minimalen Höhenunterschiede nicht notwendig.

Da die Quellen zum Teil niedriger sind als die umströmten Gebäude, muss die Bebauung im Kontext umströmter Hindernisse berücksichtigt werden. Im Programm LASAT ist ein diagnostisches Windfeldmodell zur Berücksichtigung von Gebäudeumströmungen eingebaut. Dies kann angewendet werden, wenn die Schornsteinhöhe wenigstens das 1,2-Fache der Gebäudehöhe beträgt. Für landwirtschaftliche Anlagen ist diese Forderung nicht immer exakt einzuhalten. Dennoch ist zu erwarten, dass das Windfeldmodell brauchbare Ergebnisse liefert.

Die Maschenweite der Rechengitter in Gebäudenähe wurde mit 2 m hinreichend klein gewählt, so dass eine akzeptable Rechengenauigkeit erreicht wurde. In der **Abbildung 44** ist die Lage und Ausdehnung der Gebäude zu erkennen, die im diagnostischen Windfeldmodell berücksichtigt werden.



Betrieb 1



Betrieb 2

Abbildung 44: Berücksichtigte Gebäude

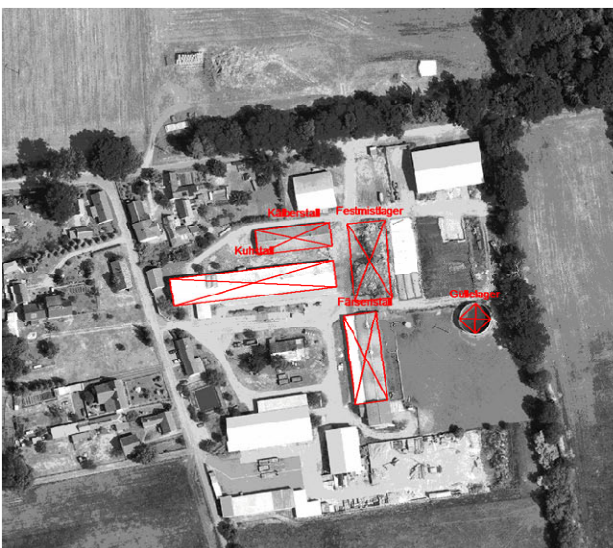
Emissionsdaten

Die Ammoniakemissionen setzen sich aus den Emissionen der Tierhaltung und der Nebenanlagen (Gärrestlager, Festmistlager) zusammen. Die in Rechnung eingehenden Emissionsdaten wurden den immissionsrechtlichen Regelungen zu Rinderanlagen (SMUL 2008) entnommen (vgl. **Kapitel 2.3.1**). Die Emissionen beruhen auf der Annahme zeitlich konstanter Tierplatzzahlen, die im Fall von Betrieb 1 der Tierbelegung im Dezember 2007, im Fall von Betrieb 2, der Tierbelegung von April 2008 entspricht.

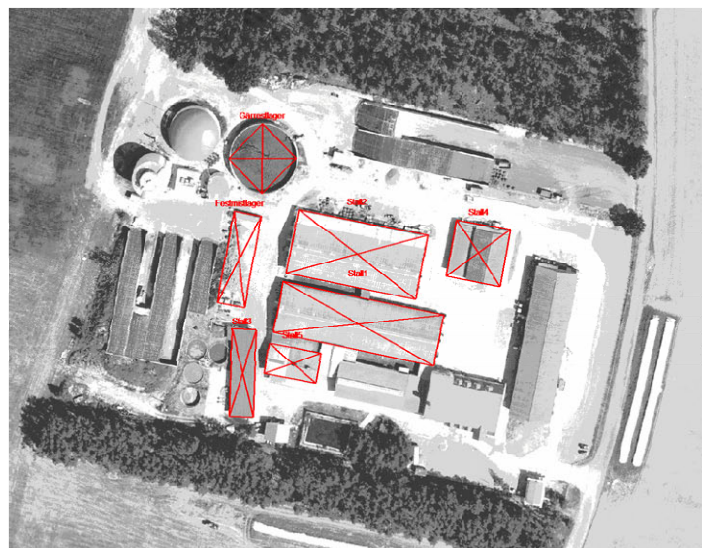
Quellenkonfiguration

Die **Stallgebäude** mit freier Lüftung entsprechen Volumenquellen, die prinzipiell vom Bodenniveau bis in Firsthöhe reichen. Da in den vorliegenden Fällen die Stallgebäude auch als umströmte Hindernisse berücksichtigt werden sollen, konnten sie nicht durchgängig als Volumenquellen angesetzt werden, weil sich im Programm LASAT der gleichzeitige Ansatz als Volumenquelle und als umströmtes Hindernis ausschließen. Deshalb waren die Stallgebäude bis in 2 m Höhe als umströmtes Hindernis und von 2,5 m Höhe bis etwa in Firsthöhe als Volumenquelle angesetzt. Sowohl der thermische als auch der kinetische Anteil der Abluffahnenüberhöhung wurde in diesen Fällen nicht berücksichtigt.

Die **Festmistlager** wurden als Volumenquellen von Bodenniveau bis in 2 m Höhe, die **Gärrest- bzw. Güllelager** als Flächenquellen unmittelbar über der Oberkante der Behälter angesetzt. Die folgende **Abbildung 45** veranschaulicht die Lage und Ausprägung der Quellen in einem Quellenplan.



Betrieb 1



Betrieb 2

Abbildung 45: Quellenpläne

Meteorologische Daten

Die meteorologischen Daten (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Monin-Obukhov-Länge) wurden aus den USA-Daten ermittelt. Dabei wurden jeweils zwei Einminutenwerte gemittelt, um Daten im Zweiminutenabstand zu erhalten. Es wurden die vom Ultraschallanemometer ermittelten Monin-Obukhov-Längen zur Bestimmung der Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier genutzt.

Windgeschwindigkeiten $<0,25$ m/s wurde der Wert $0,25$ m/s zugeordnet, um die Konvergenz des Windfeldes sicherzustellen. Die Anemometerhöhe wurde für beide Betriebsstandorte auf 6 m Höhe festgesetzt. Bei Betrieb 1 musste die Anemometerposition infolge der Abschirmung durch ein 5 m hohes Gebäude um 30 m nach Osten verschoben werden. Erst dadurch konnte die Konvergenz des Windfeldes erzielt werden.

Statistische Sicherheit

Die konzeptbedingt bei der Ausbreitungsrechnung auftretenden statistischen Fehler (Reproduzierbarkeit von Berechnungen bei identischen Eingangsparametern) werden vom Programm für alle Zellen des Rechengitters ausgewiesen. Zur Beeinflussung der statistischen Sicherheit bietet LASAT die Möglichkeit, eine Teilchenemissionsrate einzustellen. Im vorliegenden Fall wurde eine Teilchenemissionsrate von 32 verwendet, die der Qualitätsstufe +4 (höchste Stufe) im Referenzmodell AUSTAL 2000 entspricht.

7.4 Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung

7.4.1 Ermittlung von Immissionskenngrößen entlang der DOAS-Trasse

Ziel der Ausbreitungsrechnung mit LASAT war ein Vergleich von berechneten Daten mit den Messwerten der DOAS-Trasse. Dabei entsprechen die Messwerte der DOAS-Trasse jeweils einem mittleren Konzentrationswert über die gesamte Trasse. Zum Vergleich mit den Ergebnissen der Ausbreitungsrechnung wurden für Betrieb 1 und Betrieb 2 entlang der Messtrasse je 400 Monitoringpunkte angesetzt, deren errechnete Immissionskonzentration für jeden Zeitschritt gemittelt wurde. Zu den grafisch dargestellten Ergebnissen der Ausbreitungsrechnung wurde eine pauschale Hintergrundbelastung von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ addiert. Dies entspricht langjährigen und großräumigen Messungen, die für den ländlichen Raum in Süddeutschland repräsentativ sind. Da diese Größe in den DOAS-Messdaten additiv enthalten ist, muss sie auch zu allen rein anlagenemissionsbedingten LASAT-Immissionswerten addiert werden.

Zeitliche Synchronisierung der Messreihen

Da die DOAS-Messwerte und die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen, die auf USA-Daten basieren, mit unterschiedlichen Messsystemen erhoben wurden, muss die zugrunde liegende Zeitbasis nicht identisch sein, weil Abweichungen der Systemzeit der Messwertrekorder bestehen können. Daher ist es sinnvoll, die Ergebnisse der DOAS-Trassenmessungen und der Ausbreitungsrechnungen mit variabler Zeitverschiebung übereinander zu legen und die Zeitverschiebung zu ermitteln, bei der sich eine maximale Korrelation ergibt.

Dieses Verfahren führte bei fast allen Episoden zu einer Zeitverschiebung von fast exakt einer Stunde, da die USA-Daten in der Zeitzone UTC 0 (Universal Time Coordinated = Greenwich-Zeit) und die DOAS-Messwerte in Mitteleuropäischer Zeit (MEZ = UTC +1 h) erfasst wurden. Die folgende **Abbildung 46** zeigt stellvertretend das Korrelationsverhalten für die Episode 13 in Abhängigkeit von der Zeitverschiebung. Die Korrelation ist in willkürlichen Einheiten (a. u.) aufgetragen und entspricht dem Korrelationskoeffizient zwischen den DOAS-Messwerten und LASAT-Rechenergebnissen multipliziert mit der Anzahl zeitlich überlappender Datensätze.

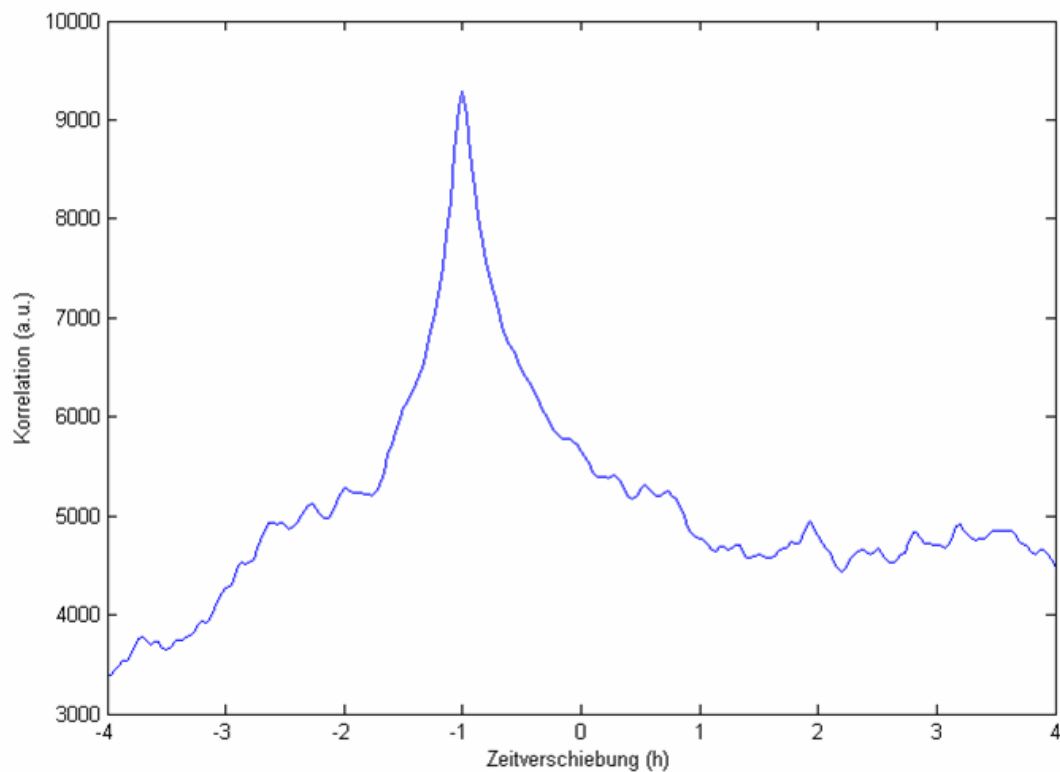


Abbildung 46: Zeitliche Korrelation von USA- und DOAS-Messwerten in Abhängigkeit von der Zeitverschiebung für die Episode 13

Lediglich für die Episode 14 wurde kein ausgeprägtes Korrelationsmaximum gefunden, weshalb diese Episode mit nur sieben Tagen Messdauer bei hoher DOAS-Ausfallrate von den weiteren Auswertungen ausgeschlossen wurde. Für Episode 19 wurde eine Zeitverschiebung von zwei Stunden für eine maximale Korrelation gefunden, was auf die damals vorherrschende Sommerzeit zurückzuführen ist.

Immissionskenngrößen entlang der DOAS-Trasse

Abbildung 47 und **Abbildung 48** stellen beispielhaft für die Episode 17 (Betrieb 1) bzw. Episode 26 (Betrieb 2) die mit LASAT berechneten Immissionskenngrößen - gekennzeichnet als LASAT - den DOAS-Messwerten - gekennzeichnet als DOAS - gegenüber (vgl. auch Anhang: **Abbildung A 28** bis **Abbildung A 43**). Dabei wurden vorher jeweils Tagesmittelwerte gebildet.

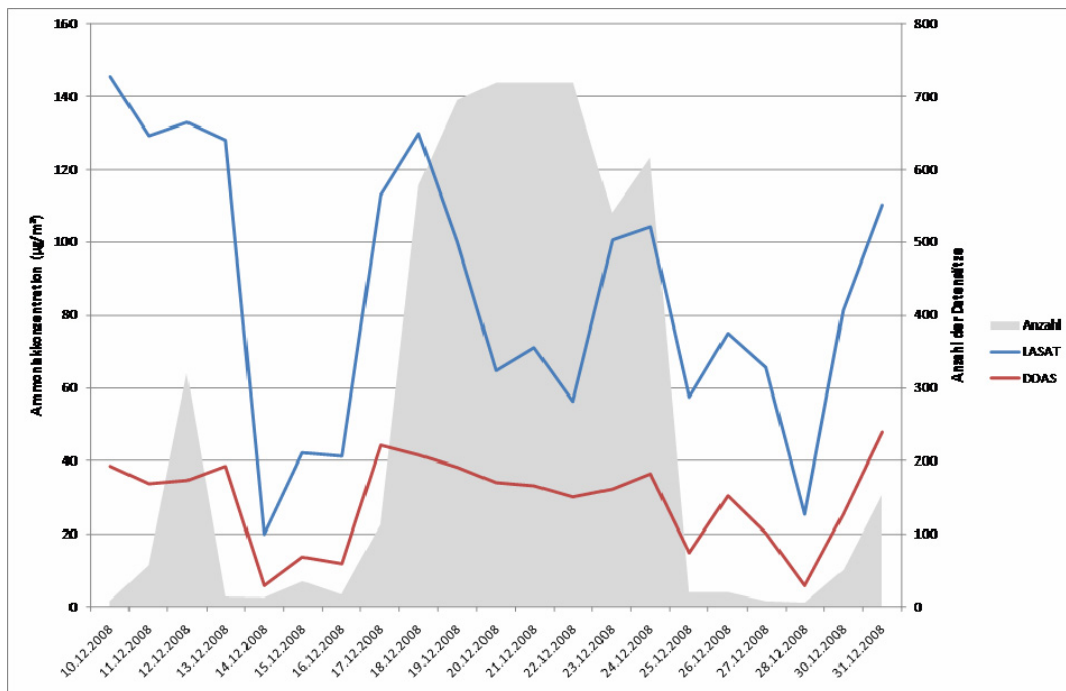


Abbildung 47: Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 17

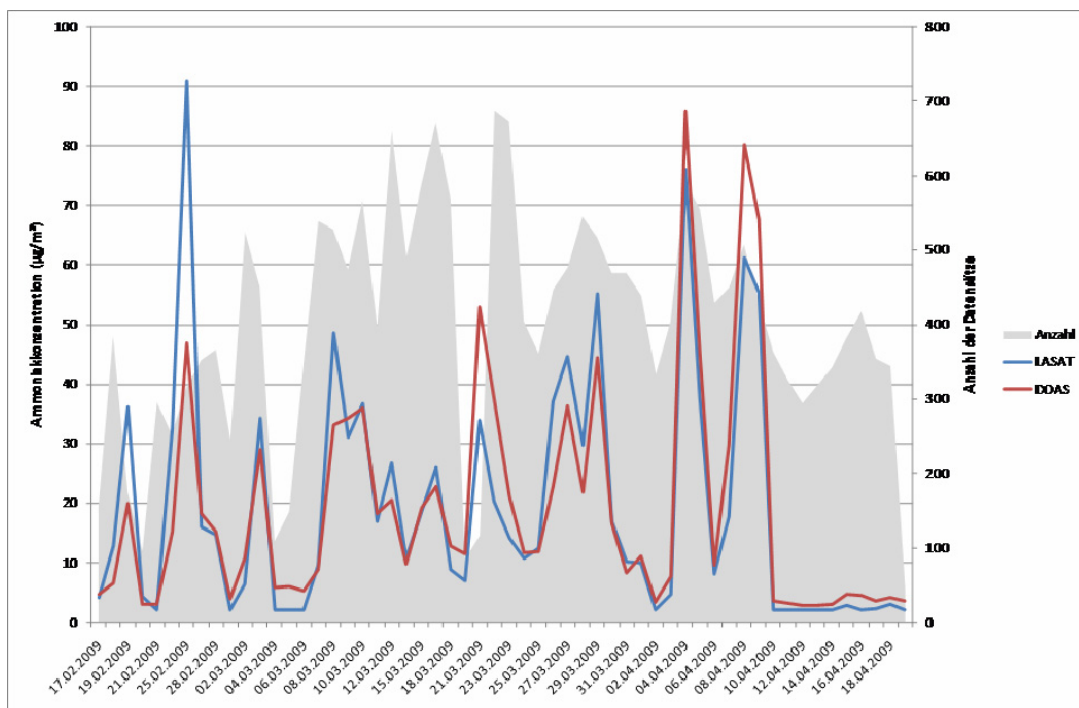


Abbildung 48: Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 26

Die den Kurvenverläufen zugrunde liegenden USA-/DOAS-Datensätze sind grau hinterlegt. Pro Tag sind maximal 720 Datensätze möglich. Treten weniger auf, beruht dies auf fehlenden, messtechnisch unplausiblen oder anderweitig unplausiblen DOAS-Messwerten (vgl. **Kapitel 7.3.1**).

Die Höhe der gemessenen bzw. berechneten Tagesmittelwerte der Ammoniakimmissionskonzentration ist abhängig von der Windrichtung. Unter der Voraussetzung gleichmäßig hoher Ammoniakemissionen von Stallungen, Festmist- bzw. Gärrestelager sind die höchsten Immissionskonzentrationen auf der DOAS-Trasse dann messbar, wenn der Wind die Abluffahne ideal vom Betrieb in Richtung DOAS-Trasse weht. Dies ist bei Betrieb 1 dann der Fall, wenn der Wind von Westen nach Osten, bei Betrieb 2, wenn der Wind von Südwesten nach Nordosten strömt. Je weniger die tatsächliche Windrichtung der jeweils idealen Windrichtung entspricht, desto geringere Immissionskonzentrationen sind auf der DOAS-Trasse nachweisbar. Die Messwerte

erreichen Minima, wenn der Wind nicht über den jeweiligen Betrieb Richtung DOAS-Trasse strömt, sondern aus der entgegengesetzten Richtung, der Richtung des benachbarten Waldes.

Beide Abbildungen zeigen gleichzeitige Minima und Maxima für berechnete und gemessene Immissionskonzentrationen, wobei die Kurvenverläufe bei Betrieb 2 nahezu identisch sind. Der Grad der Übereinstimmung der Kurven ist jedoch abhängig von der betrachteten Episode. Bei Betrieb 2 ist er generell besser als bei Betrieb 1. Die für Betrieb 1 ausgewählte Episode 17 zeigt die für alle Episoden von Betrieb 1 typischen Kurvenverläufe, bei denen die berechneten Immissionskonzentrationen deutlich über den gemessenen liegen.

7.4.2 Rückrechnung auf Emissionsstärken

Für alle Episoden mit Ausnahme von Episode 19 wurden zeitlich konstante Ammoniakemissionen angesetzt, da keine zeitabhängigen Tierplatzzahlen verfügbar waren. Diese Besonderheit für Episode 19 ist aber nur von rein formalem Interesse, da sich die Emissionen aufgrund von Tierzahländerungen um weniger als 1 % ändern. Eine solch geringe Schwankung ist in Anbetracht der sonstigen Genauigkeit vernachlässigbar.

Zur Rückrechnung auf die tatsächlichen Emissionsstärken wurde aus dem Vergleich von DOAS-Messwerten und LASAT-Immissionskenngößen ein Korrekturfaktor abgeleitet, der dem Verhältnis beider Größen entspricht. Ein Korrekturfaktor 1,5 bedeutet beispielsweise, dass die DOAS-Messungen 1,5 mal größer sind als die LASAT-Immissionskenngößen. Demzufolge müssten die Ammoniakemissionen als Eingangswerte in die Ausbreitungsrechnung um den Faktor 1,5 höher angesetzt werden, um eine Übereinstimmung von DOAS-Messungen mit LASAT-Immissionskenngößen herbeizuführen. Der Korrekturfaktor ist mithin ein Maß dafür, wie groß die zu den DOAS-Messungen passenden Emissionen im Vergleich zur pauschal angesetzten Standardemission sind.

Betrieb 1: Jahresgang Korrekturfaktor

Die **Abbildung 49** stellt den Korrekturfaktor im Jahresgang für den Betrieb1 dar, wobei jeweils alle verfügbaren Datensätze unabhängig vom Messjahr für die einzelnen Monate gemittelt wurden. Für diese Grafik wurden Daten aus allen Monaten mit Ausnahme des Monats Mai herangezogen. Aus dem Verlauf der Grafik ist keine Tendenz ableitbar.

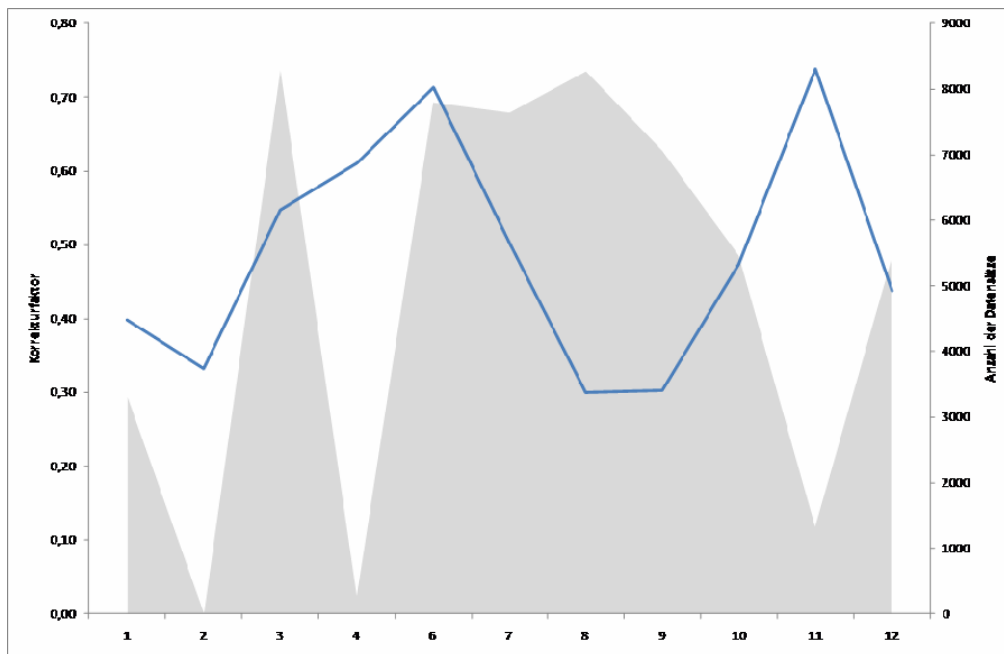


Abbildung 49: Betrieb 1 – Korrekturfaktor im Jahresgang

Betrieb 1: Tagesgang Korrekturfaktor

Abbildung 50 stellt den Korrekturfaktor im Tagesgang dar, wobei jeweils alle verfügbaren Datensätze für die einzelnen Tageszeiten unabhängig vom Messjahr gemittelt wurden.

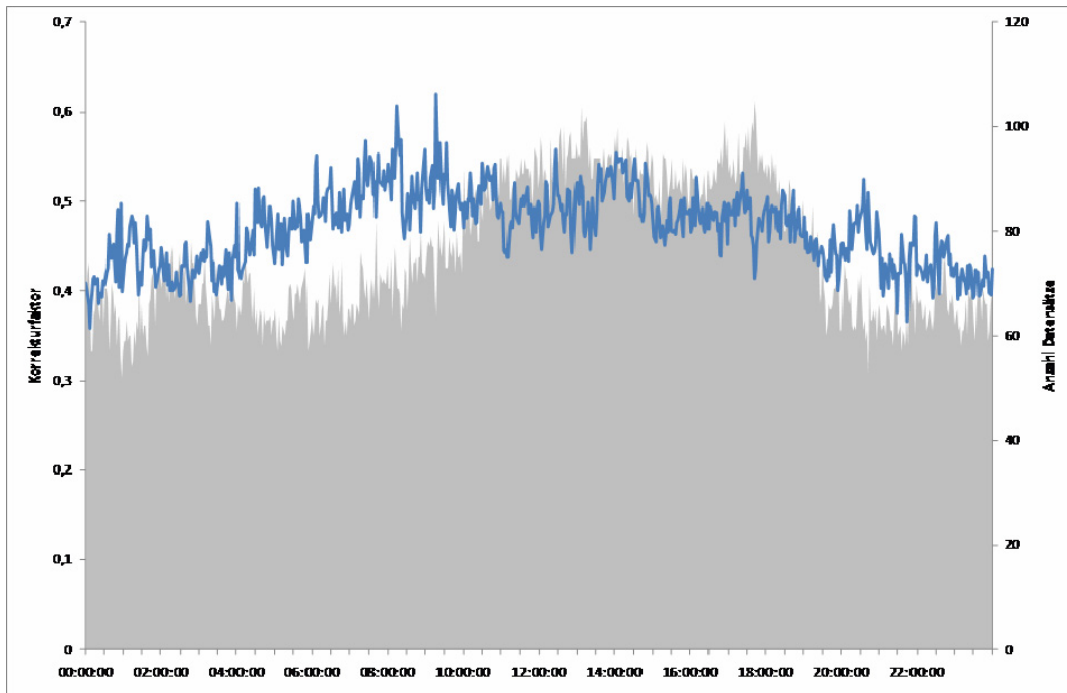


Abbildung 50: Betrieb 1 – Korrekturfaktor im Tagesgang

Die einzig klar erkennbare Tendenz ist ein Ansteigen des Korrekturfaktors während der Tagesstunden. Dies ist ein Indiz für eine temperaturabhängige Ammoniakemission.

Betrieb 2: Jahrgang Korrekturfaktor

Die **Abbildung 51** stellt den Korrekturfaktor im Jahrgang für den Standort des Betriebes 2 dar, wobei jeweils alle verfügbaren Datensätze unabhängig vom Messjahr für die einzelnen Monate gemittelt wurden. Für diese Grafik wurden Daten aus den Monaten November, Dezember, Januar, Februar, März, April und Mai für den Betrieb 2 herangezogen. Während für die kalten Wintermonate (November bis Februar) ein Korrekturfaktor von ca. 1,2 ermittelt wird, steigt der Korrekturfaktor während der wärmeren Monate (März bis Mai) auf bis auf ca. 2,0 an. Dies ist ein Indiz dafür, dass die Ammoniakemission von Betrieb 2 temperaturabhängig sein könnte.

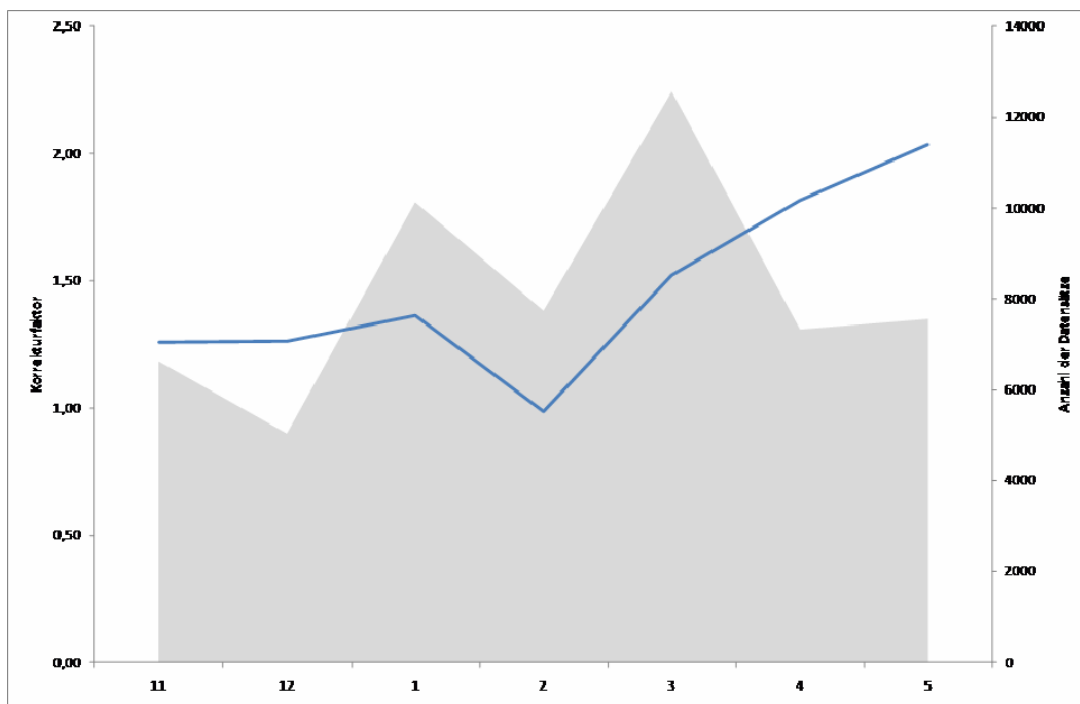


Abbildung 51: Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Jahrgang

Betrieb 2: Tagesgang Korrekturfaktor

Die **Abbildung 52** stellt den Korrekturfaktor im Tagesgang für den Betrieb 2 dar, wobei jeweils alle verfügbaren Datensätze unabhängig vom Messjahr für die einzelnen Tageszeiten gemittelt wurden.

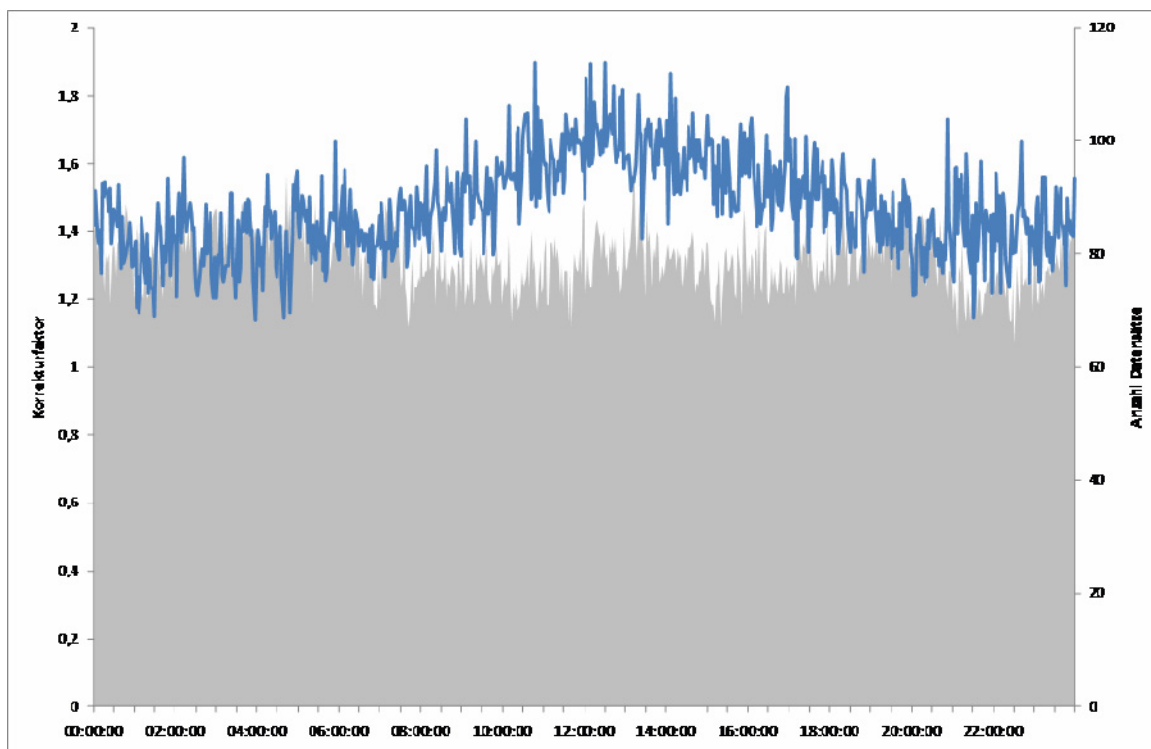


Abbildung 52: Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Tagesgang

Da der Korrekturfaktor im Tagesgang ein Maximum in den warmen Stunden aufweist und im Jahrgang in den warmen Monaten, liegt es nahe, eine Temperaturabhängigkeit des Korrekturfaktors und damit verbunden der Emissionsstärke zu vermuten.

7.4.3 Prüfung der Abhängigkeit des Korrekturfaktors von Temperatur und relativer Luftfeuchte

Abhängigkeit des Korrekturfaktors von der Temperatur

Der Korrekturfaktor F wird wie folgt berechnet:

$$\frac{NH_3_{gem.}}{(NH_3_{berech.} + VB)} = F$$

mit:

$NH_3_{gem.}$ = DOAS-Trassenmesswert

$NH_3_{berech.}$ = LASAT-Rechenwert

VB = Vorbelastung = $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Da für jedes gültige Zwei-Minuten-Datenpaar aus gemessener und berechneter Emission auch ein Messwert aus dem USA-Datensatz für die Temperatur vorlag, konnte ermittelt werden, ob zwischen Korrekturfaktor und Temperatur eine Korrelation besteht. Dabei wurden die in **Abbildung 53** und **Abbildung 54** dargestellten Ergebnisse erhalten:

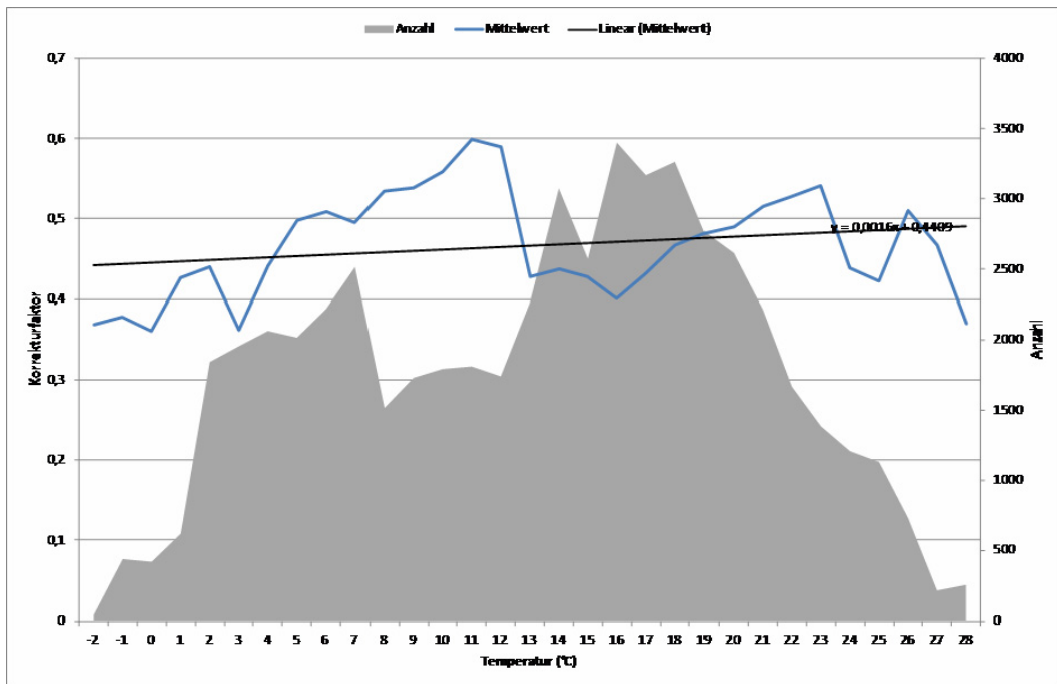


Abbildung 53: Betrieb 1 – Temperaturabhängigkeit des Korrekturfaktors für alle Episoden und Regressionsgerade

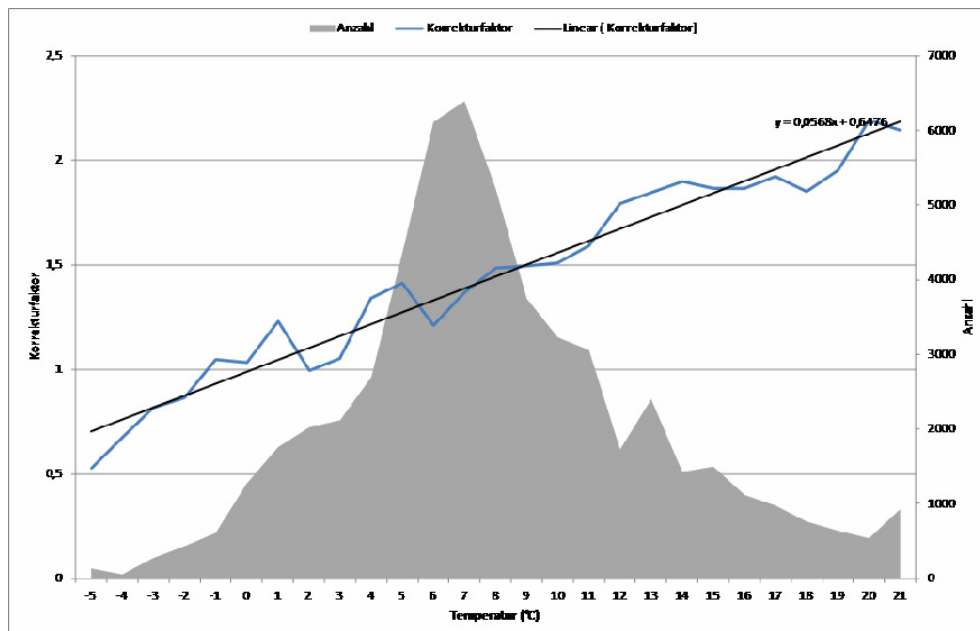


Abbildung 54: Betrieb 2 – Temperaturabhängigkeit des Korrekturfaktors für alle Episoden und Regressionsgerade

Aus den Abbildungen wird ersichtlich, dass am Standort von Betrieb 1 der Korrekturfaktor nicht mit der Temperatur korreliert. Dagegen existiert eine ausgeprägte Temperaturabhängigkeit des Korrekturfaktors am Standort von Betrieb 2. Hier kann mit ausreichender statistischer Sicherheit (siehe Anzahl der Datensätze auf der rechten Achse) davon ausgegangen werden, dass bei Temperaturen um 20 °C etwa doppelt so große Emissionen beobachtet wurden als pauschal angesetzt, während bei -5 °C nur etwa halb so große Emissionen auftraten. Bei 0 °C stimmten die pauschal angesetzten Emissionen im Mittel mit den gemessenen Werten überein (Korrekturfaktor 1). Somit ist es für den Standort von Betrieb 2 möglich, den Einfluss der Kovariable Temperatur aus den bereits gefundenen Abhängigkeiten zu eliminieren (vgl. **Abbildung 55**).

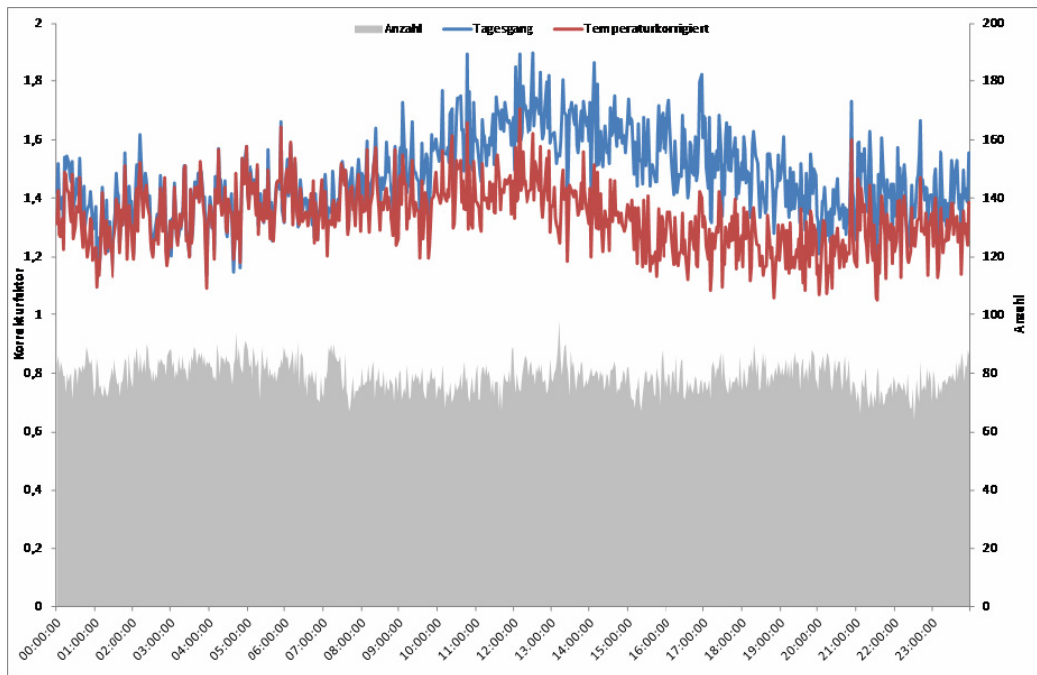


Abbildung 55: Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Tagesgang mit/ohne Eliminierung des Temperatureinflusses

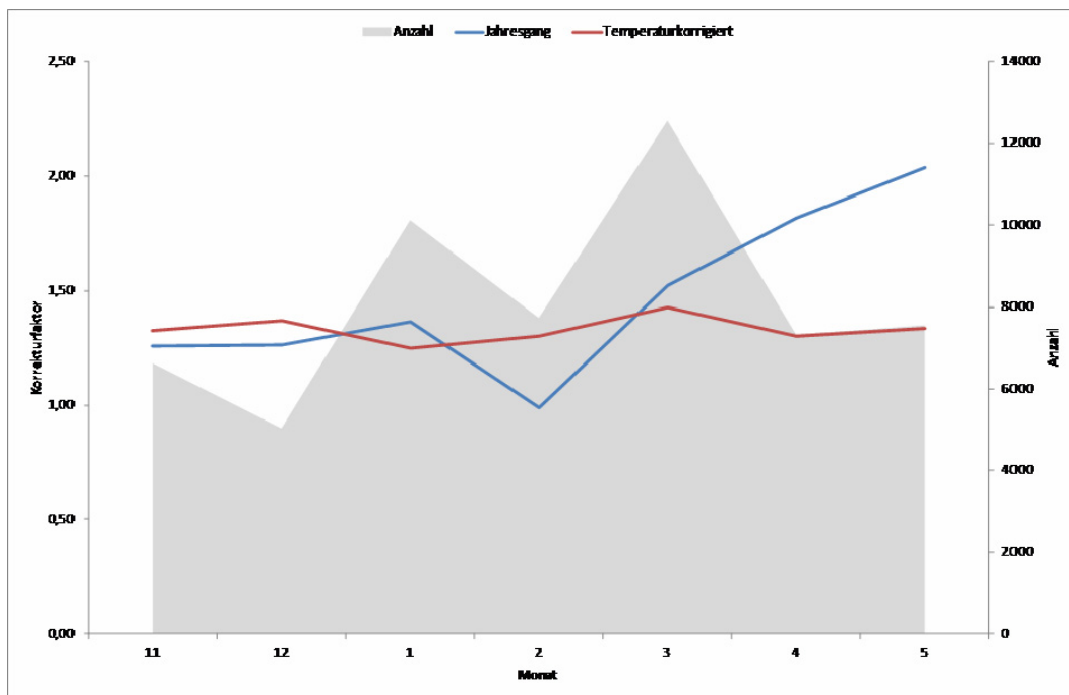


Abbildung 56: Betrieb 2 – Korrekturfaktor im Jahresgang mit/ohne Eliminierung des Temperatureinflusses

Aus der ursprünglichen Kurve für die Abhängigkeit des Korrekturfaktors von der Tageszeit (blau) wurde der auf die Temperaturabhängigkeit zurückzuführende Einfluss entfernt, woraus sich die rote Kurve ergibt. Diese ist nicht mehr vom Temperaturverlauf während eines Tages und den davon abhängigen Emissionsschwankungen beeinflusst. Die rote Kurve zeigt zunächst ein schwaches Ansteigen des Korrekturfaktors (und damit verbunden der Emissionen) bis etwa mittags und danach einen deutlichen Abfall in den Nachmittagsstunden. Inwieweit dieses Verhalten mit Aktivitätsschwankungen der Tiere oder bestimmten Vorgängen im Stallbetrieb zusammenhängt, kann im Rahmen dieses Berichtes nicht geklärt werden.

Auch aus dem Jahresgang des Korrekturfaktors, der durch ein Anwachsen in den warmen Monaten gekennzeichnet ist (vgl. **Kapitel 7.4.2**), konnte die implizite Temperaturabhängigkeit entfernt werden (vgl. **Abbildung 56**).

Die verbleibende rote Kurve zeigt keine systematische Abhängigkeit mehr von den zugehörigen Monaten, nachdem der Einfluss der Monate über die Temperatur eliminiert worden ist.

Abhängigkeit des Korrekturfaktors von der relativen Luftfeuchte

Für ausgewählte Zeiträume standen Messwerte für die relative Luftfeuchte zur Verfügung. Eine Korrelation zwischen Korrekturfaktor und relativer Luftfeuchte konnte nicht nachgewiesen werden.

7.4.4 Prüfung des Einflusses der DOAS-Gerätefunktion auf die Untersuchungsergebnisse

Im Hinblick auf die Verteilung der Ergebnisse für die Korrekturfaktoren sollte ausgeschlossen werden, dass die Gerätefunktion der DOAS-Trasse einen systematischen Einfluss auf die Ergebnisse ausübt.

Nach Angaben der BfUL kann bei den DOAS-Messungen von einer sehr hohen Linearität ausgegangen werden. Dies bestätigen auch Erfahrungswerte aus der Literatur (OPIS 1995; BATELLE 2000). Eine von der Linearität abweichende Gerätefunktion sollte deshalb keine Rolle spielen. Vorsorglich wurde dies überprüft. Dabei wurde die von der DOAS-Trasse gemessene Intensität mit den Korrekturfaktoren korreliert, um zu prüfen, ob besonders hohe oder niedrige Korrekturfaktoren bei besonders hohen bzw. niedrigen DOAS-Intensitäten zu beobachten sind. Bei dieser Gegenüberstellung konnte keine Korrelation gefunden werden. Deshalb kann weiterhin von einer hohen Linearität der DOAS-Messwerte ausgegangen werden. Demnach bedürfen die Ergebnisse keiner Korrektur.

7.4.5 Vergleich von minutengenaue und stundengenaue Herangehensweise

Es war zu prüfen, ob neben der im Vorfeld beschriebenen minutengenauen Auswertung (Ausbreitungsrechnungen im Zwei-Minuten-Takt) auch eine Aggregation von DOAS- und USA-Daten im Vorfeld der Ausbreitungsrechnungen möglich bzw. sinnvoll ist, wobei die Ausbreitungsrechnungen und die damit verbundenen Rückrechnungen im Stunden-Takt durchgeführt werden.

Dazu wurde beispielhaft die Episode 26 ausgewählt. Die USA- und DOAS-Daten von Episode 26 wurden deshalb stündlich gemittelt und dann analog der oben beschriebenen Vorgehensweise nicht im Zwei-Minuten-Takt sondern im Stunden-Takt ausgewertet. Das Ziel dabei war, eine Ergebnisgrafik zu erhalten, die der in **Abbildung 48** entspricht. Der Vergleich beider Ergebnisse ist im Folgenden dargestellt (vgl. **Abbildung 57**, **Abbildung 58**).

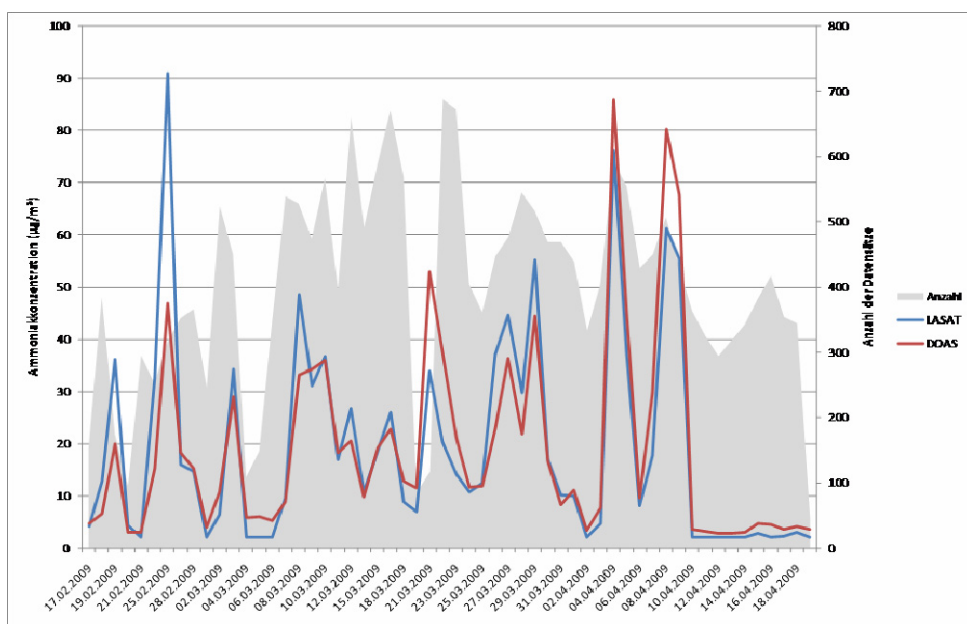


Abbildung 57: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 26 bei minutengenaue Herangehensweise

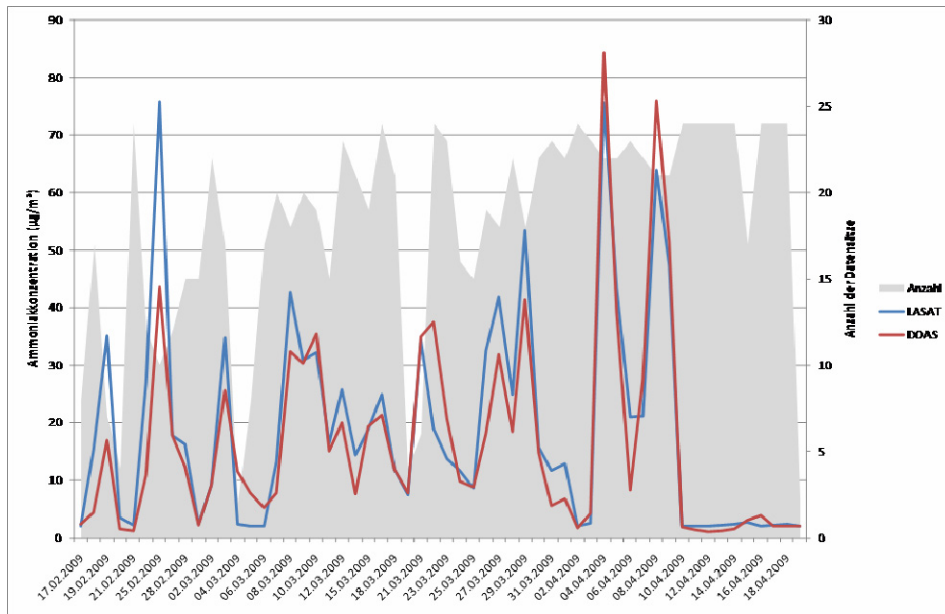


Abbildung 58: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 26 bei stundengenauer Herangehensweise

Es fällt auf, dass beide Ergebnisse prinzipiell übereinstimmen. Abweichungen ergeben sich dort, wo nur wenige Datensätze zur Verfügung stehen. Wird jedoch der sich ergebende Korrekturfaktor aufgetragen, ergibt sich folgendes Bild (vgl. **Abbildung 59**):

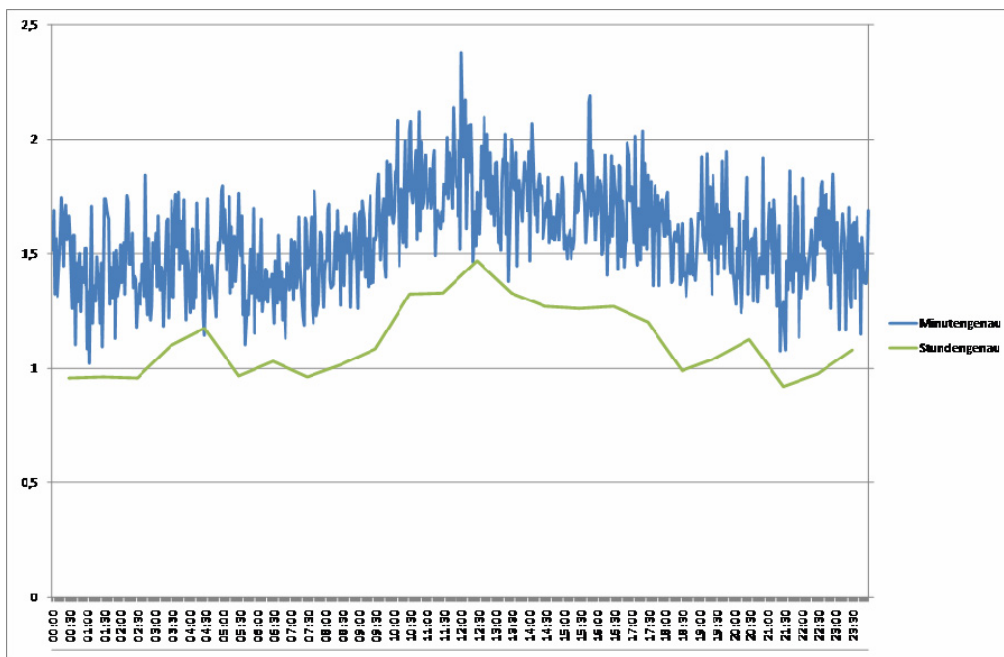


Abbildung 59: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von Korrekturfaktoren für Episode 26 bei minutengenauer und stundengenauer Berechnung

Hier ist zu erkennen, dass die ermittelten Korrekturfaktoren systematisch voneinander abweichen. Bei stundengenauer Herangehensweise ergeben sich durchweg niedrigere Korrekturfaktoren. Es wird davon ausgegangen, dass eine höhere Zeitauflösung der Winddaten grundsätzlich zu aussagekräftigeren Ergebnissen führt. Deshalb beruhen die vorgestellten Untersuchungen auf Berechnungen mit Zweiminutenwerten.

7.5 Vergleich der Rückrechnungsergebnisse mit Passivsammlermesswerten

In **Tabelle 18** werden die Ammoniakimmissionszusatzbelastungen, die auf Grundlage von Rückrechnungen aus DOAS-Messungen bzw. auf Grundlage von Passivsammlermessungen ermittelt wurden, in Abhängigkeit vom jeweiligen Abstand zum anlagenspezifischen Bezugspunkt dargestellt. Dieser wurde für die Passiv-/Bulk-Sammlerstrassen willkürlich auf dem Betriebsgelände festgelegt (vgl. **Abbildung 39**, **Abbildung 40**: 0 m-Punkt).

Tabelle 18: Ammoniakimmissionszusatzbelastung von Betrieb 1 und Betrieb 2

1		2		3		4		5		6		7	
Passivsammlermessungen			LASAT-Ausbreitungsrechnungen (AKTerm 2006 Görlitz)					Abweichung					
Abstand	Jahresmittelwert	minus ***Vorbelastung	Standardemission	Korrekturfaktor							zu Spalte 3		
[m]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					[%]		
* Betrieb 1													
5	64,1	62,1	129,0	0,5		64,5					4		
170	4,1	2,1	2,8			2,8							
290	2,0	0,0	1,0			1,0							
390	1,7	-0,3	0,6			0,6							
500	1,4	-0,6	0,4			0,4							
* *Betrieb 2													
10	12,2	10,2	11,0	1,0		11,0					8		
280	3,1	1,1	1,5			1,5							
350	2,9	0,9	1,1			1,1							
425	2,8	0,8	0,8			0,8							
515	2,2	0,2	0,6			0,6							

* = Ausrichtung Messtrasse: Osten, ** = Ausrichtung Messtrasse: Nord-Nord-Ost, *** = Vorbelastung: $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Spalte 1 der Tabellen enthält die Abstände zwischen Trassenmesspunkten und anlagenspezifischen Bezugspunkten. Ausgehend von den Bezugspunkten verlief die Trasse von Betrieb 1 nach Osten, die Trasse von Betrieb 2 in Richtung Nord-Nord-Ost. Dabei wurden die Ammoniakimmissionskonzentrationen aller Messpunkte ein Jahr lang über den Messzeitraum von jeweils einem Monat erfasst. In Spalte 2 sind für jeden Messpunkt Jahresmittelwerte angegeben. Um diese mit den über LASAT-Ausbreitungsrechnungen erhaltenen jährlichen Ammoniakimmissionszusatzkonzentrationen vergleichen zu können, beinhaltet Spalte 3 die um die örtliche Hintergrundbelastung (Vorbelastung) in Höhe von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ammoniak verminderten Jahresmittelwerte der Passivsammlermessungen aus Spalte 2. Spalte 4 zeigt die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung der meteorologischen Zeitreihe AKTerm 2006 der DWD-Station Görlitz und der bekannten Standardemissionsfaktoren für Rinderhaltungen (vgl. **Tabelle 10**, **Tabelle 11**). In Spalte 5 sind die mit dem Rückrechnungsverfahren aus den DOAS-Messwerten ermittelten Korrekturfaktoren der Standardemissionen für den der jeweiligen Anlage nächstgelegenen Messpunkt dargestellt (vgl. **Kapitel 7.1** bis **Kapitel 7.4**).

Die korrigierten berechneten Immissionszusatzbelastungen in Spalte 6 können mit den Messwerten der Spalte 3 verglichen werden. In Spalte 7 sind die prozentualen Abweichungen von berechneter zu gemessener Immissionszusatzbelastung angegeben. Berücksichtigt man die Tatsache, dass den Werten in Spalte 3 und Spalte 6 unterschiedliche Meteorologieparameter zugrunde liegen, sind die Abweichungen als gering einzuschätzen. Weiterhin zeigt sich, dass ab dem zweiten Messpunkt - 170 m (Betrieb 1) bzw. 280 m (Betrieb 2) – fast reine Vorbelastungsbedingungen vorliegen und die Rinderanlagen immissionsseitig kaum mehr nachweisbar sind. Deshalb wurden nur für den jeweils ersten Messpunkt Korrekturfaktoren berechnet.

Da lediglich bei Betrieb 1 der erste Messpunkt (5 F) auf der DOAS-Trasse lag, ist es nur für diesen Betrieb möglich zu prüfen, ob Langzeitimmissionsmessungen mit Passivsammlern in Kombination mit einer Ausbreitungsrechnung auf Basis der AKTerm einer benachbarten DWD-Station vergleichbare Ergebnisse für die Rückrechnung auf Emissionsquellstärken liefert wie zeitlich hoch aufgelöste DOAS-Trassenmessungen in Kombination mit Ausbreitungsrechnungen auf Basis von zeitlich hoch aufgelösten Ultraschallanemometerdaten. Wie Tabelle 18 zeigt, führt das Rückrechnungsverfahren auf Grundlage von Passivsammlermessungen zu einem Korrekturfaktor (KF) in Höhe von $KF = 0,5$. Derselbe Korrekturfaktor (F) ergibt sich für das Rückrechnungsverfahren auf Grundlage von DOAS-Trassenmessungen, wenn der arithmetische Mittelwert aus allen im Zwei-Minuten-Takt berechneten Korrekturfaktoren (Datenbasis: 54.807 Werte) gebildet wird. Da davon auszugehen ist, dass das Rückrechnungsverfahren auf Grundlage der zeitlich hoch aufgelösten Datensätze in jedem Fall die Situation vor Ort genauesten erfasst, zeigt die Übereinstimmung der über beide Methoden ermittelten Korrekturfaktoren, dass das Rückrechnungsverfahren auf Basis von Passivsammlermessungen gleichwertige Ergebnisse liefert und eine Alternative zu DOAS-Trassenmessungen ist.

7.6 Ermittlung der Mindestabstände

Der Mindestabstand zwischen Tierhaltungsanlage und Schutzgut (hier Wald) ist als Immissionsort definiert, an dem die anlagenbezogene Immissionszusatzbelastung durch Ammoniak $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt. Dieser Wert ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Grenzwert der TA Luft Anhang 1 zum Schutz empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme vor erheblichen Nachteilen durch Einwirkung von Ammoniak ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und der örtlichen Hintergrundbelastung mit Ammoniak in Höhe von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vgl. **Kapitel 7.5**). Wie **Tabelle 18**, **Abbildung 39** und **Abbildung 40** zeigen, liegen die Mindestabstände bei beiden Rinderanlagen zwischen dem ersten Messpunkt in unmittelbarer Anlagennähe und dem zweiten Messpunkt. Bei Betrieb 2 beträgt der Mindestabstand zum anlagenspezifischen Bezugspunkt 43 m, bei Betrieb 1 ist er mit 93 m deutlich größer.

8 Bewertung der Tierhaltungsverfahren

Die sächsische Landwirtschaft wird durch flächenstarke Marktfruchtbetriebe geprägt, die den größten Anteil an der landwirtschaftlichen Bruttoproduktion erbringen. In der Tierproduktion dominiert die Milcherzeugung. Im Untersuchungsjahr 2008 wurden in Sachsen 508.903 Rinder, darunter 190.781 Milchkühe, gehalten. Am Gesamtviehbestand in Höhe von ca. 506.800 GV nimmt der Rinderbestand einen Anteil von 74 % ein. Davon entfallen ca. 44 % der GV auf den Milchkuhbestand (SMUL 2009). Die Milchproduktion ist in 1.118 Betrieben bzw. in 16 % aller landwirtschaftlichen Betriebe der bestimmende Produktionszweig. Die Milchvieh haltenden Betriebe sind spezialisiert und gut ausgestattet. Sie verfügen über mehr als 49 % der landwirtschaftlichen Fläche, über mehr als 68 % des Viehbestandes nach GV sowie über mehr als 56 % der Arbeitskräfte. Trotzdem ist in Sachsen die Viehdichte mit $0,55 \text{ GV}/\text{ha}$ landwirtschaftliche Fläche bundesweit vergleichsweise gering. Auf den Rinderbesatz entfallen $0,41 \text{ GV}/\text{ha}$ landwirtschaftlicher Fläche.

Nach den Daten der sächsischen Agrarförderung wurden im Jahr 2009 in insgesamt 1.172 Betrieben knapp 190.000 Milchkühe gehalten (vgl. **Tabelle 19**). Der größte Anteil der Milchkühe (76 %) wird in Betrieben juristischer Personen in großen Stallanlagen mit durchschnittlich 486 Kühen je Betrieb gehalten. Aus der Kennzahl der Kühe je Betrieb kann auf die Haltungsform geschlossen werden. So ist in Herden mit weniger als 50 Milchkühen die Anbindehaltung noch stark verbreitet. Größere Herden verlangen aus arbeitswirtschaftlichen Gründen jedoch eine moderne Laufstallhaltung.

Tabelle 19: Struktur der Sächsischen Milchviehhaltung nach Rechts- und Betriebsform (AFISS 2009)

	Anzahl Betriebe	Anzahl Milchkühe	Kühe je Betrieb
Betriebe mit Milchviehhaltung	1.172	189.474	162
- Betrieb juristische Personen	295	143.231	486
- Personengesellschaften	129	17.184	133
- Einzelunternehmen im Haupterwerb	557	27.489	49
- Einzelunternehmen im Nebenerwerb	191	1.570	8

Für das Jahr 2005 hat das Statistische Landesamt des Freistaates Sachsen eine Erhebung der Aufstallungs- und Entmistungsformen in der Milchkuhhaltung durchgeführt (vgl. **Tabelle 20**). Zu diesem Zeitpunkt wurden 90 % aller Milchkühe in Laufställen gehalten. Das Entmistungsverfahren in diesen Ställen ist zu 77 % auf Flüssigmist (Gülle) ausgerichtet. Etwa 10 % der Kühe werden in Anbindehaltung gehalten. Sie stehen zu 78 % in Ställen mit Festmistverfahren. Diese Haltungsform ist in der Regel mit dem Weidegang der Kühe verbunden und wird vorwiegend in traditionellen Betrieben mit geringem Kuhbestand praktiziert. Bei Neu- oder Umbauten wird immer in moderne Milchviehställe mit Laufstallhaltung investiert. Je größer dabei der Kuhbestand je Betrieb ist, umso geringer ist der Anteil der strohgebundenen Entmistungsverfahren.

Tabelle 20: Erhebung der Aufstallungs- und Entmistungsverfahren in der sächsischen Milchviehhaltung von 2005 (STALA 2006)

Herdengröße	Betriebe	Milchkühe	Anbindestall			Laufstall		
			Summe	Festmist	Gülle	Summe	Festmist	Gülle
1 - 49	782	13.111	9.317	8.722	595	3.795	1.743	2.052
50 - 99	253	17.151	1.476	1.376	100	15.675	2.732	12.944
100 -199	116	15.796	772	728	44	15.024	5.190	9.834
200 - 299	86	21.607	1.339	1.085	254	20.268	7.763	12.505
≥300	210	133.547	6.610	3.312	3.298	126.937	24.665	102.272
gesamt	1.448	201.213	19.514	15.223	4.291	181.699	42.092	139.607

Die für das Projekt auszuwählenden Untersuchungsbetriebe sollten exemplarisch die sächsische Milchviehhaltung abbilden. Deshalb wurden ein kleiner Betrieb mit Festmist und ein mittelgroßer Betrieb mit Gülleentmistung nach den in **Kapitel 2.1** genannten Auswahlkriterien ausgesucht. Eine Kurzcharakteristik der ausgewählten Betriebe ist in **Tabelle 20** enthalten.

Tabelle 21: Betriebsspiegel der ausgewählten Untersuchungsbetriebe

	Betrieb 1	Betrieb 2
Vergleichsgebiet	Lausitzer Heide- und Teichgebiet	Lausitzer Heide und Teichgebiet
Betriebstyp	- Gemischtbetrieb: LN 400 ha, davon 150 ha GL - Hauptproduktionszweige: Milchproduktion, Mutterkuhhaltung, Ackerbau, naturschutzgerechte Grünlandpflege	- Gemischtbetrieb: 2.768 ha LN, davon 300 ha GL, - Hauptproduktionszweige: Ackerbau, Milchproduktion, Mutterkuhhaltung, Käserei, Biogas
Produktionsstätten	- Liegeboxenlaufstall: Stroheinstreu, wärmedämmt, Schachtlüftung, Zuluft über Fenster- und Türöffnungen, überdachte Außenfütterung, Fischgrätenmelkstand - durchschnittlich 85 Milchkühe mit Nachzucht - zusätzlich 11 Mutterkühe mit Nachzucht	- plan befestigter Liegeboxenlaufstall: Außenklimastall, Unterstützungslüftung mit Ventilatoren, 24er Melkkarussell, - durchschnittlich 256 Kühe mit Nachzucht
Fütterung	- Grassilage betonte TMR, Halbtagsweide	- Maissilage betonte TMR
Entmistung	- überwiegend Festmist: täglich mobile Entmistung mit Stalltechnik	- überwiegend Flüssigmist: Faltschieberentmistung
Leistung	- 7.366 kg Milch/(Kuh-Jahr), (MLP Abschluss 2008) - gesamt: 195 GV Rinder, davon 102 GV Milchkühe	- 10.837 kg Milch/(Kuh-Jahr) (MLP Abschluss 2008) - gesamt: 506 GV Rinder, davon 309 GV Milchvieh

LN = landwirtschaftliche Nutzfläche GL = Grünland TMR = Totalmischration MLP = Milchleistungsprüfung GV = Großvieheinheit

Betrieb 1

Der Betrieb 1 bewirtschaftet im Lausitzer Heide- und Teichgebiet eine landwirtschaftliche Nutzfläche von ca. 400 ha, die überwiegend im Biosphärenreservat liegt. Der Betriebssitz mit der in den 1960er-Jahren errichteten Stallanlage befindet sich in der Zone 2 des Schutzgebietes. Damit muss der Betrieb eine Reihe von Bewirtschaftungsauflagen beachten. Eine Modernisierung der Stallanlage erfolgte in den Jahren 1999 - 2001. Dabei wurden die beiden wärmedämmten Anbindeställe zu Laufställen umgebaut, indem das Profil im Produktionsstall zu einem dreireihigen Liegeboxenlaufstall sowie im Jungrinder- und Reproduktionsstall zu einem Tiefstreustall geändert wurde. Beide Ställe erhielten je eine Außenfütterung mit überdachtem Fressgang.

Die Frischluftzufuhr erfolgt in beiden Ställen über die Fenster- und Toröffnungen zur Außenfütterung. Die Abluft aus dem umbauten Stallraum fließt überwiegend aufgrund der Druckdifferenz wie vorgesehen über die vier bzw. drei Abluftschächte ab. Der mit dem Umbau erneuerte Wärmeschutz verhindert das Aufheizen der Stallgebäude und garantiert die Funktion der Schwerkraftlüftung über die Kamine sowie ein gutes Stallklima. Circa 40 % der Exkrememente fallen auf den überdachten, eingestreuten Fressgängen an. Die dort entstehenden Emissionen werden unmittelbar von der vorherrschenden Wetterlage verfrachtet.

Auf dem Hofgelände befinden sich neben den in **Kapitel 2.1** beschriebenen Stallanlagen eine Dungplatte, zwei Fahrsiloanlagen und ein Jauchesammelbecken. Die in der täglichen Bewirtschaftung genutzten Flächen (Entmistung und Futtevorlage) sind entsprechend umweltschutzrechtlicher Vorgaben saniert und werden nach den Empfehlungen der guten fachlichen Praxis bewirtschaftet.

Die Fütterung der Milchviehherde wird durch den Standort vorgegeben und ist eine grasbetonte Ration, die nur ein mittleres Leistungsniveau erlaubt. Bis auf den Zukauf von Soja- und Rapsextraktionsschrot in Höhe von 7,7 dt je Milchkuh werden alle Futtermittel im Betrieb selbst erzeugt. In der Vegetationsperiode wird den Rindern Weide angeboten. Dabei werden die Jung-rinder auf stallfernen Ganztagsweiden und die Milchkühe auf stallnahen Halbtagsweiden gehalten. Aufgrund geringer Aufwüch-se war der Weidebeginn im Jahr 2007 für ca. zwei Drittel der Herde am 18.06.2007 und endete am 15.09.2007. Für die Färsen und Jungrinder endete die Weideperiode am 12.11.2007. Dagegen begann im Jahr 2008 die Weideperiode für die Milchkuhher-de bereits am 29.04.2008 als Halbtagsweide. Unter Aussparung von Hitzetagen, an denen die Kühe nicht ausgetrieben wurden, endete die Weideperiode 2008 für die Milchkühe am 03.10.2008.

Der Wirtschaftsdünger (Festmist und Jauche) wurde nach den Düngeempfehlungen auf den eigenen Flächen ausgebracht, ein Zukauf von Stickstoffdünger erfolgte nicht.

Betrieb 2

Betrieb 2 ist ein Gemischtbetrieb und bewirtschaftet insgesamt 2.768 ha landwirtschaftliche Fläche im Lausitzer Heide- und Teichgebiet. Hauptproduktionszweige sind der Ackerbau, die Milchproduktion, die Mutterkuhhaltung und seit November 2007 Biogas. In der 2. Jahreshälfte 2008 wurde auf dem Stallgelände eine Hofkäserei in Betrieb genommen. Das Grünland (300 ha) wird vorrangig zur Ernährung der Mutterkühe genutzt, nur ein Teil ist für die Gewinnung von Anwelksilage zur Winterfütterung vorgesehen. Bei der ausgewählten Milchviehanlage handelt es sich um zwei ehemalige Jungrinderställe vom Typ L203 mit Anbindehaltung im Außenbereich. Der Um- und Ausbau zu Liegeboxenlaufställen für Milchkühe begann im Sommerhalbjahr des Jahres 1998. Es entstanden zwei auf Gruppenhaltung ausgelegte Außenklimaställe mit Faltschieberentmistung. Die Hochliegeboxen sind mit Komfortgummimatten ausgelegt und werden mindestens zweimal wöchentlich mit Strohmehl abgestreut. Zusätzlich wurden Offenfrontställe für die Kälber, Jungrinder, Färsen, Trockensteher und Abkalber sowie ein Melkhaus gebaut.

Die Frischluftzufuhr im Stall erfolgt über offene Fensterflächen und eine breite Firstlüftung. Bei Bedarf, insbesondere in den Sommermonaten, können zusätzlich Ventilatoren zugeschaltet werden. Windschutznetze und trockene Liegeflächen sorgen zu jeder Jahreszeit für ein sehr gutes Stallklima. Auf der Hoffläche der Milchviehanlage befinden sich weiterhin zwei Flachsiloanlagen, eine Dungplatte, zwei geschlossene Gärbehälter der Biogasanlage und zwei Jauchesammelbehälter. Alle Wirtschaftsflächen sind befestigt und werden vorschriftsmäßig entwässert.

Die Fütterung erfolgt in verschiedenen Leistungsgruppen über maisbetonte Totalmischrationen mit zweimaliger täglicher Vorlage. Bis auf den Zukauf von 21,1 dt Eiweißfuttermittel je Milchkuh wurden alle Futtermittel im Betrieb selbst erzeugt. Ebenso wurde der Wirtschaftsdünger (Gülle, Festmist und Jauche) nach den Düngeempfehlungen auf den eigenen Flächen ausgebracht.

Die Milchviehanlage wird nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis bewirtschaftet. Besonders hervorzuheben sind die klare räumliche Trennung der Hygienebereiche (Abkalbebereich, Kälberaufzuchtbereich, Milcherzeugung, Käserei). Die Milchkühe verbleiben ganzjährig im Stall. Die Produktionskennzahlen zur Milchleistung und die gute Tiergesundheit verweisen auf ein gutes Management. Weitere Details zu den ausgewählten Milchviehanlagen finden sich im **Kapitel 2.1.2**.

Gesamtwertung

Die in den ausgewählten Betrieben zu beurteilende Verfahrensgestaltung der Milcherzeugung kann als exemplarisches Modell für sächsische Produktionsbedingungen betrachtet werden. Die Verfahrenslösungen entsprechen dem Stand der Technik. Die Bewirtschaftung erfolgt in beiden Betrieben unter Beachtung der Empfehlungen für eine gute fachliche Praxis, die kein umweltgefährdendes Risiko erkennen lässt.

Die Rückrechnung der Emissionen aus den Immissionsdaten der DOAS-Trasse ergaben für Betrieb 1 einen mittleren Korrekturfaktor von $F = 0,5$. Dies erlaubt den Schluss, dass bei der Laufstallhaltung mit Festmist und Weidegang nur etwa die Hälfte der auf der Grundlage pauschaler Emissionsfaktoren mit dem LASAT-Modell vorausgesagten Immissionen gemessen wurde. Ein Methodenvergleich mit Rückrechnung der Emissionen aus Immissionsdaten von Passivsammlermessungen des auf der DOAS-Trasse liegenden Messpunktes 5 F von Betrieb 1 bestätigte den Korrekturfaktor von $F = 0,5$.

Der durch Rückrechnung der Emission aus den Immissionsdaten der DOAS-Trasse ermittelte Korrekturfaktor $F = 1,5$ für den Betrieb 2 mit überwiegend einstreuloser Laufstallhaltung und Faltschieberentmistung weist dagegen auf eine Unterschätzung der Emissionen im LASAT-Modell hin.

Im Vergleich der beiden Haltungsverfahren könnten Festmist gebundene Haltungsverfahren eine gewisse emissionsmindernde Wirkung haben. Jedoch ist für diese Aussage die Datenlage mit jeweils nur einem Beispielsbetrieb unzureichend. Ebenso fehlen Direktmessungen der Emissionsfaktoren von einzelnen diffusen Quellen und damit die Abschätzung von möglichen Minderungspotenzialen in der Milchviehhaltung.

Unter Berücksichtigung der Messreihen zur Gesamtdosition wurden in den an die Betriebe angrenzenden Wäldern die Critical Loads von Nadelwäldern ($10-20 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) an allen Messpunkten in unterschiedlicher Ausprägung überschritten. Neben

den Stickstoffeinträgen aus der angrenzenden Tierhaltung müssen daher auch andere Quellen einen großen Einfluss auf die Gesamtstickstoffdeposition haben, da Messergebnisse außerhalb des direkten Einflusses der Stallanlagen eine vergleichsweise geringe anlagenunabhängige Vorbelastung mit Ammoniak in Höhe von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergaben. Generell wird angenommen, dass Ammoniak vor allem bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern freigesetzt wird. Das nationale Emissionsinventar enthält folgende Angaben zu Anteilen von Ammoniakemissionen an der Gesamtemission aus der Tierhaltung (OSTERBURG et al. 2002): Stallanlagen (37 %), Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (39 %), Lagerung von Wirtschaftsdünger (20 %). Um wirksame Emissionsminderungsmaßnahmen für die Rinderhaltung mit frei gelüfteten Stallanlagen erschließen zu können, sind daher Messungen der Emissionen aus diffusen Quellen erforderlich.

9 Zusammenfassung

Da bei der Tierhaltung die Rinderhaltung mit fast 50 % den Hauptanteil der Ammoniakemissionen liefert, ist sie im Hinblick auf eine Minderung der Emissionen von besonderem Interesse. Vor allem bei frei belüfteten Stallsystemen üben Außentemperatur und Abluftvolumenstrom einen großen Einfluss auf die Höhe der Ammoniakemissionen aus. Kostengünstige Lösungen mit Seitenwandlüftung können sich infolge der geringen Quelhöhe unter Umständen negativ auf die Verdünnung der mit Ammoniak beladenen Abluft auswirken. Neben der Haltungsform beeinflussen auch Entmistungsverfahren, nährstoffangepasste Fütterung und Betriebsmanagement die Emissionen. Die Datenlage ist hinsichtlich der Emissionsfaktoren für Ammoniak sehr heterogen und teilweise lückenhaft, sodass die Emissionsangaben im Landwirtschaftsbereich nach wie vor mit großer Unsicherheit behaftet sind. Deshalb sind Messungen unter standardisierten und damit vergleichbaren Bedingungen notwendig. Untersucht wurden ein Liegeboxenlaufstall auf Flüssigmist und ein Liegeboxenlaufstall auf Festmist mit halbtägigem Weidegang während der Vegetationszeit.

Zunächst sollte in einem typischen Milchviehstall mit großen Seitenwand- und Dachöffnungen sowie mit turbulenten Strömungsverhältnissen durch Stallluftmessungen ein Konzept für die kontinuierliche Messung der Stallvolumenströme geprüft werden. Aufgrund der unsteten Anströmungsverhältnisse infolge von wechselnden Wetterlagen, diffusen Strömungsrichtungen und unterschiedlichen Abluftmengen war eine stundengenaue Messung der Volumenströme jedoch nicht möglich. Daher sind bei frei gelüfteten Ställen mit ungerichteter Luftführung kontinuierliche Emissionsmessungen an den Stallöffnungen messtechnisch derzeit nur schwer beherrschbar. Hinzu kommt, dass weitere emittierende Wirtschaftsflächen von unterschiedlicher Größe und mit verschiedenen Emissionsanteilen, die zur Gesamtemission eines Betriebes einen unter Umständen nicht unwesentlichen Beitrag leisten, durch Stallluftmessungen nicht berücksichtigt werden können.

Aus den vorgenannten Gründen wurde eine grundsätzlich andere Methode angewendet, bei der anhand von kontinuierlichen Ammoniakimmissionsmessungen im Nahbereich und Messungen der meteorologischen Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenz mit den Partikelausbreitungsmodellen LASAT bzw. AUSTAL 2000 auf anlagenbezogene Emissionen rückgerechnet wird. Auf Basis der Standardemissionsfaktoren aus der TA Luft (Korrekturfaktor $F = 1$) wurden die anlagenbezogenen Ammoniakemissionen als Startwerte angesetzt, die allerdings nur bedingt die Besonderheiten der jeweiligen Haltungssysteme berücksichtigen. Mit dieser Methode werden letztlich anlagenspezifische Korrekturfaktoren erhalten. Gegenüber anderen Verfahren hat die Methode u. a. den Vorteil, dass diffuse Emissionsanteile, die in frei gelüfteten Anlagen dominieren, vollständig erfasst werden. Es entfallen aufwändige stallinterne Messtätigkeiten und Ausbreitungsrechnungen können anhand konkreter unabhängiger Messwerte validiert werden.

Im Rahmen des Projektes wurde diese Methode zeitgleich in zwei Varianten erprobt: mit kontinuierlichen Trassenimmissionsmessungen (DOAS) und zum Vergleich mit Ammoniak-Passivsammlern. Bei der Auswahl der zwei Betriebe für die Messprogramme wurde beachtet, dass die zu beurteilenden Haltungsverfahren der Milcherzeugung exemplarisch für sächsische Produktionsbedingungen sind, die Verfahrenslösungen dem Stand der Technik entsprechen und die Bewirtschaftung unter Beachtung der Empfehlungen für eine gute fachliche Praxis erfolgt, die kein umweltgefährdendes Risiko erkennen lässt.

Ergebnisse der Rückrechnung von Trassenimmissionsmessungen auf Emissionen

Die mit der DOAS-Trasse gemessenen und mit den TA-Luft-Standardemissionsfaktoren berechneten Ammoniakimmissionen stimmen im Nahbereich der Anlage gut überein, wenn anlagenspezifische Korrekturen in den Standardemissionen vorgenommen werden. Der arithmetische Mittelwert des Korrekturfaktors für Betrieb 1 ist $F = 0,5$ (Datenbasis: 54.807 Werte). Für Betrieb 2 ist $F = 1,5$ (Datenbasis: 56.951 Werte). Unter statistischen Gesichtspunkten lässt sich daraus ableiten, dass sich auf Basis der Ergebnisse der hier untersuchten zwei frei belüfteten Rinderställe kein Handlungsbedarf zur Anpassung der Ammoniakstandardemissionsfaktoren der TA Luft ergibt. Dies wäre erst dann der Fall, wenn die Ergebnisse durch weitere Messungen an vergleichbaren Anlagen statistisch besser abgesichert werden könnten. Im Übrigen belegen die Ergebnisse, dass die in Genehmigungsverfahren verwendeten Rechenmodelle die Ausbreitungsbedingungen wirklichkeitsnah abbilden.

Zu erwähnen ist in diesem Zusammenhang noch, dass die stundengenaue Berechnung systematisch niedrigere Korrekturfaktoren ergab als die minutengenaue Berechnung. Es wird davon ausgegangen, dass eine höhere Zeitaufösung der Winddaten grundsätzlich zu aussagekräftigeren Ergebnissen führt. Deshalb beruhen alle vorgestellten Untersuchungen auf Berechnungen mit Zweiminutenwerten.

Der Korrekturfaktor $F = 0,5$ für Betrieb 1 weist auf eine systematische Überschätzung der standardmäßig berechneten Emissionsrate gegenüber der tatsächlichen Emissionsrate hin. Der Korrekturfaktor $F = 1,5$ für Betrieb 2 unterschätzt dagegen systematisch die tatsächliche Emissionsrate. Dies legt nahe, dass die Haltung auf Festmist geringere Ammoniakemissionsraten für das Betriebsgelände bedingen. Allerdings ist ebenfalls zu beachten, dass durch den Weidegang ein nicht näher quantifizierbarer Anteil der betriebsbedingten Ammoniakemissionen auf die Weide verlagert wird und dadurch der Bilanzierung entzogen ist. Um verschiedene Haltungsverfahren hinsichtlich ihres Emissionsverhaltens beurteilen zu können und insbesondere die Frage zu beantworten, ob Haltungsverfahren auf Festmist tatsächlich geringere Emissionsraten aufweisen, werden weitere Untersuchungen an vergleichbaren Stallanlagen empfohlen.

Ein Einfluss zeitabhängiger Tierplatzzahlen auf das Ergebnis der Rückrechnung von Emissionsquellstärken war praktisch nicht festzustellen (Unterschiede $< 1\%$). Deshalb wurden die Ausbreitungsberechnungen mit pauschalen Emissionsraten auf Basis zeitlich konstanter Tierplatzzahlen durchgeführt. Für Betrieb 1 kam die Tierbelegung von Dezember 2007, für Betrieb 2 die Tierbelegung von April 2008 zum Ansatz.

Die Überprüfung der Korrekturfaktoren auf mögliche Korrelationen mit Temperatur, relative Luftfeuchte und der auf der DOAS-Trasse gemessenen Intensität erbrachte lediglich den Nachweis der Korrelation mit der Temperatur für Betrieb 2. Da keine Korrelation zu den auf der DOAS-Trasse gemessenen Intensitäten besteht, übt die Gerätefunktion keinen systematischen Einfluss auf die Messergebnisse aus und es besteht eine hohe Linearität zwischen Messwert und Ammoniakkonzentration in der Abluffahne. Dass keine Korrelation zwischen den Korrekturfaktoren und der Temperatur bei Betrieb 1 nachgewiesen werden konnte, liegt am Standort der DOAS-Trasse, die etwa zu einem Drittel entlang der Begrenzungswand des Festmistlagers verlief. Diese Einzelquelle überlagerte den Temperatureffekt, der bei hinreichend großem Abstand der DOAS-Trasse zu allen anlagenbezogenen Einzelquellen hätte nachgewiesen werden können. Die gefundene Temperaturabhängigkeit der Standardemissionsfaktoren wird im Genehmigungsverfahren jedoch keine Rolle spielen, da einerseits keine Temperaturkurven von Betriebsstandorten existieren, andererseits weder LASAT noch AUSTAL 2000 Algorithmen zur Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit besitzen.

Ergebnisse der Passivsammlermessungen und der darauf basierenden Rückrechnung auf Emissionen

Die Passivsammlermessungen ergaben für beide untersuchten Standorte eine vergleichsweise geringe Hintergrundbelastung der Atmosphäre mit Ammoniak in Höhe von ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deshalb ist der Mindestabstand zwischen Tierhaltungsanlage und Wald als Immissionsort als derjenige Abstand definiert, an dem die anlagenbezogene Immissionszusatzbelastung von Ammoniak $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt. Dadurch ist gewährleistet, dass der Grenzwert der TA Luft für die Gesamtbelastung in Höhe von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschritten wird. Bei Betrieb 2 beträgt der Mindestabstand zum anlagenspezifischen Bezugspunkt 43 m, bei Betrieb 1 sind es 93 m. Beim Vergleich der Ergebnisse für die Passivsammlertrassen an den beiden untersuchten Betrieben zeigt sich eine stärkere Abklingkurve der Ammoniakkonzentration mit zunehmender Entfernung zum Emittenten am Standort von Betrieb 1, nicht aber der Nachweis besonderer Belastungsmonate.

Wie der Vergleich der Rückrechnung aus DOAS-Messungen mit denen aus Passivsammlermessungen zeigt, sind die Abweichungen gering, obwohl sich sowohl die Messverfahren als auch die für Ausbreitungsrechnungen verwendeten Meteorologiepa-

parameter stark voneinander unterscheiden. So gingen in die Ausbreitungsrechnungen zur Überprüfung der Standardemissionsfaktoren für frei gelüftete Rinderanlagen die an der DOAS-Trasse auf dem jeweiligen Betriebsgelände im Zwei-Minuten-Takt gemessenen Ultraschallanemometer-Daten ein. Dagegen wurde für die Ausbreitungsrechnungen der Passivsammlerstandorte die AKTerm 2006 der DWD-Station Görlitz verwendet, die stundengenaue Meteorologiewerte enthält.

Die Ergebnisse zeigen ferner, dass die äquidistante Aufstellung der Passivsammler mit zunehmender Entfernung zur Tierhaltungsanlage ungeeignet ist, da der größte Teil der bodennahen Stallemissionen innerhalb von 100 m deponiert wird. Bei der Festlegung von Messpunkten sind daher grundsätzlich folgende Überlegungen zu beachten: Die Lage der Messpunkte im Lee der Hauptwindrichtung (d. h. hinter der Anlage) entlang einer Trasse ist einerseits so weit vom anlagenspezifischen Bezugspunkt zu wählen, dass die Immissionszusatzbelastung der Tierhaltungsanlage ohne Dominanz einer Einzelquelle bestimmt werden kann. Andererseits müssen die Messpunkte so nahe an der Anlage liegen, dass hinreichend große Immissionskonzentrationen messbar sind, d. h. die örtliche Hintergrundbelastung ist gegenüber der anlagenbedingten Zusatzbelastung signifikant geringer.

Um bei künftigen Überprüfungen von Standardemissionsfaktoren Messpunkte von frei gelüfteten Tierhaltungsanlagen optimal festzulegen, wird empfohlen, zunächst mit Hilfe einer Ausbreitungsrechnung unter Verwendung der AKTerm eines repräsentativen Jahres der der Tierhaltungsanlage am nächsten liegenden DWD-Station zu ermitteln, in welchen Distanzen zum anlagenspezifischen Bezugspunkt Immissionswerte in der gewünschten Höhe zu erwarten sind. Um die Abnahme der Immissionen mit zunehmender Entfernung gut nachweisen zu können, sollten in Anlagennähe - innerhalb von 100 m Distanz zum anlagenspezifischen Bezugspunkt - mindestens drei Messpunkte in kürzeren Abständen und mit zunehmender Entfernung zur Anlage (> 100 m vom anlagenspezifischen Bezugspunkt) in größeren Abständen installiert werden. Während der empfohlenen Messdauer von einem Jahr ist ein Ultraschallanemometer auf dem Betriebsgelände an einem Standort mit freier Anströmung zu installieren, um standortspezifische Meteorologieparameter für Ausbreitungsrechnungen und darauf basierende Ammoniakemissionsrückrechnungen zu liefern. Sollten die für die Untersuchungen bereit stehenden Finanzmittel nicht ausreichen, ist auch eine verkürzte 5monatige Messperiode von Anfang Februar bis Ende Juni eines Jahres denkbar, da in diesem Zeitraum davon auszugehen ist, dass alle jahreszeitlichen Temperaturbereiche durchlaufen werden: Winter: Tagesmitteltemperaturen <8,0 °C, Frühjahr/ Herbst: Tagesmittelwerte 8,0 °C bis <18,0 °C, Sommer: Tagesmittelwerten >18,0 °C.

Vergleich und Bewertung der eingesetzten Verfahren zur Rückrechnung von Immissionsmessungen auf Emissionen

Immissionsmessungen mit dem DOAS-Trassenmesssystem unterscheiden sich grundlegend von Immissionsmessungen mit Passivsammlern. So ist das DOAS-Trassenmesssystem wie folgt gekennzeichnet:

- Messverfahren: Differentielle optische Absorptionsspektroskopie
- Messort: Messstrecke (Abstand Lichtsender/Lichtempfänger) von maximal 1.000 m
- Datenerhebung: im Zweiminutentakt
- Messbereich für Ammoniakkonzentration: linear 0-400 µg/m³
- Messtechnik/Personaleinsatz: aufwändig
- Kosten für Anschaffung, Betrieb, Wartung: hoch

Charakteristisch für Passivsammlermessungen sind:

- Messverfahren: Diffusionssammler mit Zitronensäure beschichtetem Zellulosefilter zur Bindung von Ammoniak
- Messort: Messpunkt
- Datenerhebung: Monatsmittelwerte
- Messbereich Ammoniakkonzentration: > 0,7-150 µg/m³
- Messtechnik/Personaleinsatz: gering
- Kosten für Anschaffung, Betrieb, Wartung, Analytik: vergleichsweise gering

Ferner sind folgende Aspekte zu betrachten: Für die Installation der DOAS-Trasse sind eine unverbaute bzw. von Hindernissen (Bäumen, Sträuchern) freie Trasse, feste Unterlagen zur stabilen Montage von Sender- und Empfängereinheit, Stromanschluss und ein gegen fremden Zutritt gesichertes Gelände erforderlich. Deshalb eignet sich das DOAS-Trassenmesssystem für wissenschaftliche Untersuchungen im Rahmen von Forschungsprojekten, nicht aber beispielsweise für Untersuchungsreihen im Rahmen von Genehmigungsverfahren. Dagegen gestatten Passivsammler die Messung mittlerer Konzentrationen reaktiver Spurengase ohne zusätzliche Pumpen und elektrische Energiezufuhr mit hinreichender Genauigkeit. Der hier für die Untersu-

chungen verwendete Diffusionssammler nach FERM (1991) hat sich bereits im flächendeckenden Einsatz bewährt und seine Eignung auch in Vergleichsmessungen mit Passivsammlern verschiedener Bauart bewiesen (KIRCHNER et al. 1999; zit. in DÄMMGEN 2005).

Bewertung der Stickstoffdepositionsmessungen

Aus den Ergebnissen der im Rahmen des Projekts durchgeführten umfangreichen Stickstoffdepositionsmessungen lassen sich im Wesentlichen folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Die Messungen belegen für alle Messpunkte im Umfeld der untersuchten Betriebe, verglichen mit den jeweiligen Hintergrundstandorten, einen deutlich erhöhten Ammoniumanteil am anorganischen Stickstoffeintrag. Das ist ein Indikator dafür, dass die untersuchten Rinderhaltungsanlagen (Ammoniakemissionsquellen) einen Beitrag zum Stickstoffeintrag in die benachbarten Waldökosysteme leisten.
- An den Referenzpunkten (REF: im Freiland) liegen ca. 15 kg/(ha-a) höhere Stickstoffdepositionen als an den Dauerbeobachtungsflächen des ländlichen Hintergrunds vor.
- Bei Betrieb 1 nimmt die Stickstoffdeposition mit zunehmender Entfernung von der Anlage ab, bei Betrieb 2 scheinen andere Stickstoffquellen (z. B. Ausbringen von Wirtschaftsdüngern) die Ergebnisse zu beeinflussen.
- Die Ergebnisse der Depositionsuntersuchungen stützen die regionalisierten Vorbelastungsdaten des Umweltbundesamtes für Stickstoffeinträge.
- Obwohl die Stickstoffgesamtdositionen an den beiden Betriebsstandorten an allen Messpunkten deutlich über den für Nadelwald definierten empirischen Critical Loads liegen, sind derzeit noch keine ökologischen Auswirkungen in den Kiefernwäldern im Umfeld der untersuchten Betriebe zu beobachten.

10 Literatur

- AGRAR- UND FORSTINFORMATIONSSYSTEM (AFISS) (2009): Rindviehhaltung der landwirtschaftlichen Betriebe nach Rechtsformen. Quelle: <http://lflwww.smul.sachsen.de/afiss/>
- AID Heft 1454 (2003): Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft mindern – Gute fachliche Praxis.
- ASMAN, W. A. H. (2002): Die Modellierung lokaler Ammoniak-Depositionen im Umfeld von Stallgebäuden. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. Darmstadt: Landwirtschaftsverlag Münster (KTBL-Schrift 406), S. 295–319.
- BATELLE (2000): Environmental Technology Verification Report – OPSIS AR 500. under cooperative agreement with EPA (U. S. Environmental Protection Agency), Columbus Ohio.
- BAUMGARTEN, M.; BEUDERT, B.; DIETRICH, H. P.; EINERT, P.; KÖLLNER, B.; KRAUSE, G. H. M.; LUX, W. (2007): Belastung der Wälder mit gasförmigen Luftschadstoffen - Studie zur Beurteilung der Luftqualität an Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitorings in den Jahren 2002 und 2003. - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.). A4; 130 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LfU) (2009): Versauerung und Überdüngung. Download am 04.06.2010. Quelle: http://www.lfu.bayern.de/themenuebergreifend/daten/versauerung_ueberduengung/index.htm
- BMVEL - BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II – Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Unter Mitarbeit von Gehrman, J.; Andreae, H.; Fischer, U.; Lux, W.; Spranger, T: 94 S. plus Anhang (BMVEL informiert): Bonn.
- BREDEMEIER, M.; ULRICH, B.; SCHULTZ, R. (1988): Belastung von Waldböden durch Stoffeinträge und ihre Folgewirkung für Waldökosysteme. Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harreß, H. M. (Hrsg.). Berlin: E. Schmidt.
- BUCHLEITHER, Y.; AHRENS, D.; LUTZ-HOLZHAUER, C. (2008): Ammoniak in der Umwelt. Messprogramme und Messergebnisse 2003-2007. LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe (Hrsg.). Dokument (33/61-31/2008). Quelle: <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/51486/>
33. BImSchV - Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (2004): Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen - vom 13. Juli 2004 (BGB. I S. 1612).
- DÄMMGEN, U. (2006): Atmospheric Dynamic of Nitrogen. in Hesse, Germany: Creating the database. 1. Bulk deposition of acidifying and eutrophying substances. In: Landbauforschung Völknerode, Jg. 56, H. 3-4, S. 117–138.

- DÄMMGEN, U. (2007): Atmospheric nitrogen dynamics in Hesse, Germany: Creating the data base: 2. Atmospheric concentrations of ammonia, its reaction partners and products at Linden. In: Landbauforschung Völkenrode, Jg. 57, H. 2, S. 157–170.
- DÄMMGEN, U.; ERISMAN, J. W. (2002): Transmission und Deposition von Ammoniak und Ammonium. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. Darmstadt: Landwirtschaftsverlag Münster (KTBL-Schrift 406), S. 50–62.
- DÄMMGEN, U.; MOHR, K.; MEESENBURG, H. (2005): Die Bestimmung von Flüssen reaktiver Stickstoff-Spezies in hoch mit Stickstoff belasteten Waldökosystemen - methodische Grundlagen, Randbedingungen und Konzept der Messungen und Modellierungen im ANSWER-Projekt. In: Dämmgen, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) (Sonderhefte Landbauforschung Völkenrode, 279 S.).
- DÄMMGEN, U.; SCHAAP, S.; HORVÁTH, B.; MEESENBURG, H.; MOHR, K. (2005): Methoden zur Bestimmung von Stoffflüssen und -konzentrationen im ANSWER-Projekt. Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) (Sonderhefte Landbauforschung Völkenrode, 279).
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK, Hrsg. 1984): Ermittlung der Stoffdeposition in Waldökosystemen. Hamburg: Paul Parey (DVWK-Regeln, Heft 122).
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK, Hrsg., 1994): Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. Hamburg: Paul Parey (DVWK-Merkblätter, Heft 229).
- DÖHLER, H.; DÄMMGEN, U.; EURICH-MENDEN, B.; OSTERBURG, B.; LÜTTICH, M.; BERG, W.; BRUNSCH, R. (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. UBA-Texte 05/02.
- DRAAIJERS, G. P. J.; BLEEKER, A.; VAN DER VEEN, D.; ERISMAN, J. W.; MÖLS, H.; GEUSENBROEK, M. (2001): Field intercomparison of throughfall, stemflow and precipitation measurements performed within the framework of the Pan-European Intensive Monitoring Program of EU/ICP Forests. Apeldoorn (TNO-Report, TNO-MEP-R 2000).
- DÜMV (2007): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) 22. Oktober 2007, BGBl. I S. 2494.
- FANGMEIER, A.; HADWIGER-FANGMEIER, A.; VAN DER EERDEN, L.; JÄGER, H.-J. (1994): Effects ammonia on vegetation – a review. Environ. Pollut. 86, p. 43-82.
- FERM, M. (1991): A sensitive diffusional sampler. Swedish Environmental Research Institute, Göteborg, Report L 91-172.
- GÄRTNER, A.; GESSNER, A.; KÖLLNER, B. (2007): Ammoniak- und Staubemissionen aus einer Sauenzuchtanlage und Ergebnisse anlagenbezogener Ammoniakmessungen – Kurzfassung. 42. Messtechnisches Kolloquium vom 13.05.2007 bis 15.05.2007 in Langenargen. Quelle: Internet, Dokument K14-mtk07_Gaertner.pdf; download 17.11.09.
- GAUGER, T.; HAENEL, H. D.; RÖSEMANN, C.; DÄMMGEN, U.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J. W.; VERMEULEN, A. T.; SCHAAP, M.; TIMMERMANS, R. M. A.; BUILTJES, P. J. H.; DUYZER, J. H. (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Effects). Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends. Project report BMU/UBA 204 63 252. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte, 38/08.
- GAUGER, T. (2009): Gesamt-Deposition - Modellierung und Kartierung am INS. Projektpräsentation BMU/UBA 37 07 64 200 „Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland“, 08.12.2009, Dessau.
- HAINSCH, A. (2006): Ammoniak-Immissionsmessungen in Mecklenburg-Vorpommern. Quelle: http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/vortrag_hainsch.pdf; 23.02.10
- HEJI, G. J.; ERISMAN, J. W. (1997): Research into acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in the Netherlands. Elsevier.
- IBROM, A. (1993): Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. Göttingen (Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme, Reihe A 105).
- ICP FORESTS - International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (2009): Sampling and Analysis of Deposition. Part VI of the Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Quelle: http://www.icp-forests.org/pdf/Chapt6_2009-compl.pdf, 24.02.2010.
- tKTBL - KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Aufl. Darmstadt.
- LATSCHA, H. P.; KLEIN, H. A. (2003): Anorganische Chemie: Chemie-Basiswissen 3; 4. vollständig überarbeitete Auflage. Berlin: Springer.
- MEESENBURG, H.; MOHR, K.; DÄMMGEN, U.; SCHAAP, S.; MEIWES, K. J.; HORVÁTH, B. (2005): Stickstoffeinträge und Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. Sonderhefte Landbauforschung Völkenrode 279; S. 95-108. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL).

- MEIWES, K. J.; HAUHS, M.; GEHRKE, H.; ASCHE, N.; MATZNER, E.; LAMERSDORF, N. (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen - Konzept und Methodik. Göttingen (Ber. Forschungszentr. Waldökosyst./Waldsterben B, 7).
- MOSELLO, R.; TARTARI, G. A. (2008): DOC in ion balance of atmospheric deposition solutions. Validation criteria of water chemical analysis (atmospheric deposition, runoff, soil water). 1st Meeting of the Heads of the Laboratories. Veranstaltung vom Juni 2008. Hamburg. Veranstalter: UN ECE ICP Forests/EU.
Quelle: <http://www.icp-forests.org/DocsQualLab/MoselloDOC08.pdf>, zuletzt geprüft am 03.05.2010.
- MÜLLER, H.-J.; KRAUSE, K.-H. (2008): Messungen zum Emissionsverhalten von Stallanlagen. Quelle: http://www.eckhof.de/downloads/12.%20Dr.%20M%C3%BCller_Messungen%20zum%20Emissionsverhalten%20von%20Stallanlagen.PDF
- OP SIS (1995): Hardware-Handbuch - Analysatorenreihe AR 500. - Furulund (Schweden).
- OSTERBURG, B.; BERG, W.; BERGSCHMIDT, A.; BRUNSCH, R.; DÄMMGEN, U.; DÖHLER, H.; EURICH-MENDEN, B.; LÜTTICH, M. (2002): Nationales Ammoniak-Emissionsinventar – KTBL-FAL-ATB-Projekt "Landwirtschaftliche Emissionen". KTBL-Schrift 406, S. 231-248.
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (STALA) (2006): Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft - Festmist überwiegt. Pressemitteilung 56/2006 vom 21. März 2006. Quelle: <http://www.statistik.sachsen.de>
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2005): Waldzustandsbericht 2005. SMUL, Hrsg., 41 S.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2008): Immissionsschutzrechtliche Regelung - Rinderanlagen. SMUL, Hrsg., 40 S.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (2009): Sächsischer Agrarbericht 2008. SMUL, Hrsg., 119 S.; Kapitel 5.2 Erzeugung und Vermarktung tierischer Produkte S. 69 – 71: Quelle: <http://www.smul.sachsen.de>
- SCHERZER, J.; SCHULTZE, B. (2008): Wasserhaushaltssimulationen an acht Untersuchungsstandorten des Staatsbetriebes Sachsenforst für den Zeitraum 1997-2007. Werkvertragsbericht, 142 S.; Neustadt/Weinstraße.
- SPANGENBERG, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern - Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. In Forstl. Forschungsber. München, Band 190, 2002, München: Frank
- SPRANGER, T. (2000): Methodische Ansätze zur Ermittlung der Gesamtd deposition in Waldbeständen. In: Forstarchiv, Jg. 71, H. 2, S. 39–41.
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (2007): Sächsischer Viehbestand rückläufig. Pressemitteilung 15/2007 vom 22. Januar 2007. Quelle: <http://www.statistik.sachsen.de>.
- TA LUFT (2002): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft. vom 24. Juli 2002.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Luftreinhaltung 2010 - Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen. Programm gemäß § 8 der 33. BImSchV und der Richtlinie 2001/81/EG (NEC RL). - UBA-Texte 37/07, 77 S. Dessau-Rosslau.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Vorbelastungsdaten Stickstoff TA Luft Nr. 4.8 - Genehmigungsverfahren (Stand 2004); Quelle, 04.06.2010: <http://gis.uba.de/website/depo1/viewer.htm>
- ZIMMERLING, R. (2000): Die Qualität der Konzentrationsmessungen mit Passiv-Sammlern. Ergebnis methodischer Untersuchungen. Dämmgen, U. (Hrsg.): Versauernde und eutrophierende Luftverschmutzung in Nordost-Brandenburg. Sonderhefte Landbauforschung Völknerode 213; S. 129-133; Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL).
- ZIMMERMANN, F.; PLESSOW, K.; QUECK, R.; BERNHOFER, C.; MATSCHULLAT, J. (2006): Atmospheric N- and S-fluxes to a spruce forest - Comparison of inferential modelling and the throughfall method. In: Atmospheric Environment, Jg. 40, H. 25, S. 4782–4796.

11 Anhang

Abbildungsverzeichnis

Abbildung A 1:	Betrieb 2 – Tagesgänge der mittleren Windgeschwindigkeit an der Wetterstation im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	86
Abbildung A 2:	Betrieb 2 – Tagesgänge für Methankonzentrationen an der Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	86
Abbildung A 3:	Betrieb 2 – Tagesgänge für Kohlendioxidkonzentrationen an der Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	87
Abbildung A 4:	Betrieb 2 – Mittlere Tagesgänge für Ammoniakkonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	87
Abbildung A 5:	Betrieb 2 – Mittlere Tagesgänge für Methankonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008.....	88
Abbildung A 6:	Betrieb 2 – Mittlere Tagesgänge für Kohlendioxidkonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09. bis 6.10.2008.....	88
Abbildung A 7:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 11.....	89
Abbildung A 8:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 12.....	89
Abbildung A 9:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 13 (1).....	90
Abbildung A 10:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 13 (2).....	90
Abbildung A 11:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 14.....	91
Abbildung A 12:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 15.....	91
Abbildung A 13:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 16.....	92
Abbildung A 14:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 17.....	92
Abbildung A 15:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 18.....	93
Abbildung A 16:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 19 (1).....	93
Abbildung A 17:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 19 (2).....	94
Abbildung A 18:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 21.....	94
Abbildung A 19:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 22.....	95
Abbildung A 20:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 23.....	95
Abbildung A 21:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 24.....	96
Abbildung A 22:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 25.....	96
Abbildung A 23:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 26 (2).....	97
Abbildung A 24:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 27.....	97
Abbildung A 25:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 28.....	98
Abbildung A 26:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 29.....	98
Abbildung A 27:	Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 30.....	99
Abbildung A 28:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 11.....	99
Abbildung A 29:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 12.....	100
Abbildung A 30:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 13.....	100
Abbildung A 31:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 15.....	101
Abbildung A 32:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 16.....	101
Abbildung A 33:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 18.....	102
Abbildung A 34:	Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 19.....	102
Abbildung A 35:	Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS- Messwerten für Episode 21.....	103

Abbildung A 36: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 22	103
Abbildung A 37: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 23	104
Abbildung A 38: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 24	104
Abbildung A 39: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 25	105
Abbildung A 40: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 27	105
Abbildung A 41: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 28	106
Abbildung A 42: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS- Messwerten für Episode 29	106
Abbildung A 43: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngößen und DOAS-Messwerten für Episode 30	107

Tabellenverzeichnis

Tabelle A 1:	Betrieb 2 – Meteorologische Stundenmittelwerte zur Beschreibung der Wetterlage während der Untersuchungen zur Volumenstrommessung am 04.06.2008, 16.07.2008 und 28.07.2008	108
Tabelle A 2:	Betrieb 2 – Meteorologische Daten zur Beschreibung der Wetterlage während der Stallluftuntersuchung vom 17.09.2008 bis 06.10.2008	110
Tabelle A 3:	Betrieb 1 – Rohdaten der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern; Bestimmungsgrenze: 0,7 µg/m³	111
Tabelle A 4:	Betrieb 2 – Rohdaten der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern Bestimmungsgrenze: 0,7 µg/m³	114
Tabelle A 5:	Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 1 – Perzentile der Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichungen (RSD)	117
Tabelle A 6:	Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 1 – Mittelwerte der Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichungen (RSD) sowie deren Standardfehler	118
Tabelle A 7:	Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 2 – Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichung (RSD).....	119
Tabelle A 8:	Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 2 – Mittelwerte der Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichungen (RSD) sowie deren Standardfehler	120
Tabelle A 9:	Betrieb 1 – Stoffeinträge und Kronenraumbilanzen entlang der Passivsammler-/Bulk-Sammlermess-trasse.....	121
Tabelle A 10:	Betrieb 2 – Stoffeinträge und Kronenraumbilanzen entlang der Passivsammler-/Bulk-Sammlermess-trasse.....	122
Tabelle A 11:	Betrieb 1 – Monatliche Nitratstickstoffdeposition in [kg·ha ⁻¹].....	123
Tabelle A 12:	Betrieb 1 – Monatlicher Ammoniumstickstoffeintrag in [kg·ha ⁻¹]; REF: nach Kontamination der Probe 08/2008 Ersatz des Messwerts durch Jahresmittelwert	124
Tabelle A 13:	Betrieb 2 – Monatlicher Ammoniumstickstoffeintrag in [kg·ha ⁻¹].....	125
Tabelle A 14:	Betrieb 2 – Monatlicher Nitratstickstoffeintrag in [kg·ha ⁻¹]	126
Tabelle A 15:	Betrieb 1 – Pearson-Korrelationsmatrizes ausgewählter monatlicher Stoff- und Wasserflüsse an den Messpunkten (5 F, 170 K, 290 K, 390 K, 500 K, REF) im Zeitraum Februar 2008 bis Januar 2009.....	127
Tabelle A 16:	Betrieb 2 – Pearson-Korrelationsmatrizes ausgewählter monatlicher Stoff- und Wasserflüsse an den Messpunkten (10 K, 280 K, 350 K, 424 K, 515 K, REF) im Zeitraum April 2008 bis März 2009.....	130
Tabelle A 17:	Betrieb 1 – AUSTAL 2000-Protokolldatei.....	132
Tabelle A 18:	Betrieb 2 – AUSTAL 2000-Protokolldatei.....	134

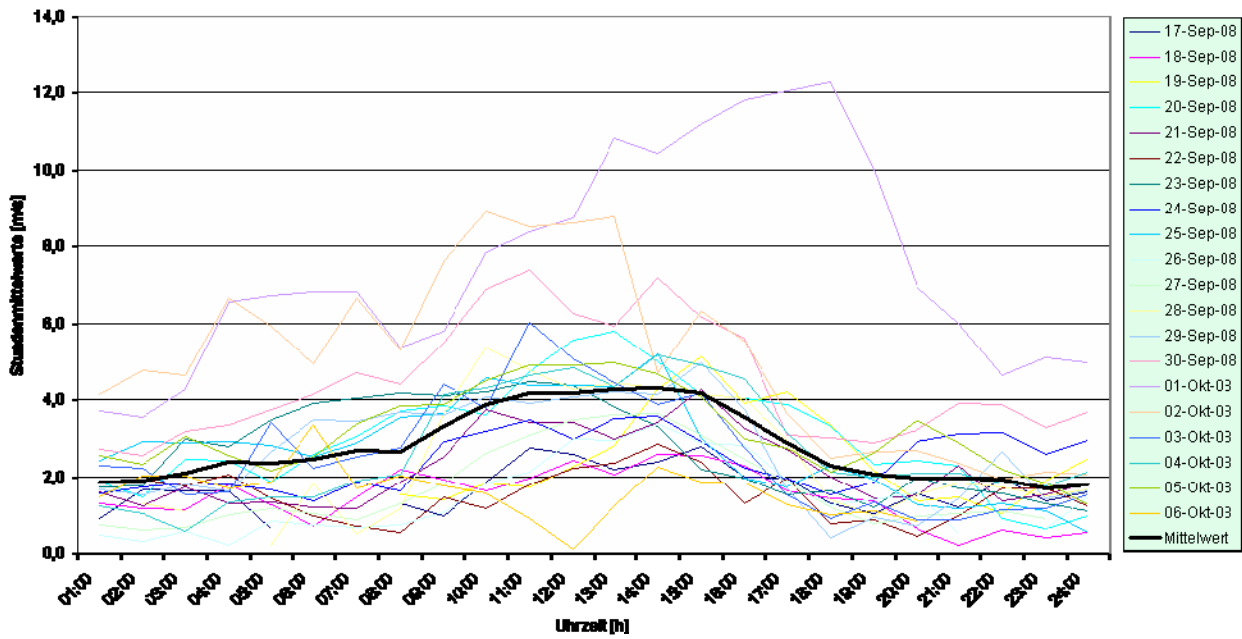


Abbildung A 1: Betrieb 2 – Tagesgänge der mittleren Windgeschwindigkeit an der Wetterstation im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008

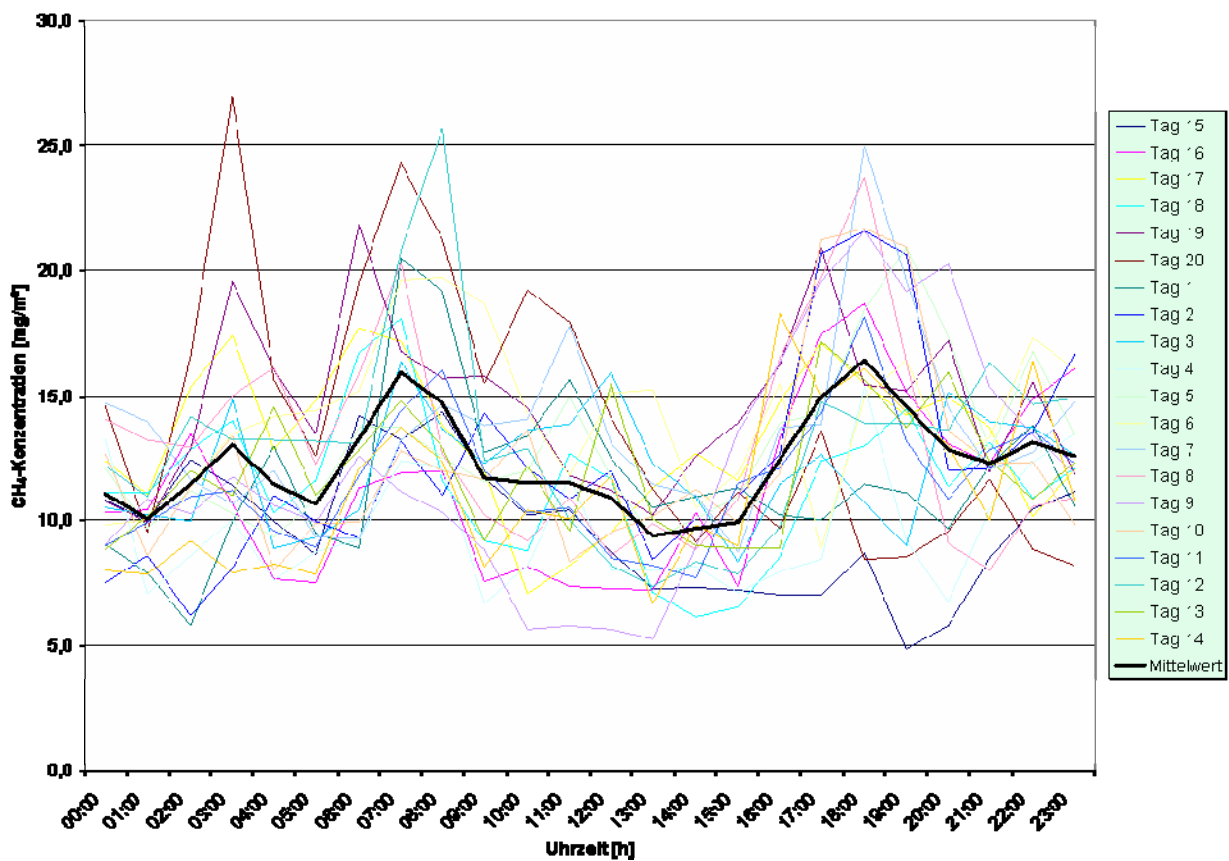


Abbildung A 2: Betrieb 2 – Tagesgänge für Methankonzentrationen an der Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008

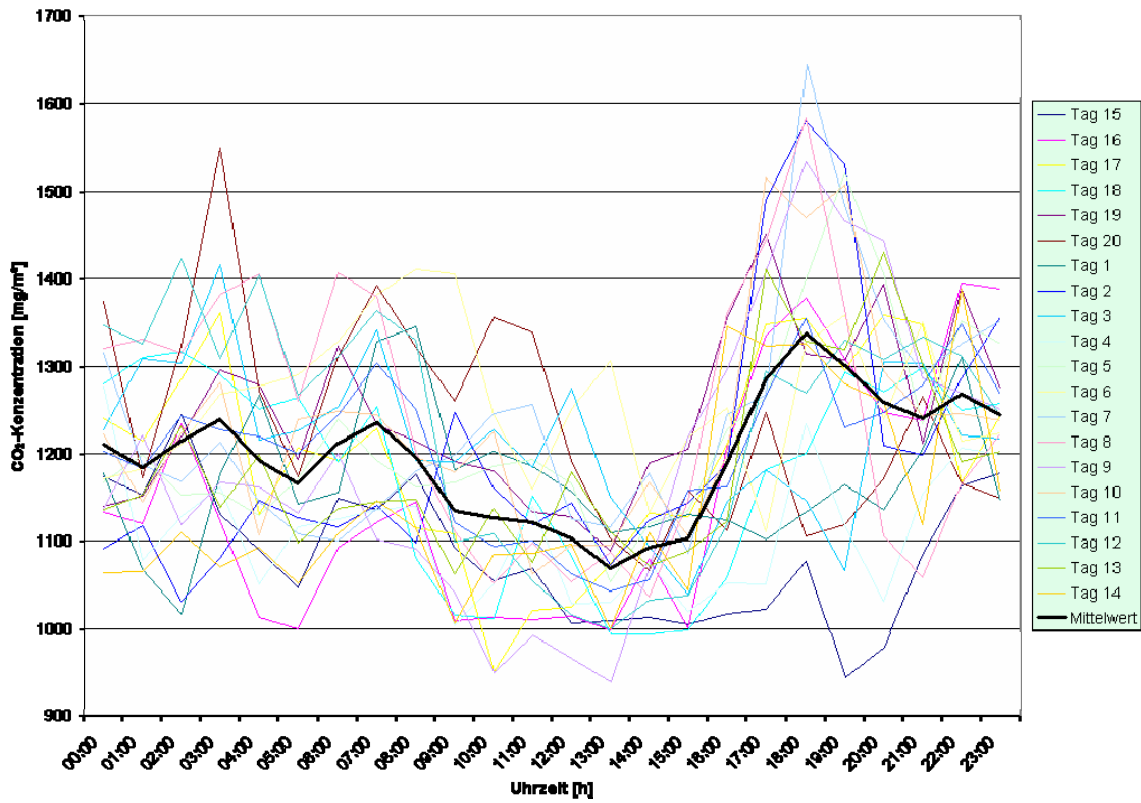


Abbildung A 3: Betrieb 2 – Tagesgänge für Kohlendioxidkonzentrationen an der Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008

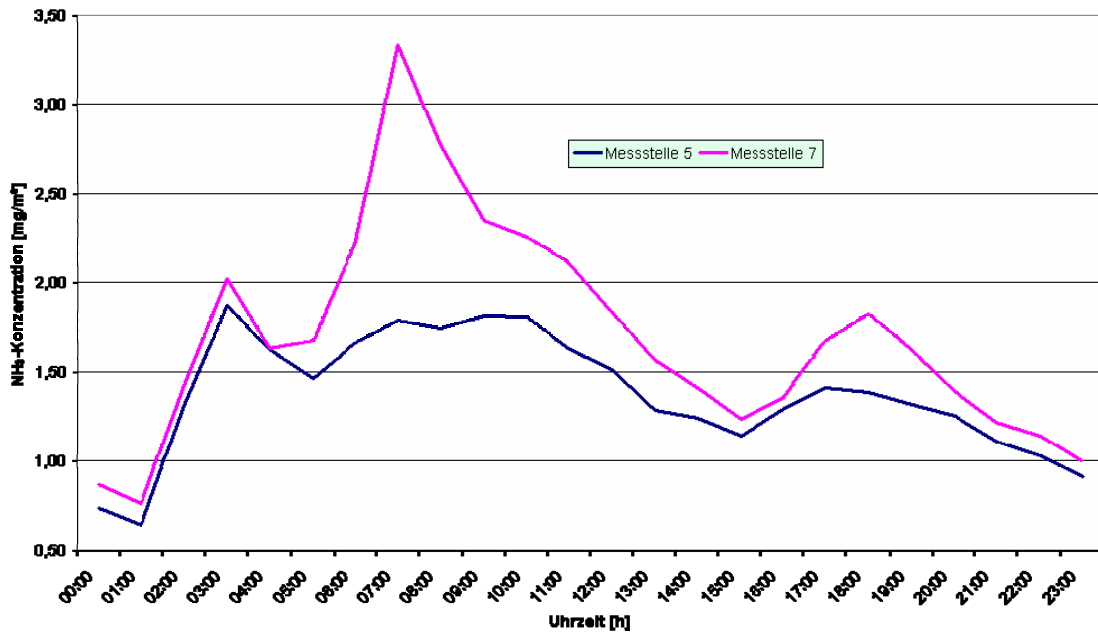


Abbildung A 4: Betrieb 2 – Mittlere Tagesgänge für Ammoniakkonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008

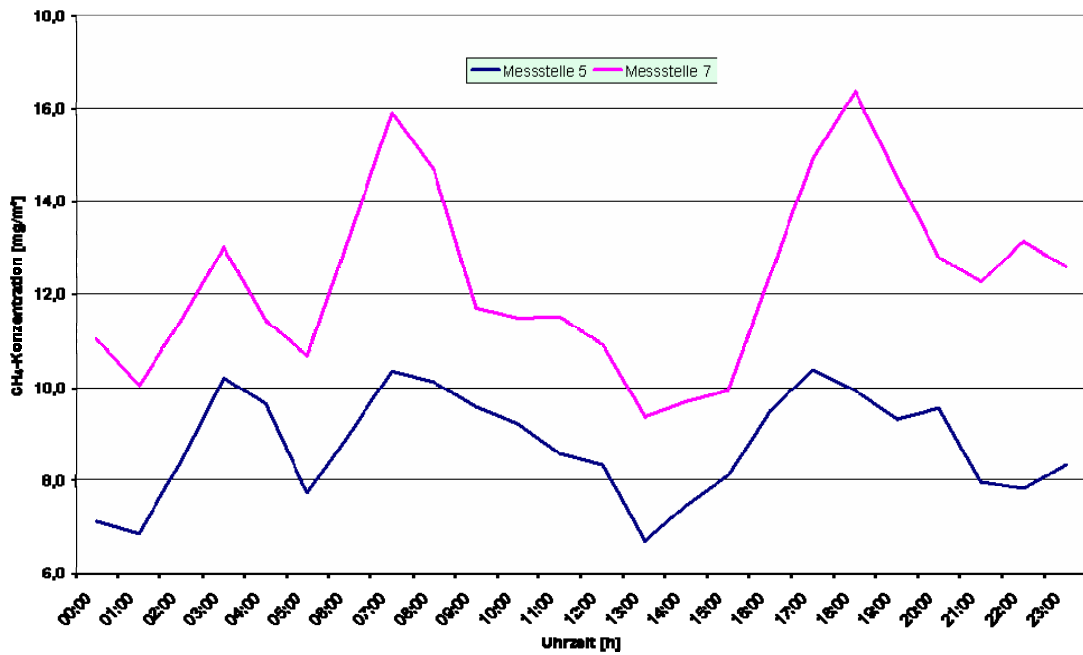


Abbildung A 5: Betrieb 2 – Mittlere Tagesgänge für Methankonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09.2008 bis 06.10.2008

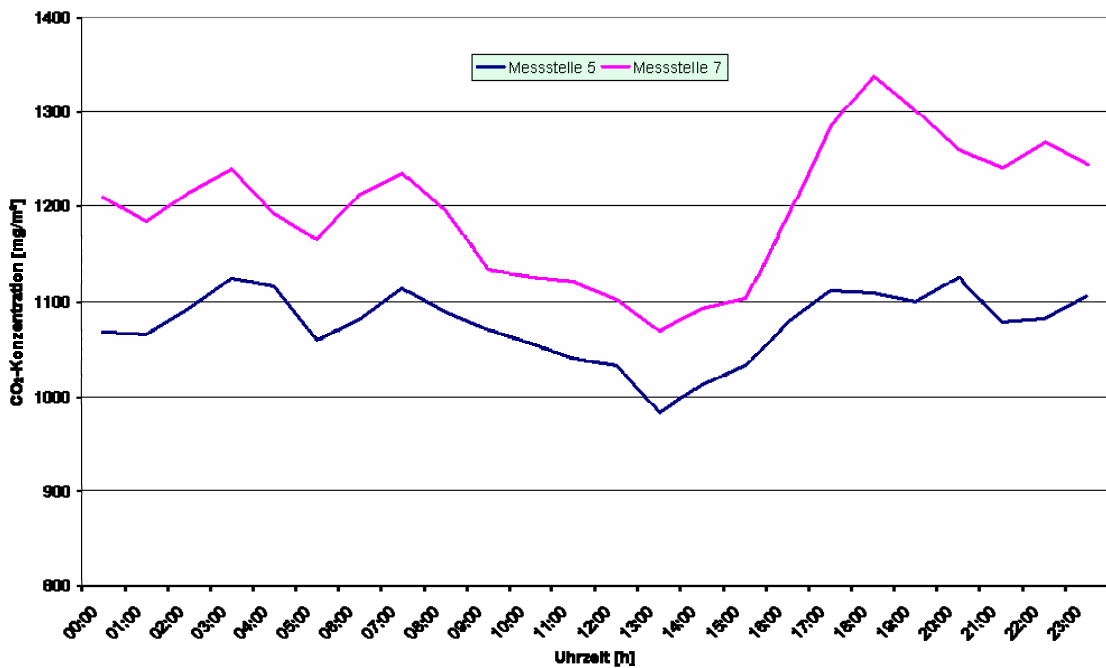


Abbildung A 6: Betrieb 2 – Mittlere Tagesgänge für Kohlendioxidkonzentrationen an Messstelle 5 und Messstelle 7 im Untersuchungszeitraum vom 17.09. bis 6.10.2008

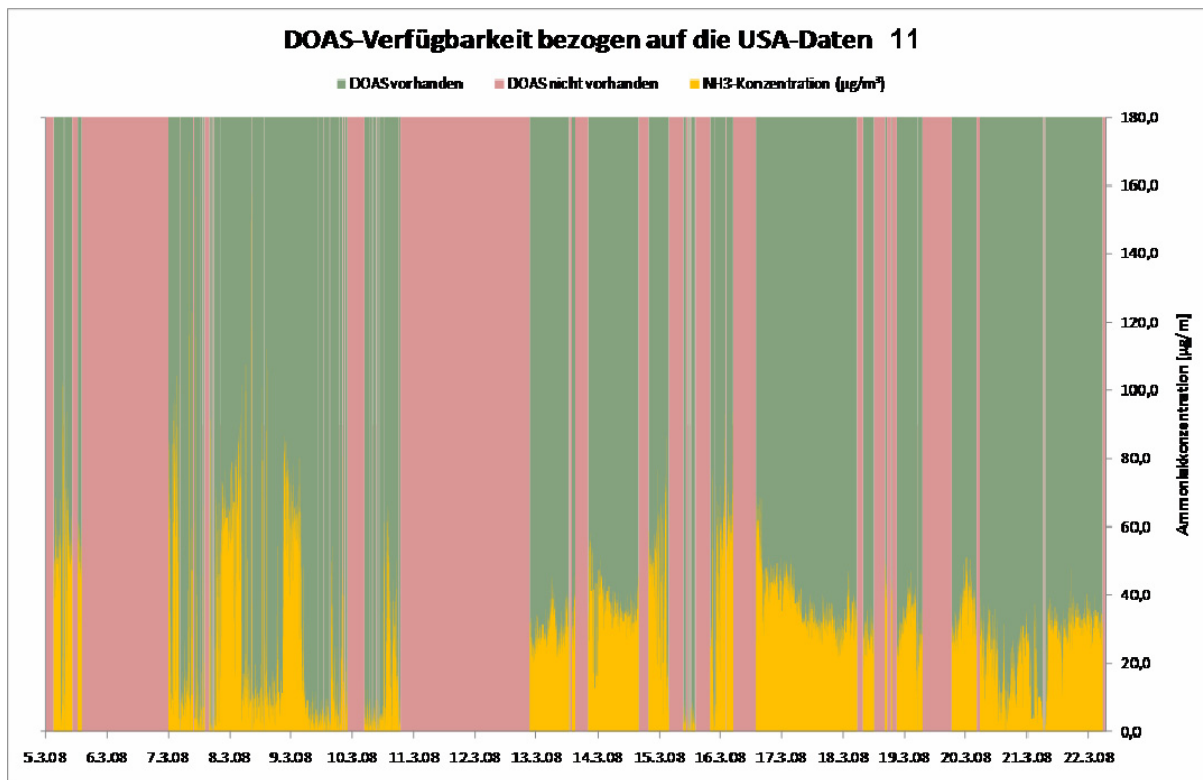


Abbildung A 7: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 11

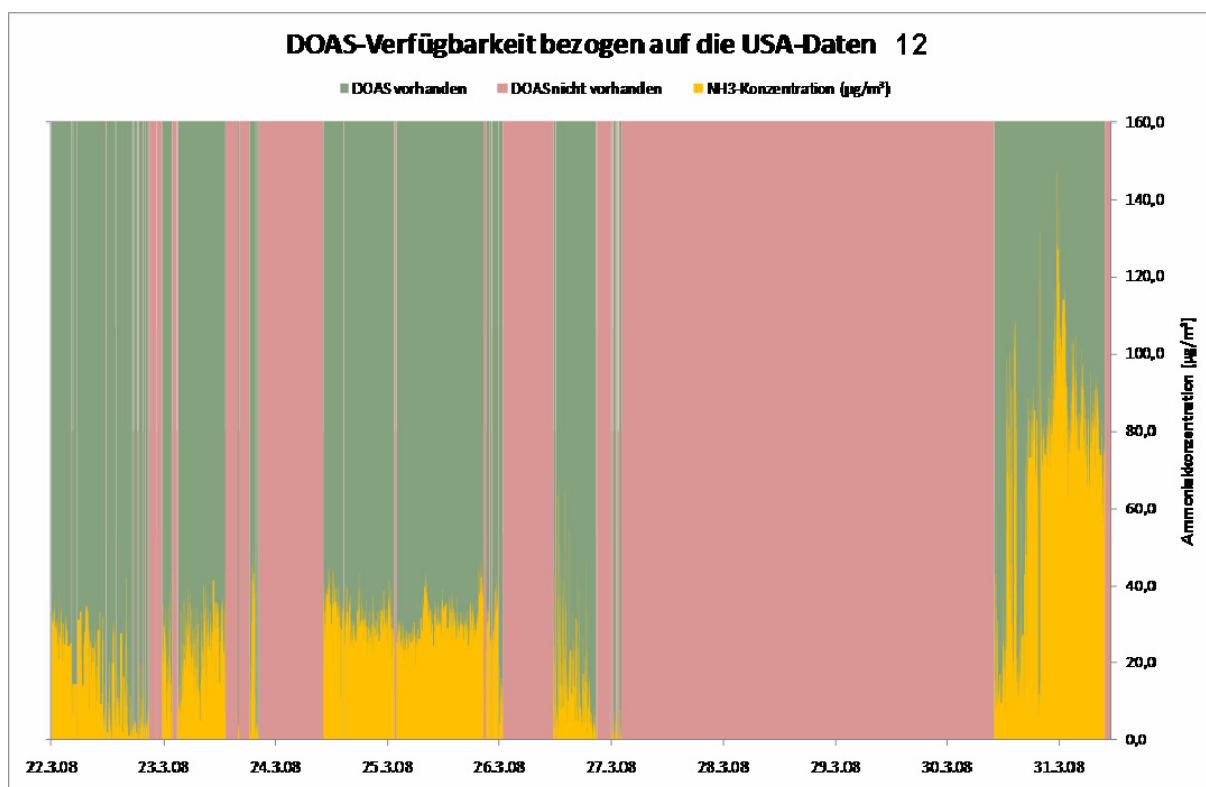


Abbildung A 8: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 12

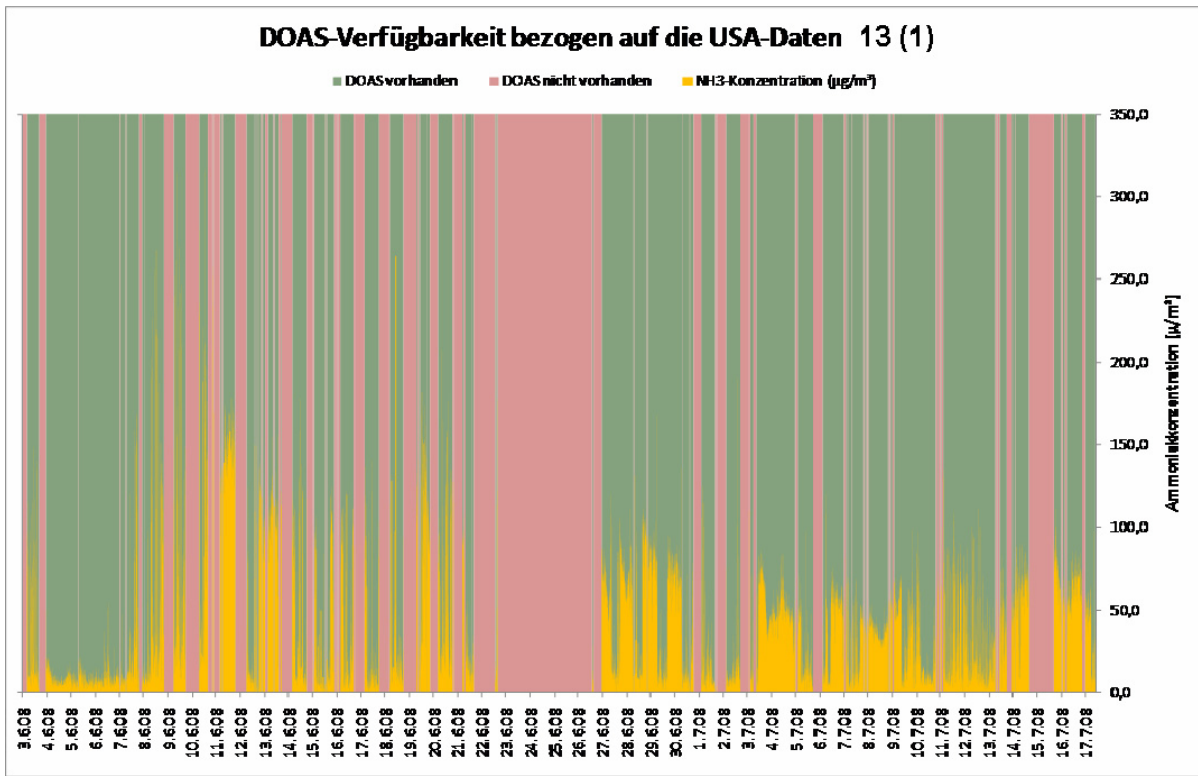


Abbildung A 9: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 13 (1)

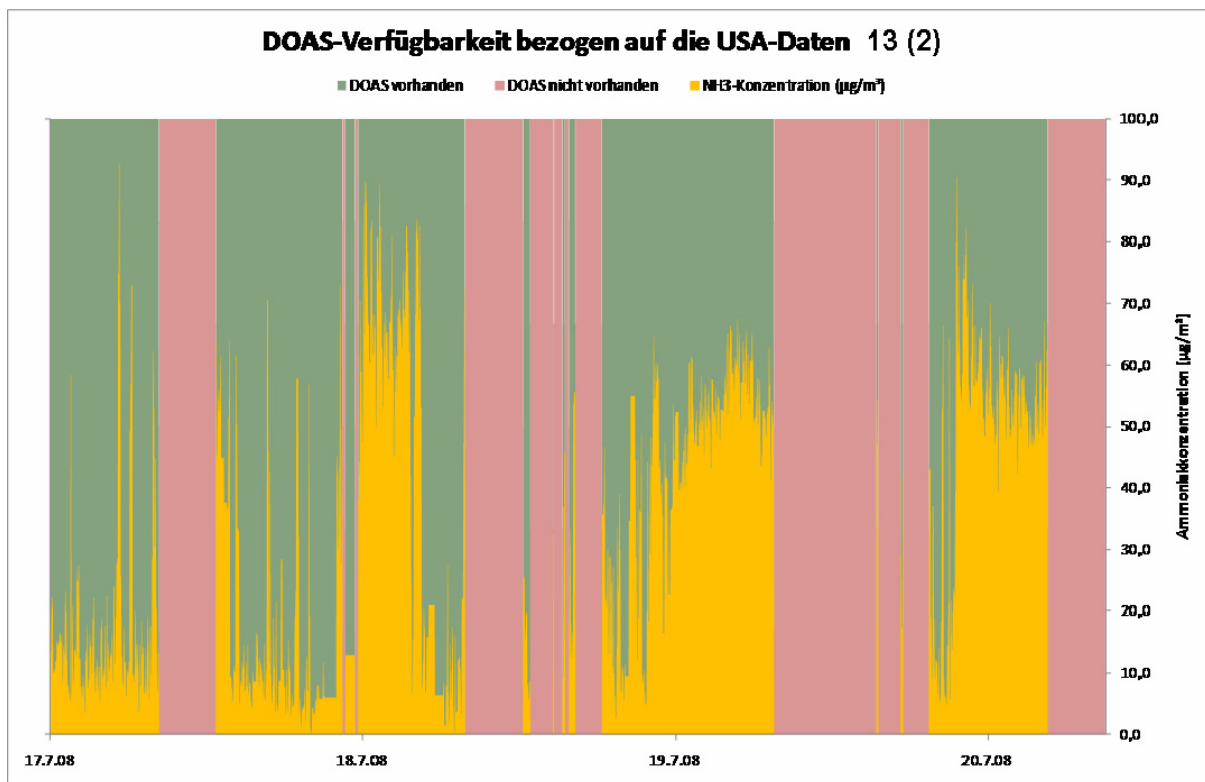


Abbildung A 10: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 13 (2)

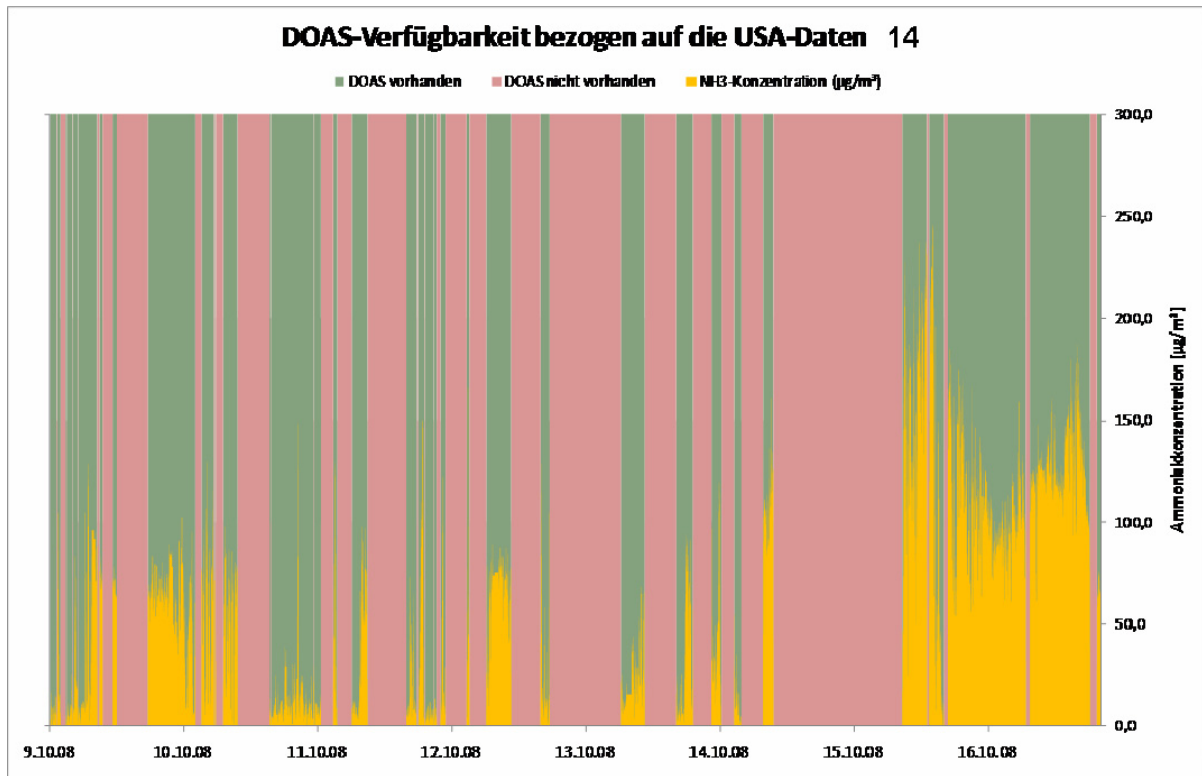


Abbildung A 11: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 14

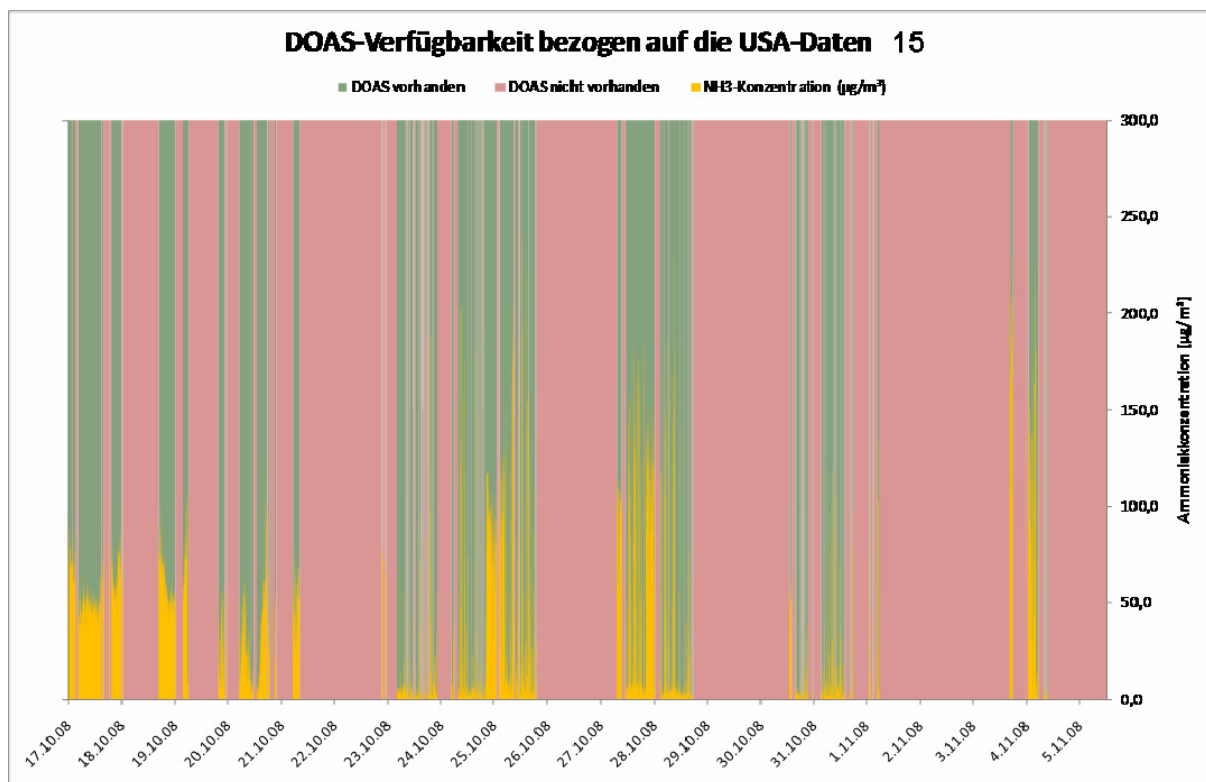


Abbildung A 12: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 15

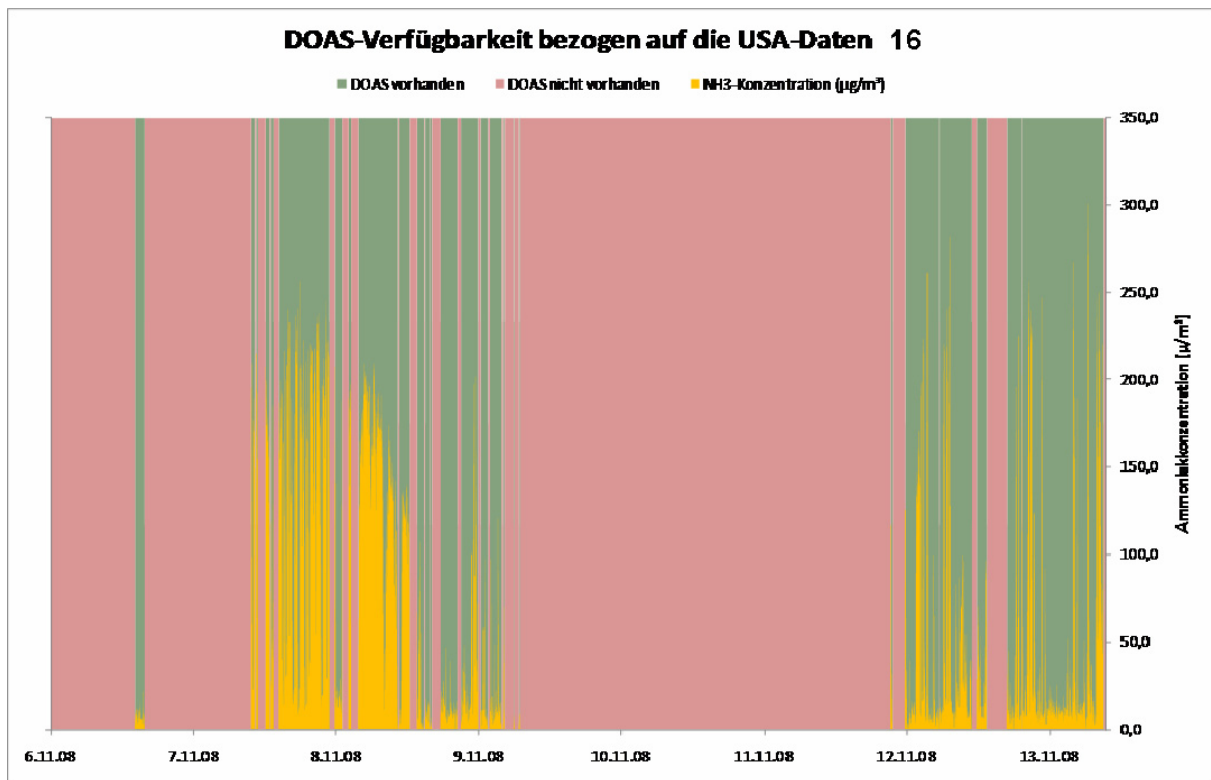


Abbildung A 13: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 16

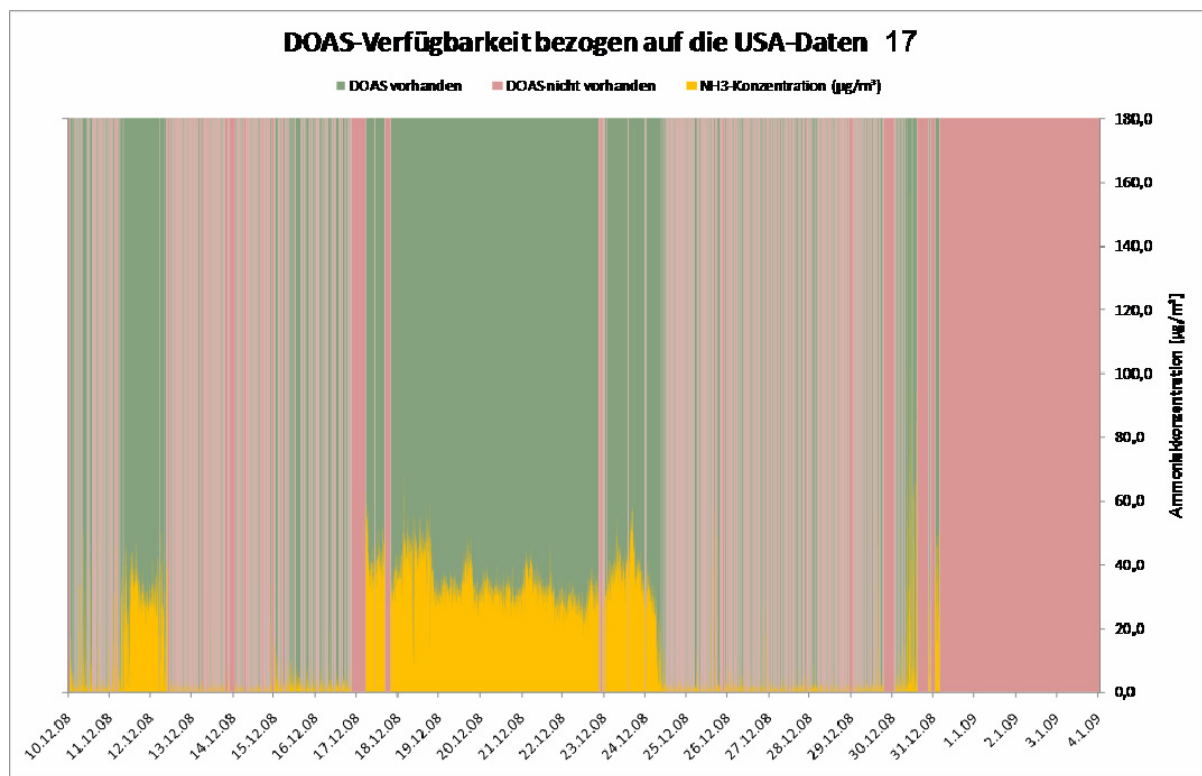


Abbildung A 14: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 17

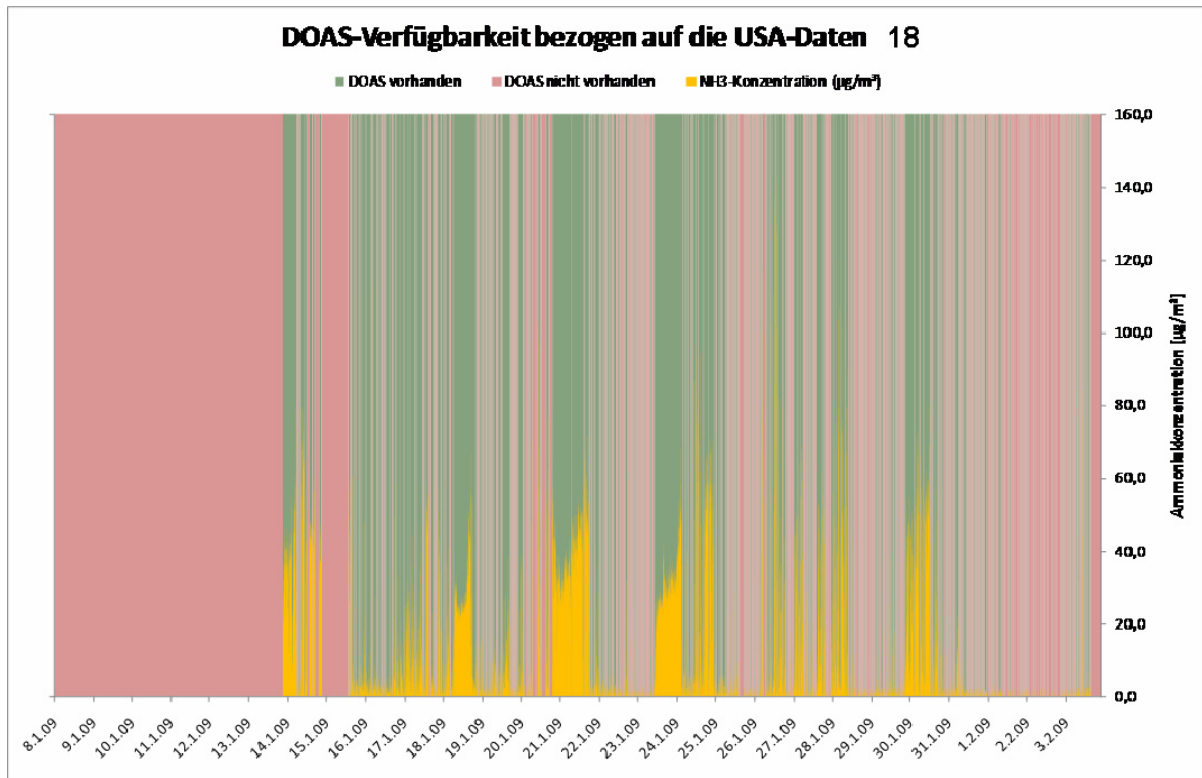


Abbildung A 15: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 18

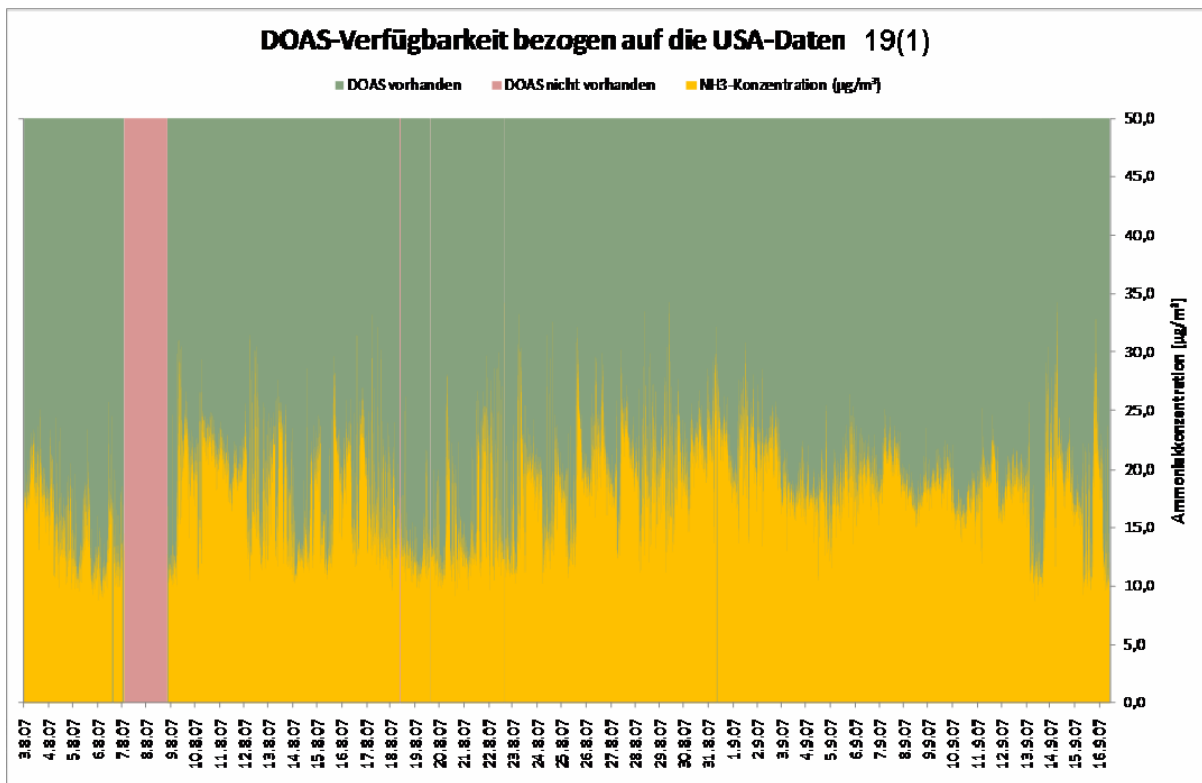


Abbildung A 16: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 19 (1)

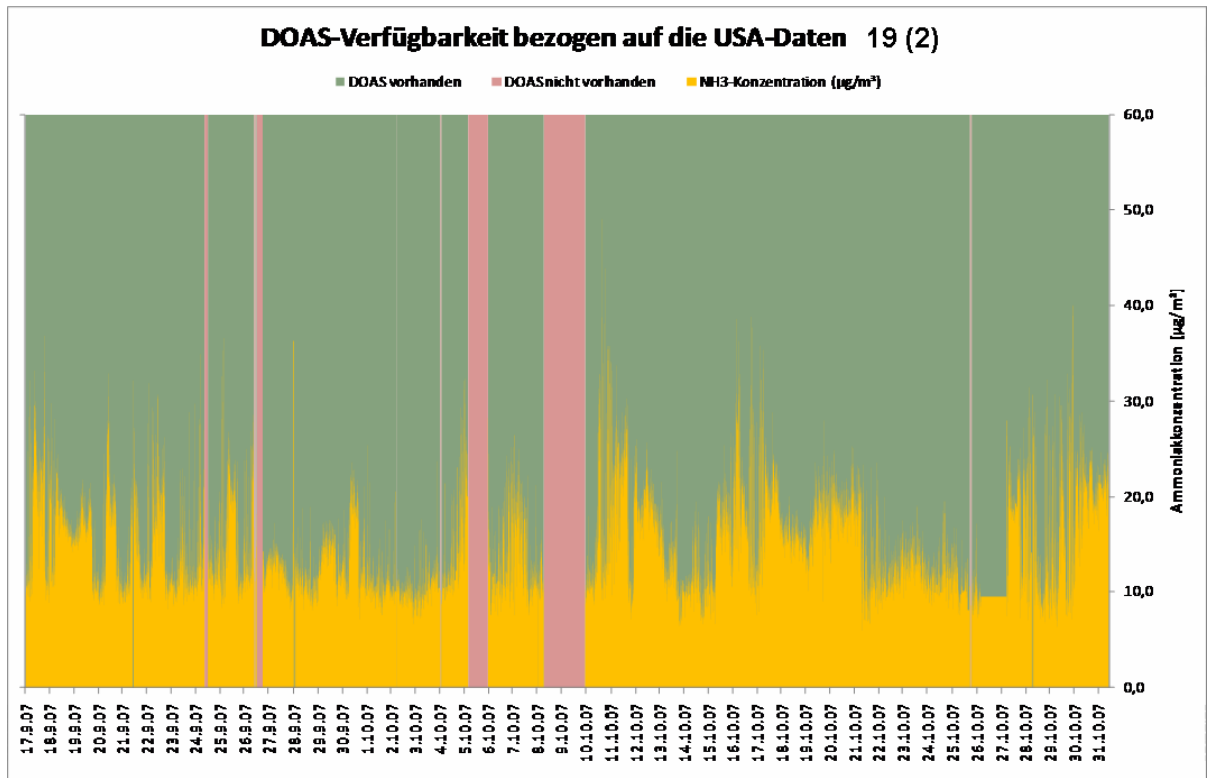


Abbildung A 17: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 19 (2)

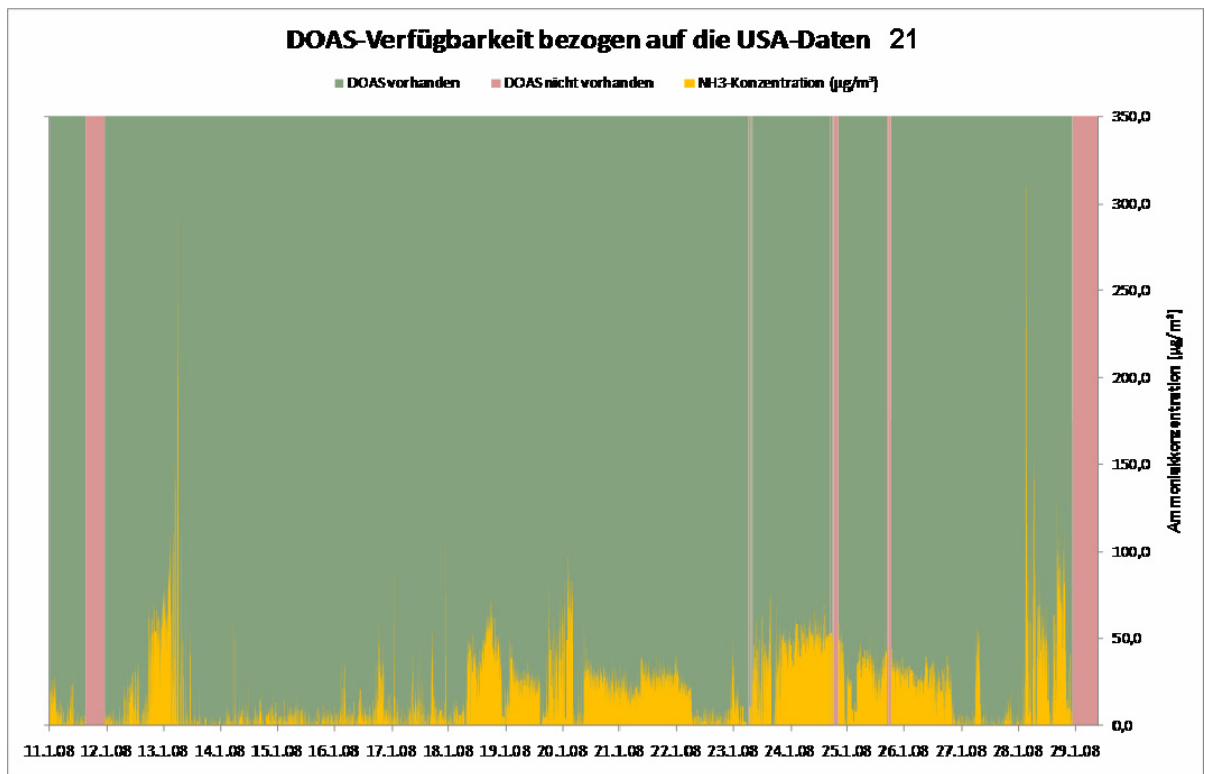


Abbildung A 18: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 21

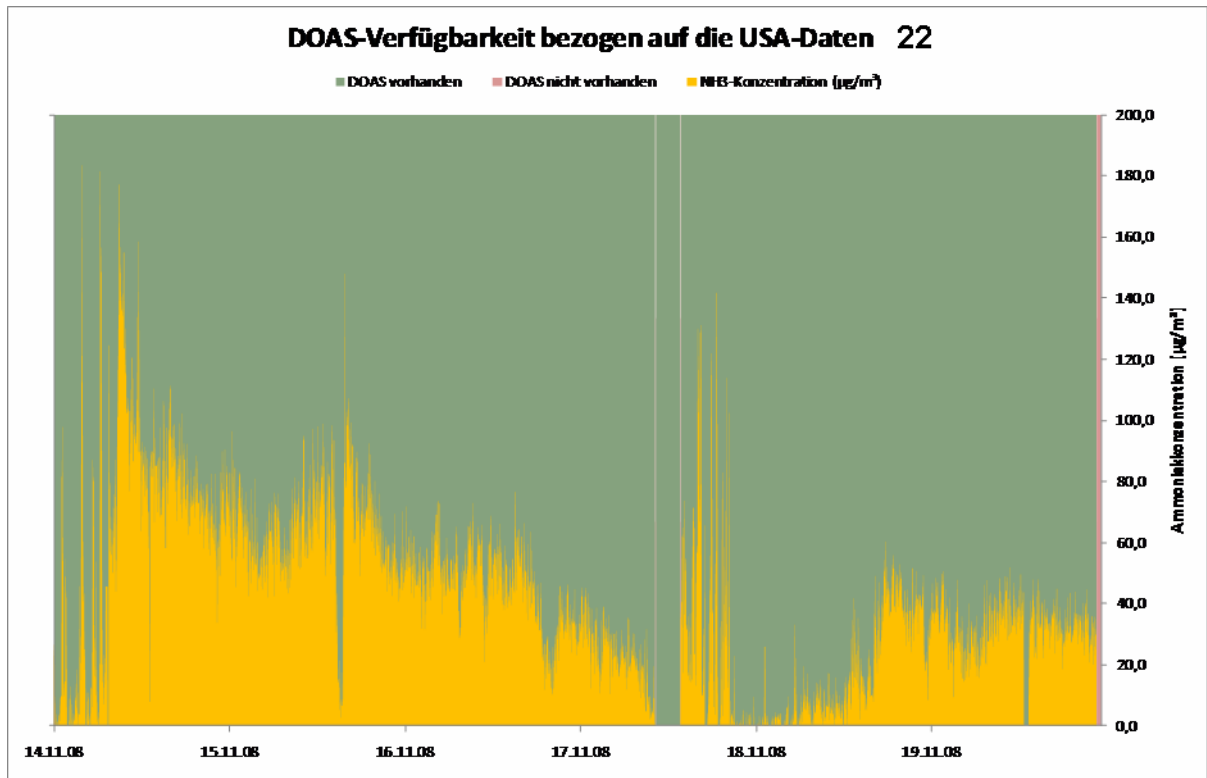


Abbildung A 19: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 22

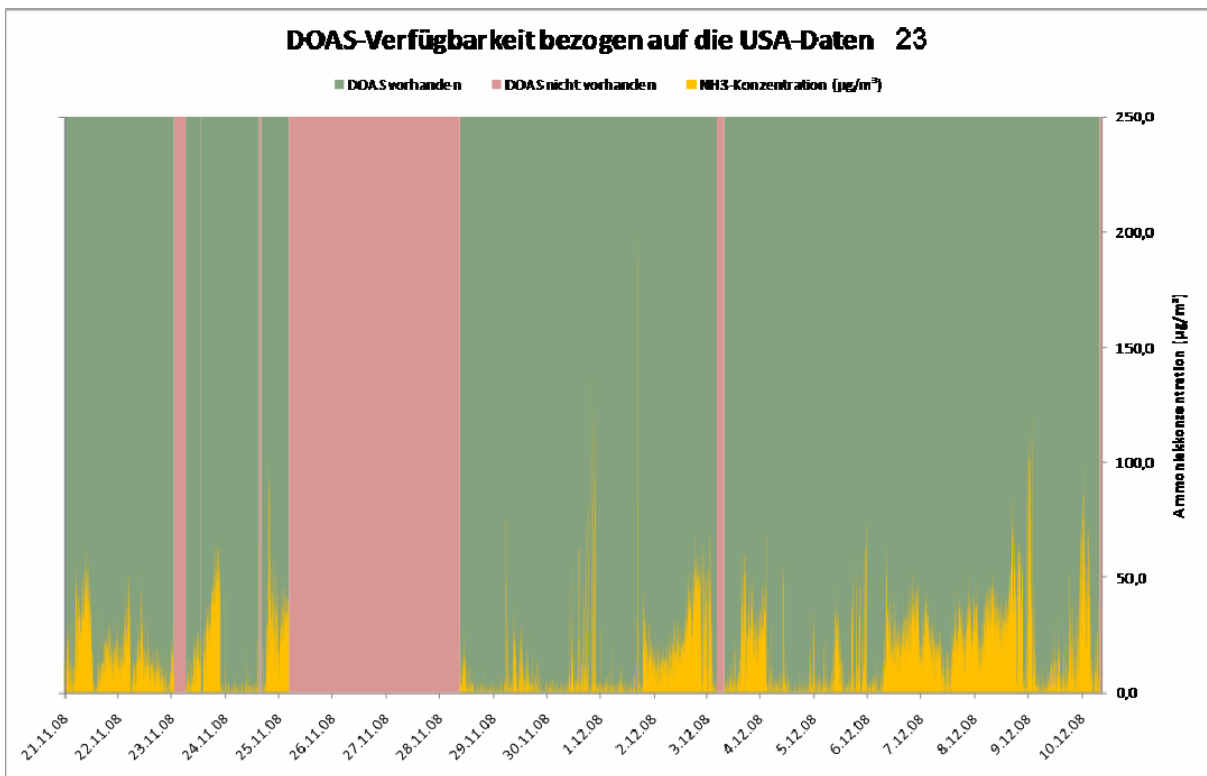


Abbildung A 20: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 23

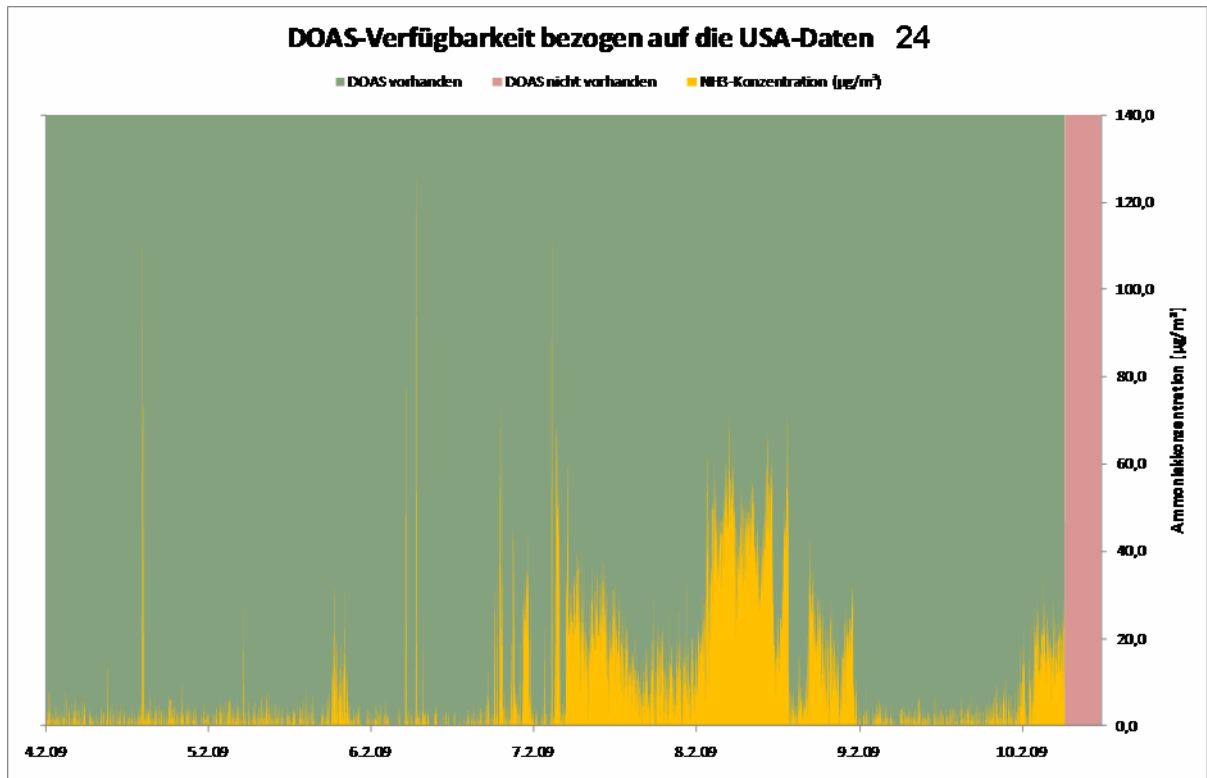


Abbildung A 21: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 24

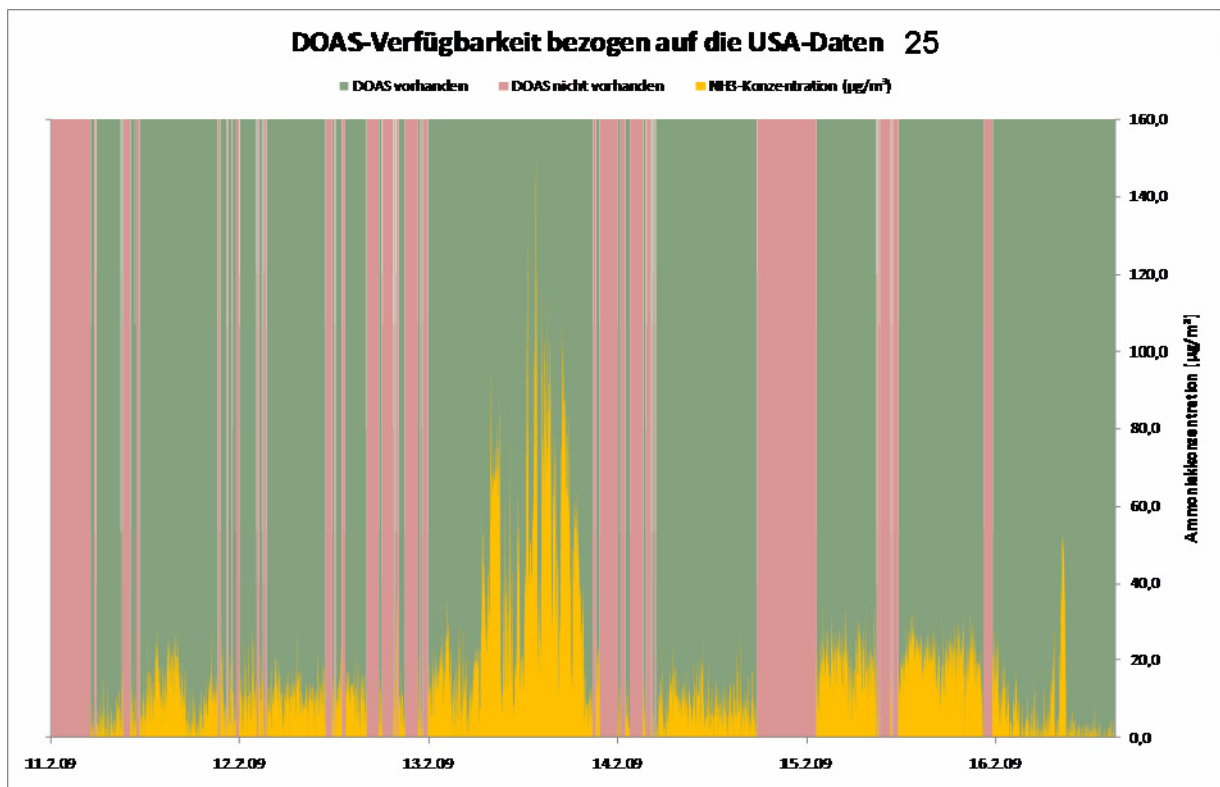


Abbildung A 22: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 25

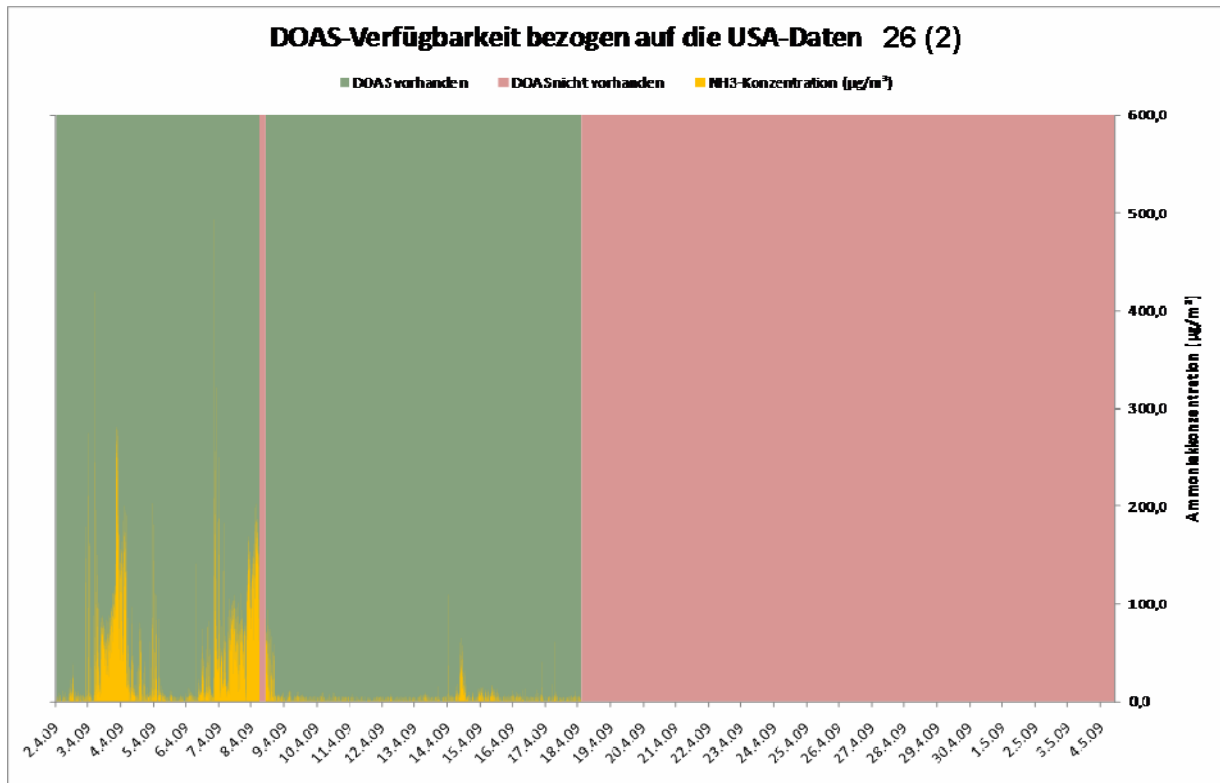


Abbildung A 23: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 26 (2)

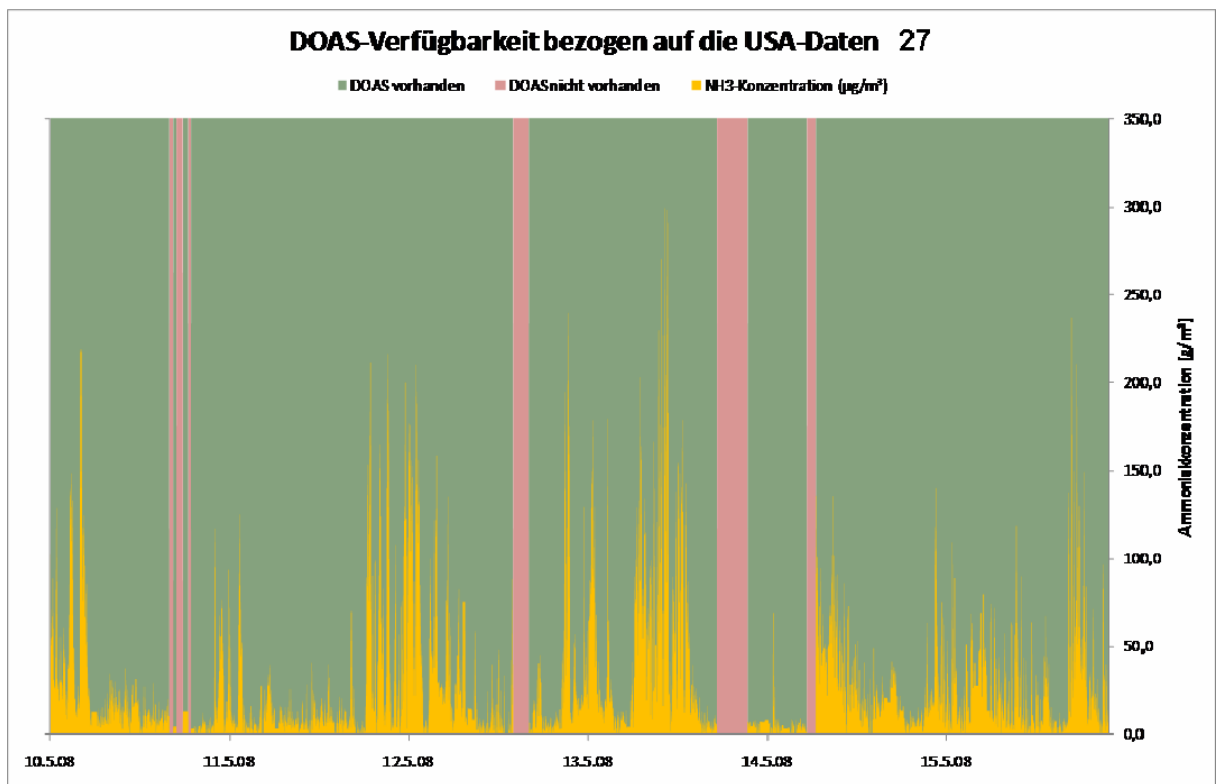


Abbildung A 24: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 27

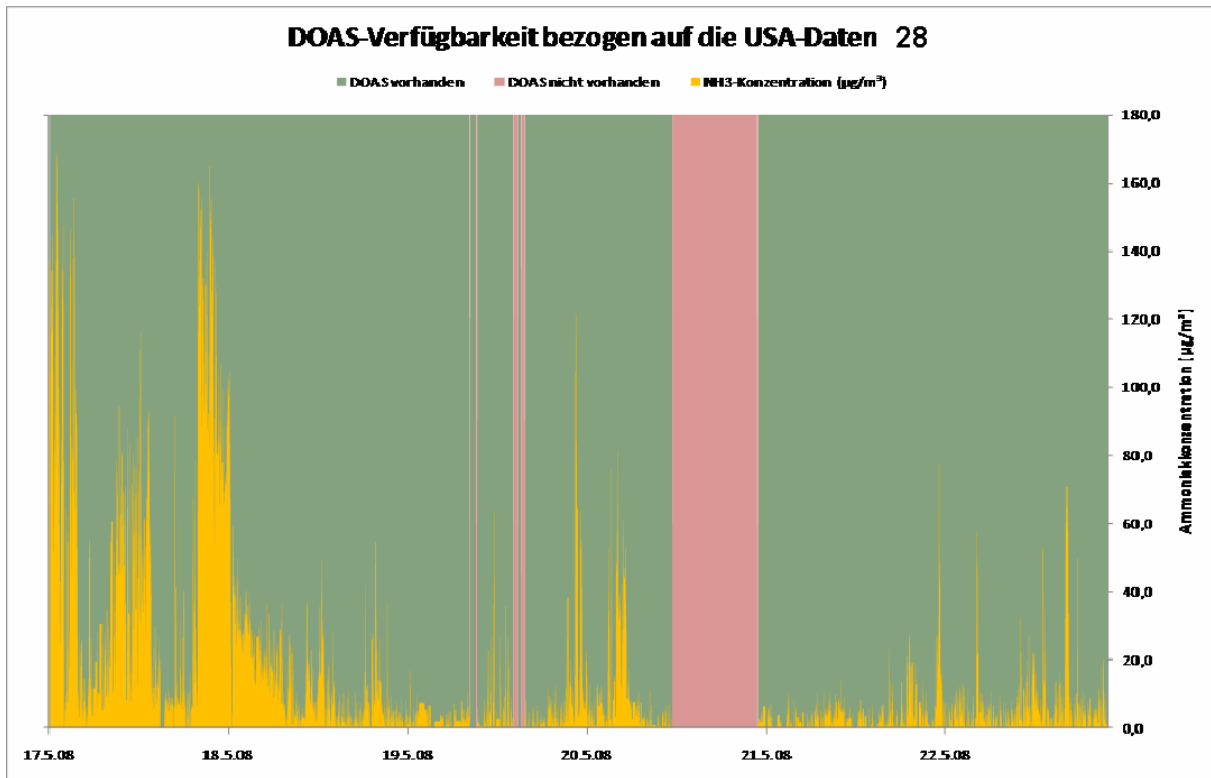


Abbildung A 25: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 28

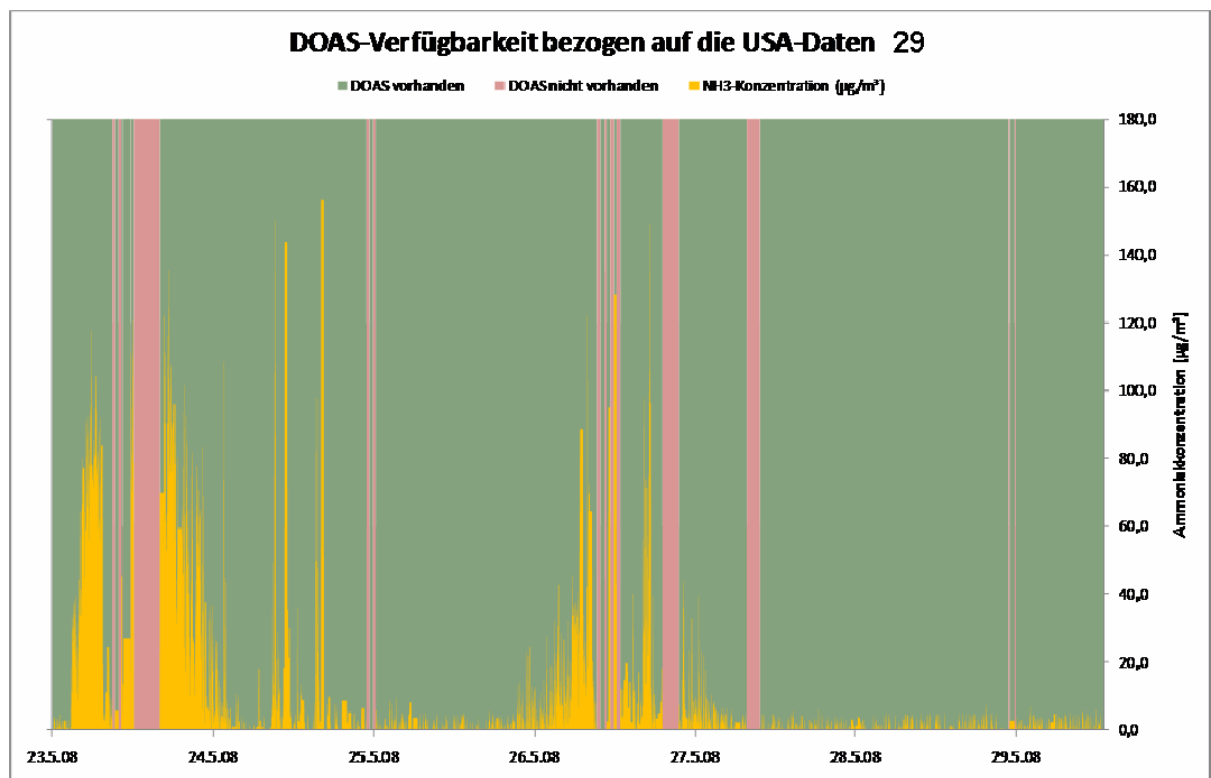


Abbildung A 26: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 29

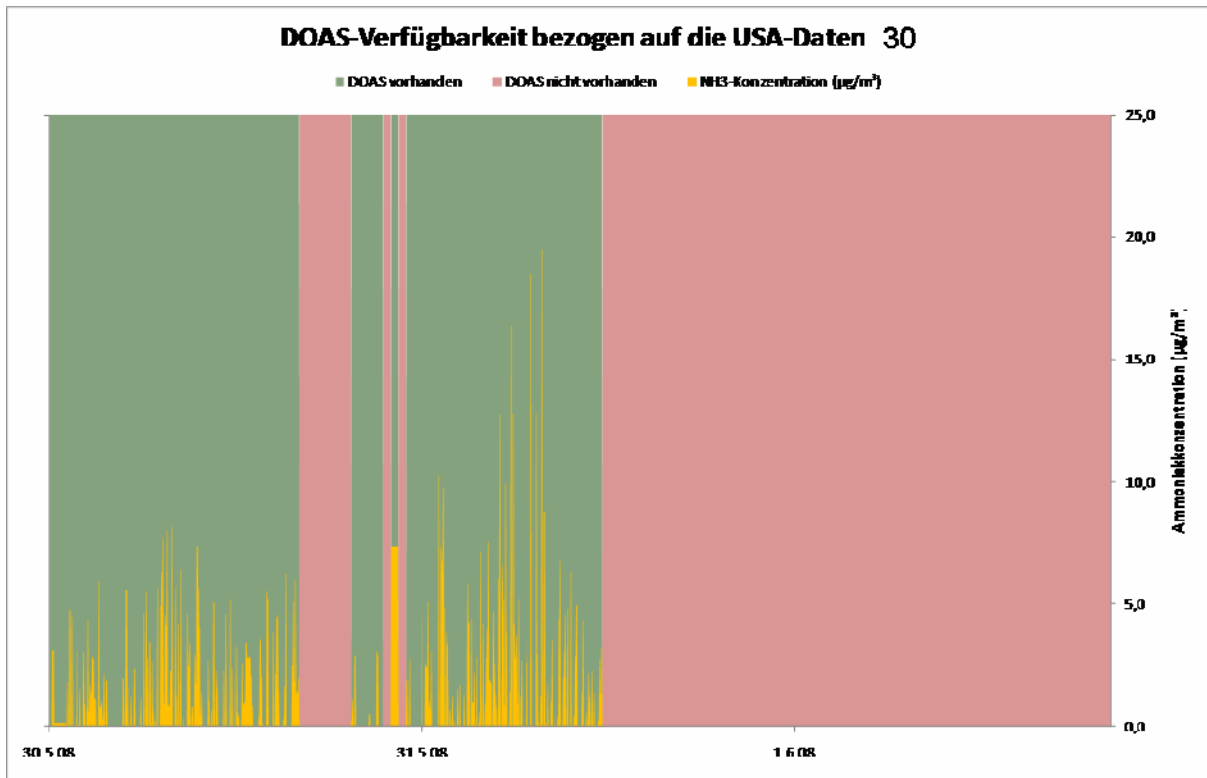


Abbildung A 27: Verfügbarkeit der DOAS-Messwerte bezogen auf die USA-Daten für Episode 30

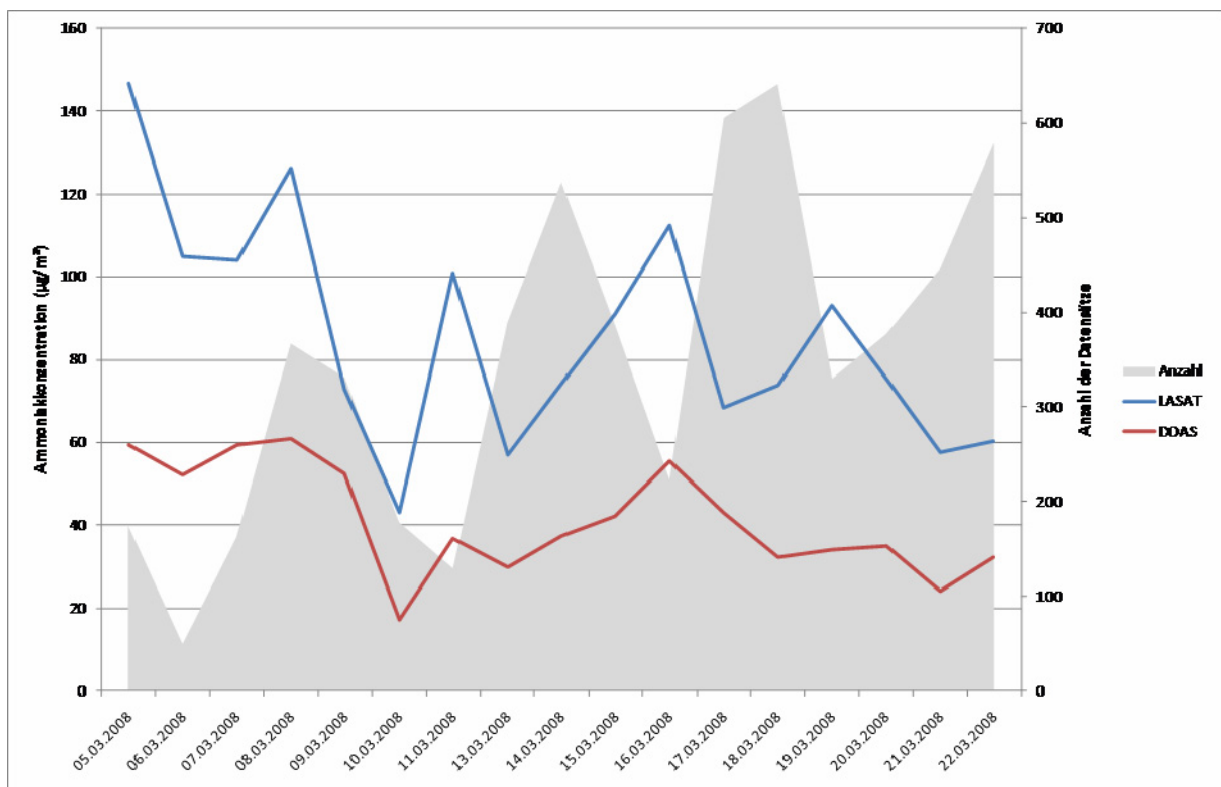


Abbildung A 28: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 11

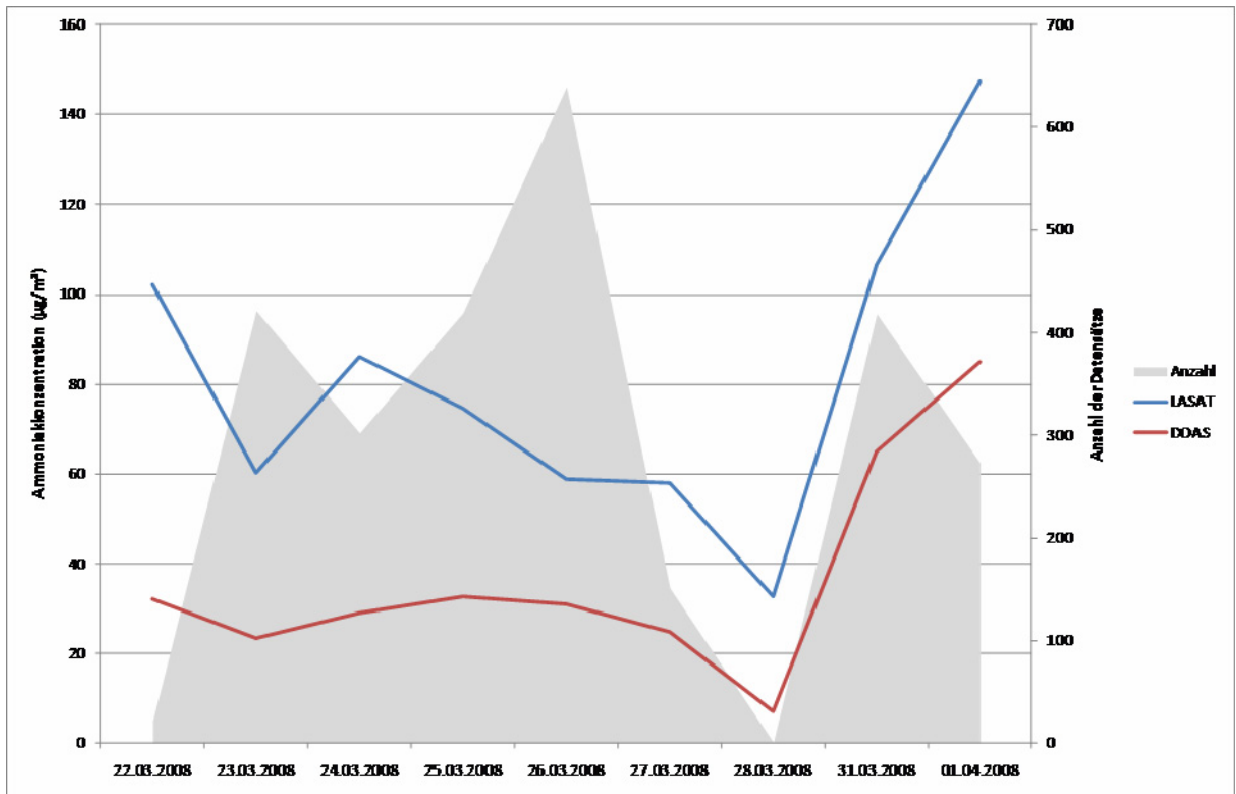


Abbildung A 29: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 12

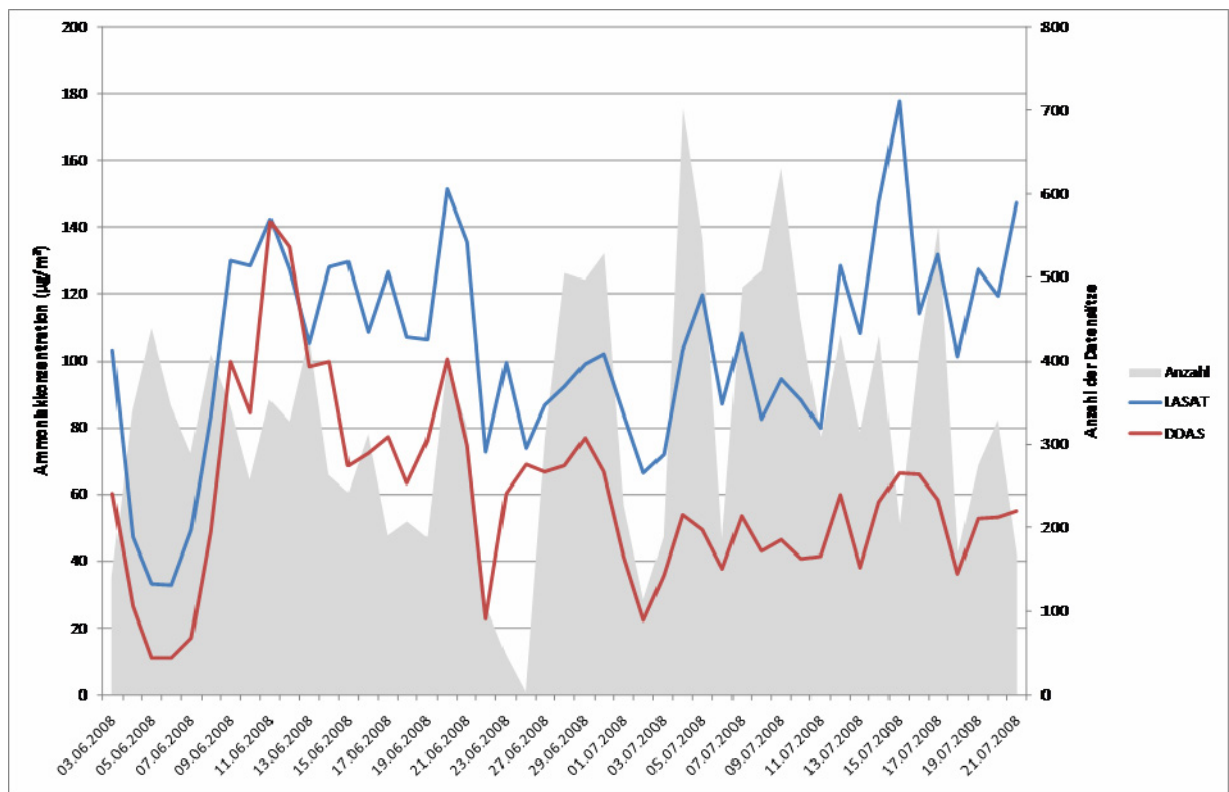


Abbildung A 30: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 13

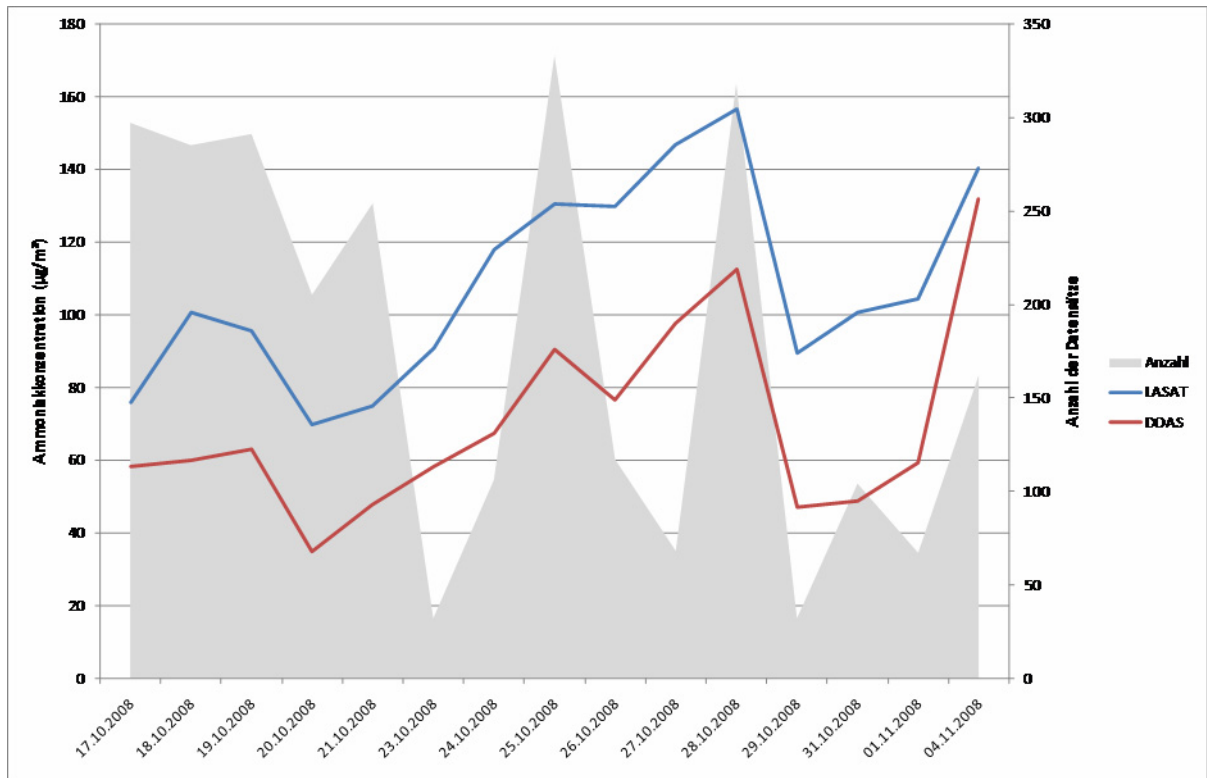


Abbildung A 31: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 15

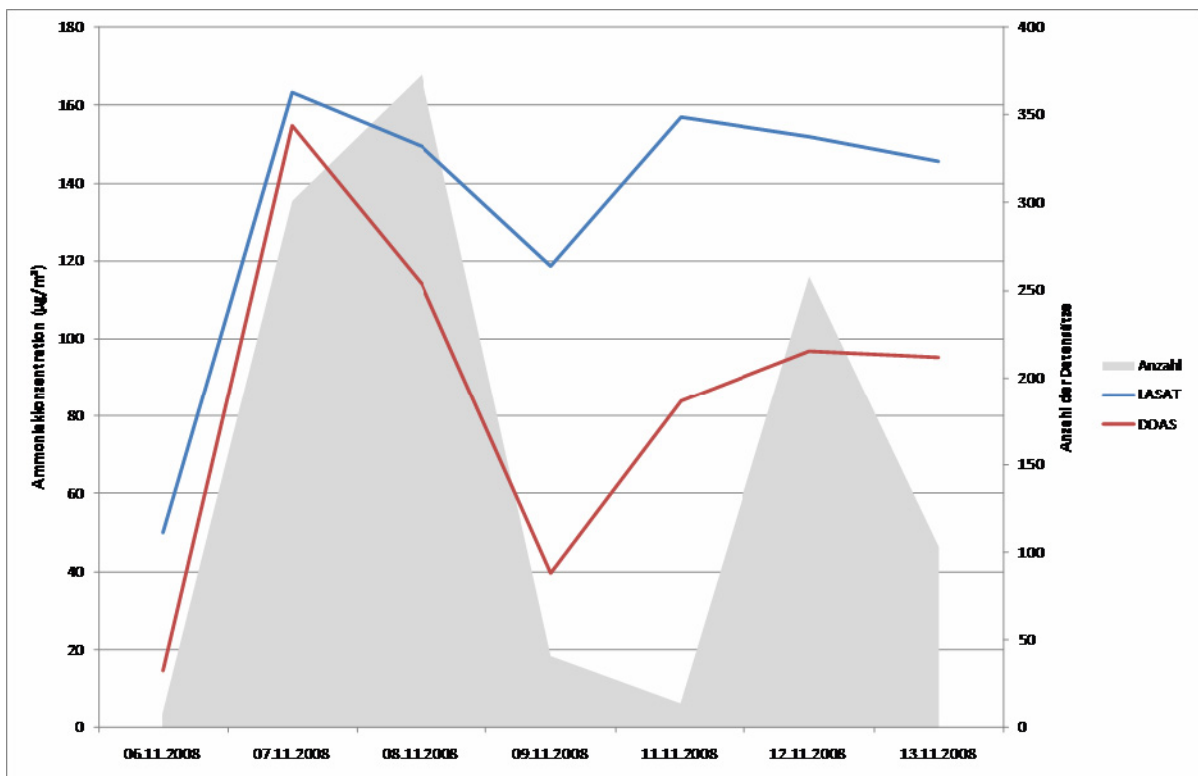


Abbildung A 32: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 16

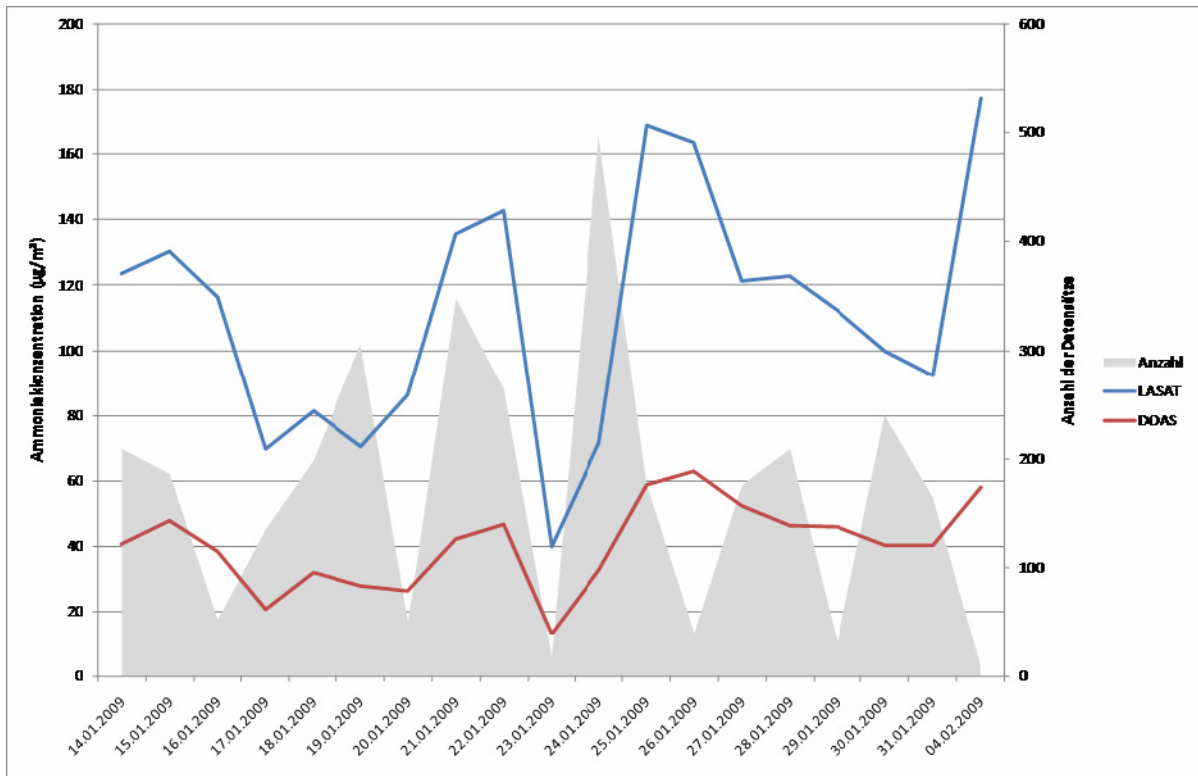


Abbildung A 33: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 18

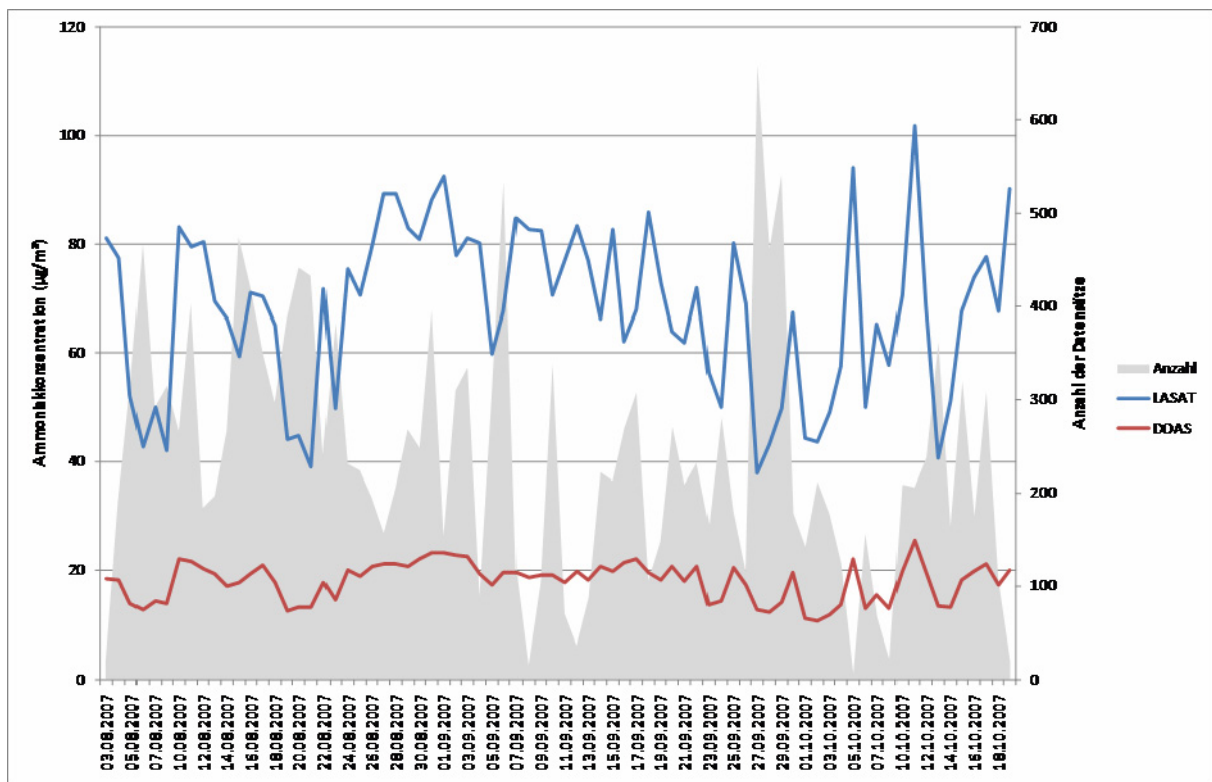


Abbildung A 34: Betrieb 1 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 19

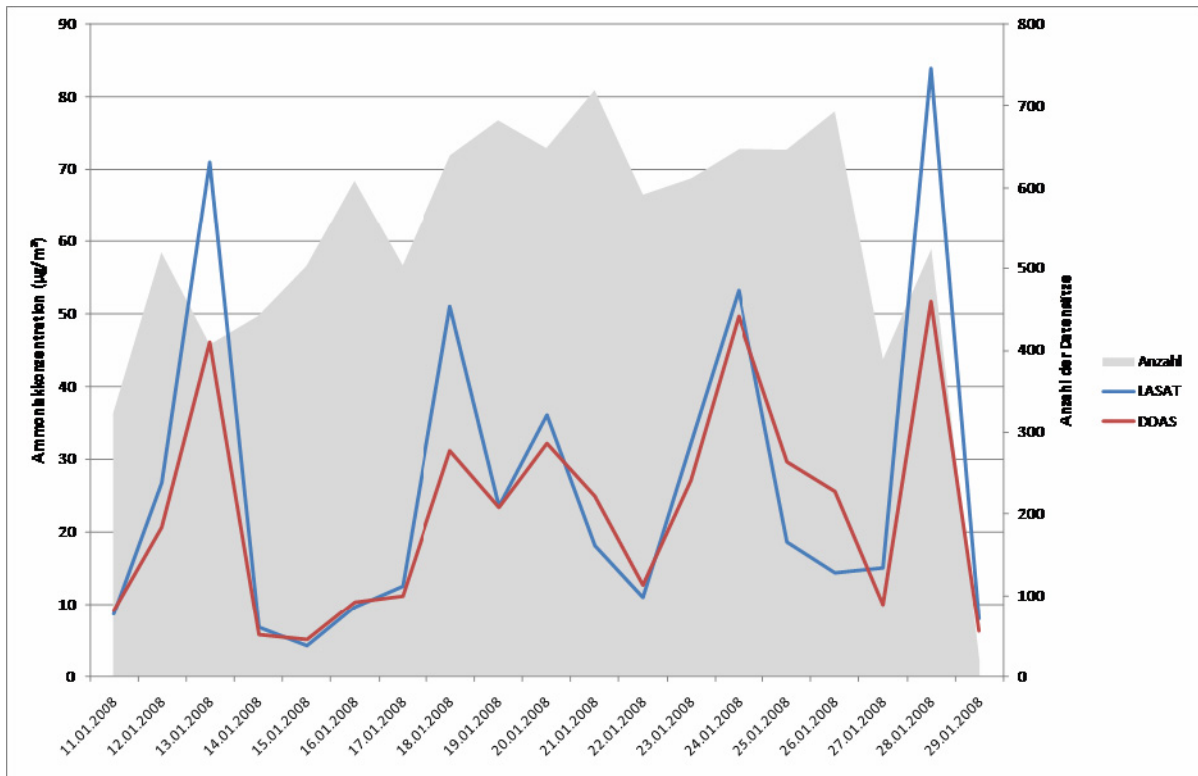


Abbildung A 35: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 21

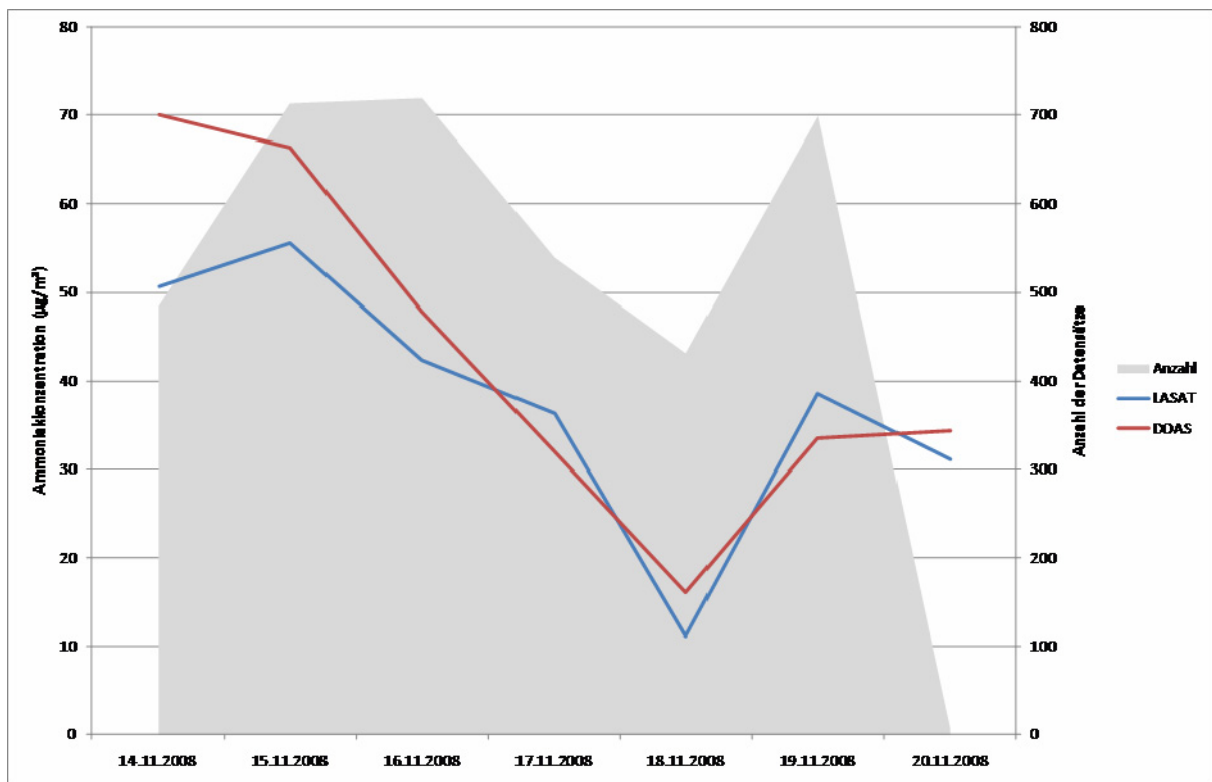


Abbildung A 36: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 22

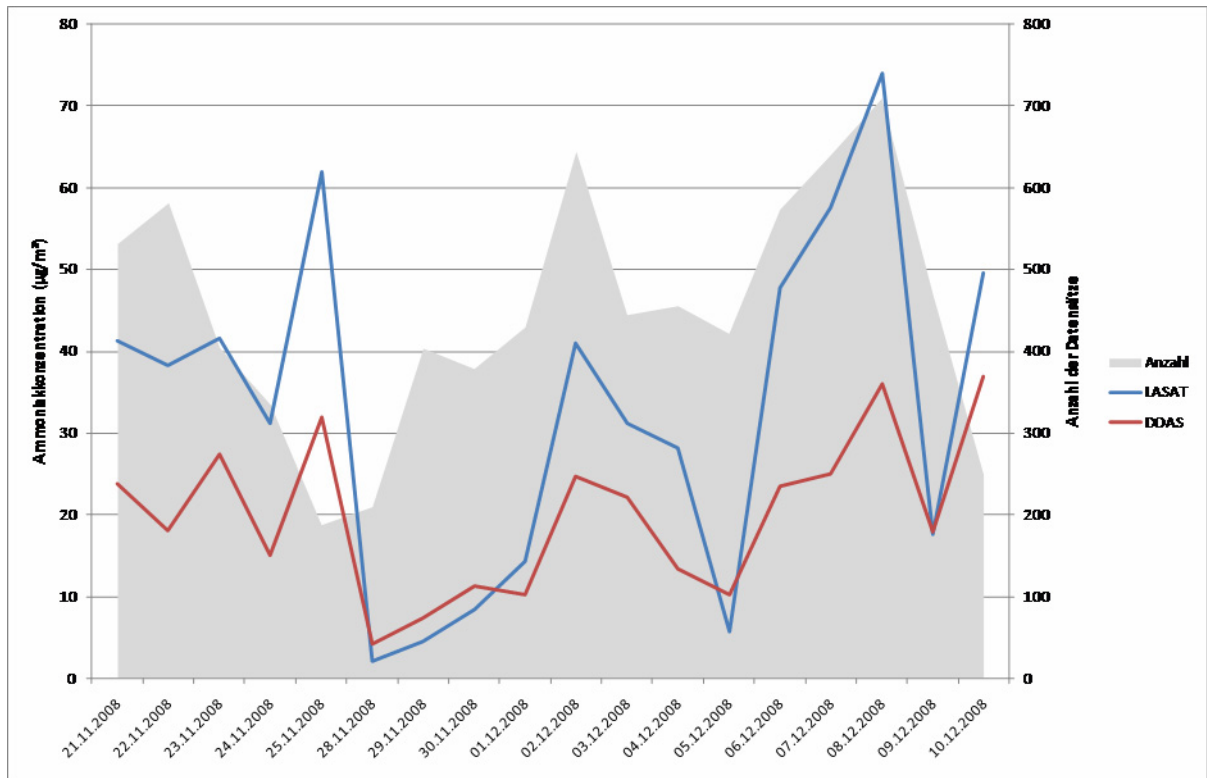


Abbildung A 37: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 23

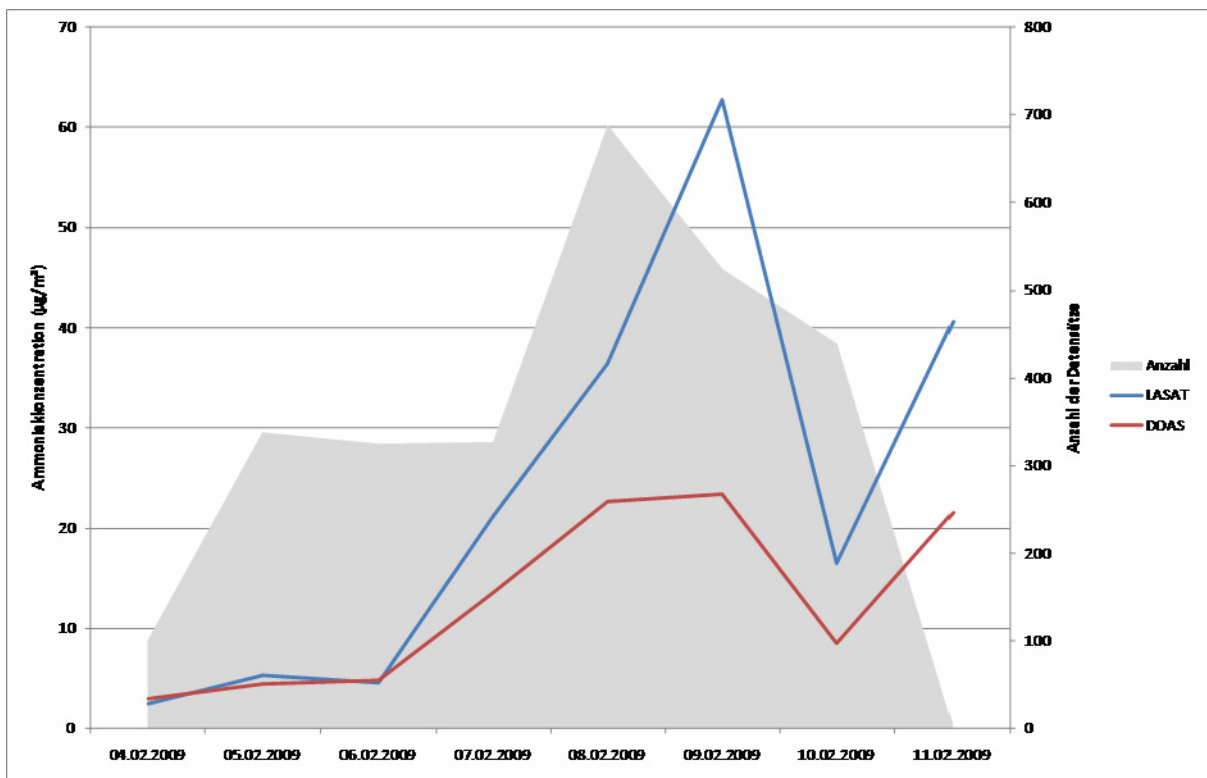


Abbildung A 38: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 24

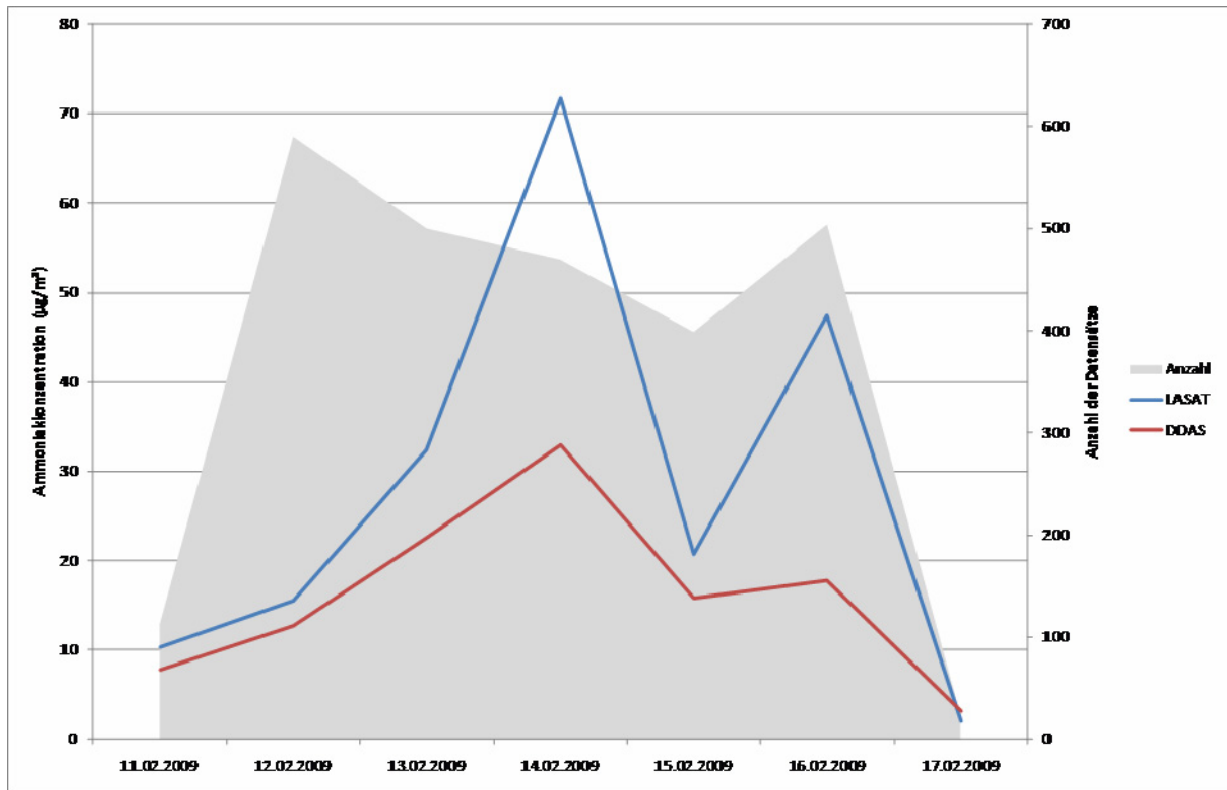


Abbildung A 39: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 25

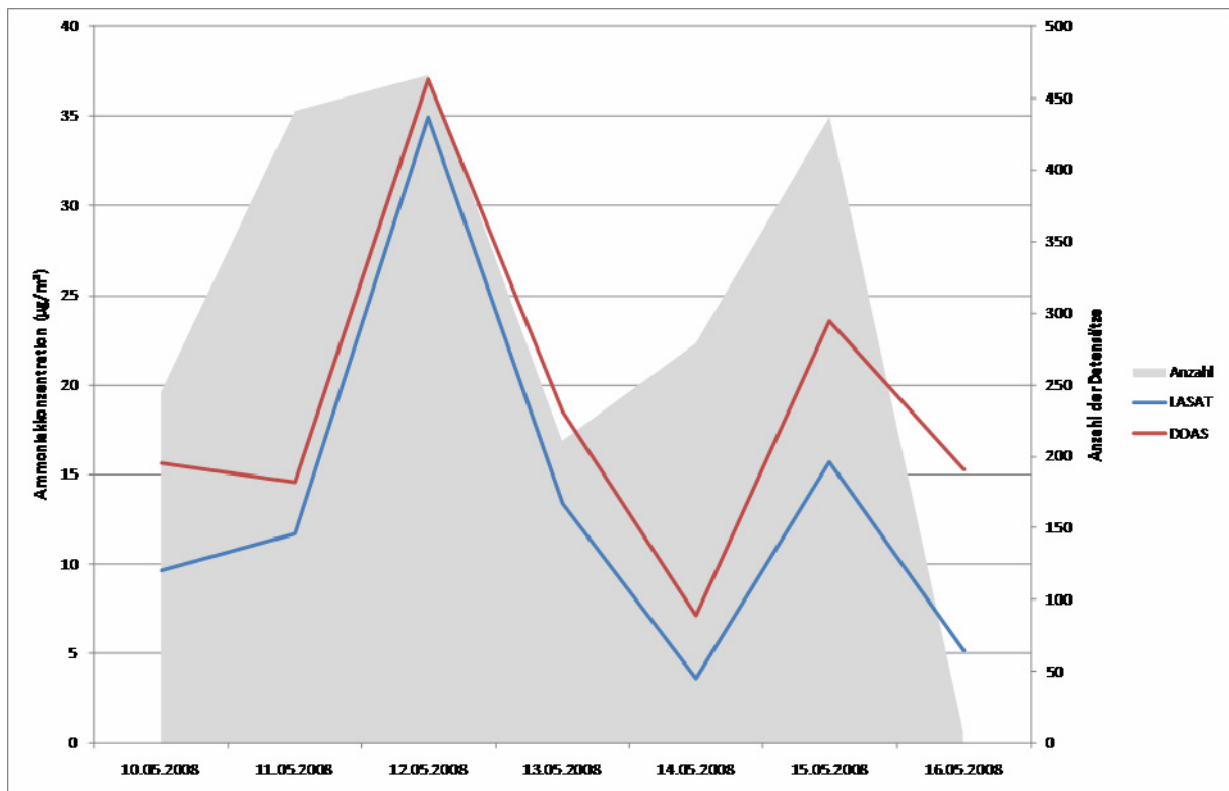


Abbildung A 40: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 27

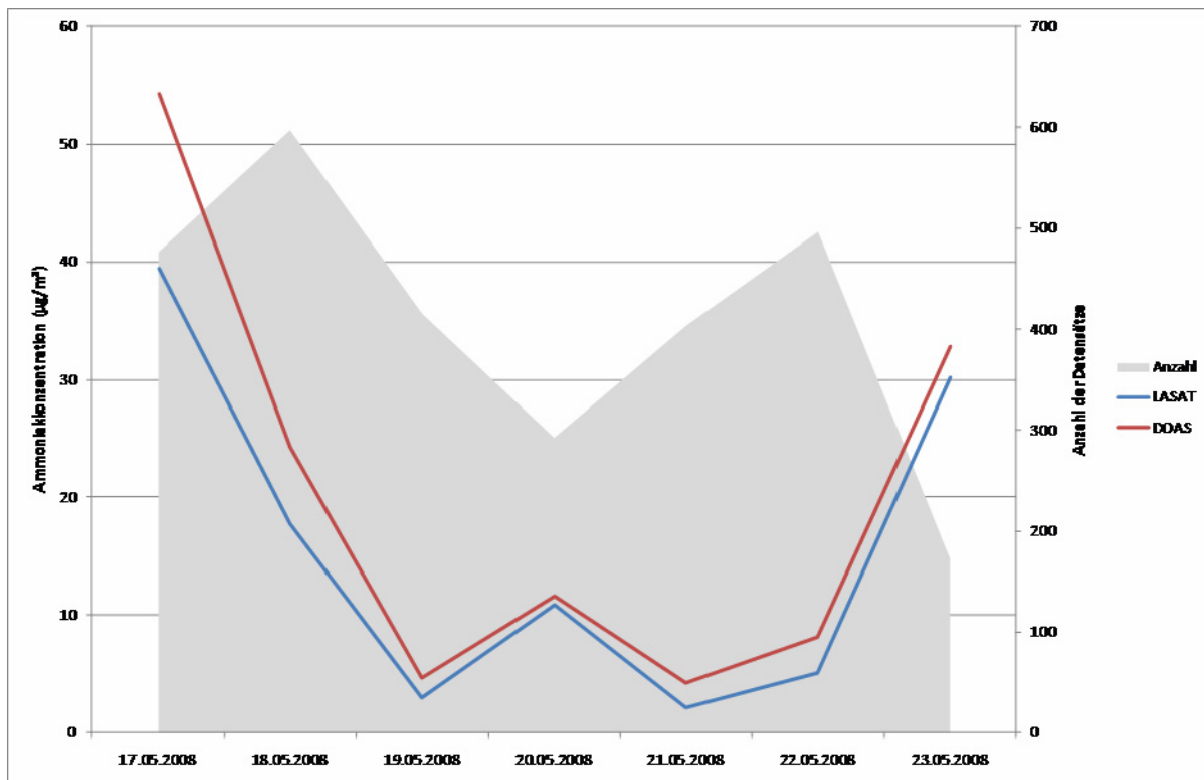


Abbildung A 41: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 28

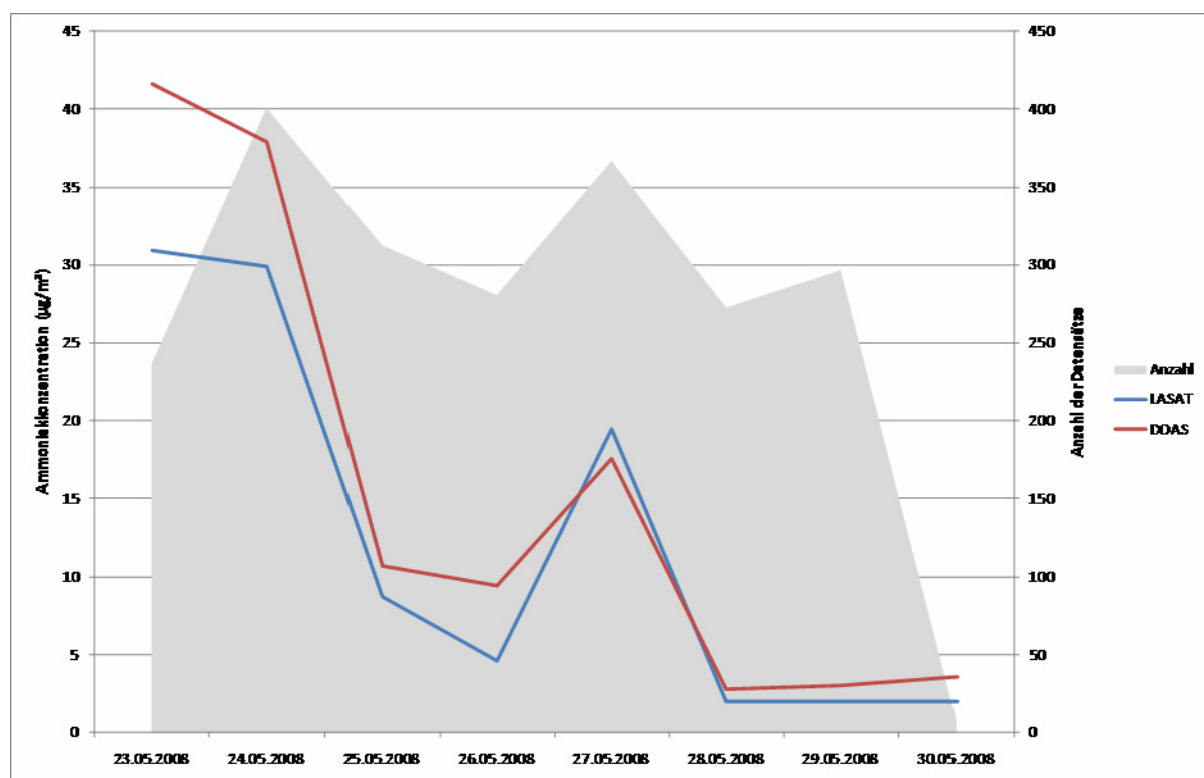


Abbildung A 42: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 29

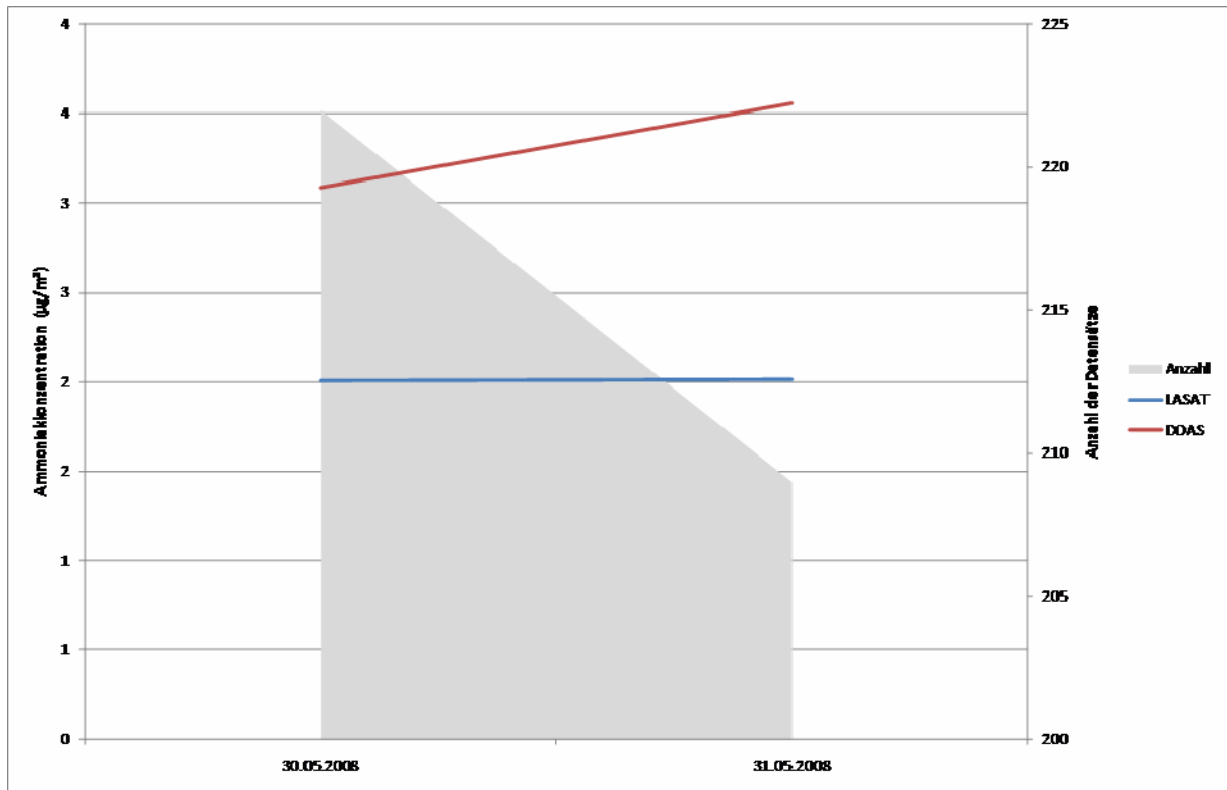


Abbildung A 43: Betrieb 2 – Gegenüberstellung von LASAT-Immissionskenngrößen und DOAS-Messwerten für Episode 30

Tabelle A 1: Betrieb 2 – Meteorologische Stundenmittelwerte zur Beschreibung der Wetterlage während der Untersuchungen zur Volumenstrommessung am 04.06.2008, 16.07.2008 und 28.07.2008

Datum	Uhrzeit	Windgeschwindigkeit		Windrichtung	Luftdruck	Globalstrahlung	Lufttemperatur	rel. Luftfeuchte
		mittlere	maximale					
	[h]	[m/s]		[Grad]	[kPa]	[W/m ²]	[°C]	[%]
04.06.2008	09:00	2,7	5,9	69	995	381	17,6	74
	10:00	2,9	6,2	58	995	725	20,3	67
	11:00	3,4	7,6	70	995	770	23,3	56
	12:00	4,7	10,3	65	995	845	25,2	47
	13:00	5,1	10,8	67	995	824	26,3	40
	14:00	5,8	13,9	62	994	760	26,8	35
	15:00	5,5	11,2	65	994	645	27,1	31
16.07.2008	08:00	2,6	4,7	238	1001	73	18,0	80
	09:00	3,2	5,9	236	1001	148	18,8	76
	10:00	3,5	6,2	230	1000	190	19,6	74
	11:00	4,2	9,4	233	1000	360	20,9	69
	12:00	3,5	7,1	251	999	175	20,9	69
	13:00	3,9	10	255	999	198	20,9	69
	14:00	4,9	11,8	243	998	363	21,4	65
	15:00	5,0	11	246	998	324	22,2	60
	16:00	4,4	11,1	251	997	231	21,8	61
	17:00	3,9	8,5	256	997	222	22,1	62
16.07.2008	18:00	8,3	14,9	319	997	189	20,2	75
	19:00	7,2	14,7	325	997	28	16,8	81
	20:00	3,4	6,4	282	998	2	16,0	83
28.07.2008	08:00	1,5	3	66	1001	383	22,7	63
	09:00	2,0	3,8	64	1002	534	25,6	55
	10:00	3,0	7,5	61	1001	661	28,2	42
	11:00	3,9	7,5	83	1001	760	29,9	31
	12:00	3,7	8,5	91	1001	814	30,9	30
	13:00	3,9	9,3	91	1001	822	31,3	29
	14:00	4,2	11	106	1000	782	31,9	28
	15:00	5,0	11,8	93	1000	705	32,3	25

Datum	Uhrzeit	Windgeschwindigkeit		Windrichtung	Luftdruck	Globalstrahlung	Lufttemperatur	rel. Luftfeuchte
		mittlere	maximale					
	[h]	[m/s]	[m/s]	[Grad]	[kPa]	[W/m ²]	[°C]	[%]
	16:00	5,1	9,9	95	1000	582	32,4	25
	17:00	4,7	11,2	95	999	436	32,3	27
	18:00	4,2	8	85	999	275	32,0	28
	19:00	2,9	6,7	94	999	125	31,0	31
	20:00	1,3	3,4	95	999	23	28,4	40

Tabelle A 2: Betrieb 2 – Meteorologische Daten zur Beschreibung der Wetterlage während der Stallluftuntersuchung vom 17.09.2008 bis 06.10.2008

Datum	Windgeschwindigkeit		Windrichtung	Luftdruck Mittelwert	Globalstrahlung Summe	Temperatur			relative Luftfeuchte Mittelwert	Niederschlag Summe
	Mittelwert	Maximum				Mittelwert	Minimum	Maximum		
	[m/s]	[m/s]		[kPa]	[W/m ²]	[°C]			[%]	[l/m ²]
17.09.08	1,7	6,5	NWW	1006	1999	9,1	6,5	12,5	72,5	0
18.09.08	1,5	6,6	N	1007	2606	9,6	5,1	15,4	74,1	0
19.09.08	2,3	9,0	NNW	1008	1532	9,9	5,7	13,9	80,6	0
20.09.08	3,0	10,8	NNW	1011	1308	10,9	8,8	13,5	80,2	0
21.09.08	2,2	9,2	NNO	1004	2262	11,4	9,0	15,7	86,9	12
22.09.08	1,5	6,5	N	1000	1520	10,1	8,0	14,0	95,0	2,6
23.09.08	2,7	9,2	NNW	998	1782	10,8	7,7	16,1	92,6	0,1
24.09.08	2,4	10,4	NNO	1004	1669	12,3	9,4	15,5	88,3	4
25.09.08	2,7	11,4	NOO	1011	1877	11,5	5,8	14,6	82,9	0
26.09.08	1,4	8,4	N	1016	3476	9,7	2,4	17,5	84,2	0
27.09.08	1,7	7,0	SSW	1014	3279	9,7	3,6	16,7	90,2	0
28.09.08	2,5	10,0	SSW	1005	3815	10,9	3,7	18,8	83,8	0,1
29.09.08	2,6	13,4	SWW	998	2008	11,4	8,0	16,3	84,7	2,5
30.09.08	4,4	15,4	SWW	990	2127	10,8	9,5	14,0	84,0	3,3
01.10.08	7,5	27,1	SWW	981	956	12,7	9,8	16,4	81,6	9,3
02.10.08	5,1	21,4	SWW	985	2692	11,3	7,6	14,9	72,2	0,4
03.10.08	2,6	13,5	SSW	990	1864	8,1	3,9	11,7	80,1	0
04.10.08	2,7	10,4	SSW	996	2257	6,8	2,3	12,4	86,0	0
05.10.08	3,2	9,8	S	993	3121	10,2	3,8	15,9	71,2	0
06.10.08	1,5	9,0	SWW	995	648	11,6	10,3	13,4	93,1	3,1

Tabelle A 3: Betrieb 1 – Rohdaten der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern; Bestimmungsgrenze: 0,7 µg/m³

Messpunkt	Datum von	Datum bis	Mittelwert [µg/m ³]	RSD [%]
5 F	01.10.07 7:30	29.10.07 9:00	80,6	10,86
5 F	29.10.07 9:00	03.12.07 15:30	67,9	4,35
5 F	03.12.07 15:30	03.01.08 7:15	55,7	0,87
5 F	03.01.08 7:15	28.01.08 16:00	50,7	3,73
5 F	28.01.08 16:00	03.03.08 7:30	60,3	1,78
170 K	28.01.08 16:00	03.03.08 7:30	4,6	5,7
290 K	28.01.08 16:00	03.03.08 7:30	2,3	4,2
390 K	28.01.08 16:00	03.03.08 7:30	1,5	4,5
500 K	28.01.08 16:00	03.03.08 7:30	1,4	4,9
5 F	03.03.08 7:30	31.03.08 8:45	61,0	1,1
170 K	03.03.08 7:30	31.03.08 8:45	3,6	2,1
290 K	03.03.08 7:30	31.03.08 8:45	1,9	8,1
390 K	03.03.08 7:30	31.03.08 8:45	1,3	9,9
500 K	03.03.08 7:30	31.03.08 8:45	1,0	4,8
REF	03.03.08 7:30	31.03.08 8:45	1,2	4,1
5 F	31.03.08 8:45	28.04.08 8:50	76,5	1,7
170 K	31.03.08 8:45	28.04.08 8:50	3,5	2,0
290 K	31.03.08 8:45	28.04.08 8:50	2,0	2,0
390 K	31.03.08 8:45	28.04.08 8:50	1,4	5,6
500 K	31.03.08 8:45	28.04.08 8:50	1,1	4,8
REF	31.03.08 8:45	28.04.08 8:50	1,6	3,3
5 F	28.04.08 8:50	02.06.08 16:10	49,6	1,8
170 K	28.04.08 8:50	02.06.08 15:00	2,5	2,0
290 K	28.04.08 8:50	02.06.08 15:25	1,3	10,0
390 K	28.04.08 8:50	02.06.08 15:50	1,1	4,0
500 K	28.04.08 8:50	02.06.08 15:35	1,0	14,0
REF	28.04.08 8:50	02.06.08 14:45	1,7	4,7
5 F	02.06.08 16:10	30.06.08 8:35	99,1	6,0
170 K	02.06.08 15:00	30.06.08 8:10	6,9	12,7
290 K	02.06.08 15:25	30.06.08 7:15	3,4	19,0
390 K	02.06.08 15:50	30.06.08 7:30	2,6	23,7
500 K	02.06.08 15:35	30.06.08 7:50	2,2	28,1

Messpunkt	Datum von	Datum bis	Mittelwert [µg/m³]	RSD [%]
REF	02.06.08 14:45	30.06.08 8:55	2,7	27,5
5 F	30.06.08 8:35	28.07.08 8:45	63,0	6,7
170 K	30.06.08 8:10	28.07.08 7:20	4,5	9,9
290 K	30.06.08 7:15	28.07.08 7:40	2,0	13,0
390 K	30.06.08 7:30	28.07.08 8:00	1,4	14,8
500 K	30.06.08 7:50	28.07.08 8:20	0,9	13,2
REF	30.06.08 8:55	28.07.08 9:05	1,7	3,6
5 F	28.07.08 8:45	01.09.08 8:50	71,2	9,1
170 K	28.07.08 7:20	01.09.08 8:25	6,6	3,9
290 K	28.07.08 7:40	01.09.08 7:25	3,0	4,8
390 K	28.07.08 8:00	01.09.08 7:45	2,1	4,3
500 K	28.07.08 8:20	01.09.08 8:00	1,9	1,1
REF	28.07.08 9:05	01.09.08 9:15	2,9	4,4
5 F	01.09.08 8:50	29.09.08 8:40	71,7	5,7
170 K	01.09.08 8:25	29.09.08 7:20	4,4	4,1
290 K	01.09.08 7:25	29.09.08 7:45	2,2	5,1
390 K	01.09.08 7:45	29.09.08 8:05	1,7	6,1
500 K	01.09.08 8:00	29.09.08 8:20	1,5	7,1
REF	01.09.08 9:15	29.09.08 9:00	2,7	2,5
5 F	29.09.08 8:40	03.11.08 8:40	83,6	2,5
170 K	29.09.08 7:20	03.11.08 8:20	4,4	5,4
290 K	29.09.08 7:45	03.11.08 7:20	2,2	6,6
390 K	29.09.08 8:05	03.11.08 7:40	1,8	8,8
500 K	29.09.08 8:20	03.11.08 8:00	1,7	7,5
REF	29.09.08 9:00	03.11.08 9:05	2,4	7,5
5 F	03.11.08 8:40	01.12.08 11:00	68,0	3,8
170 K	03.11.08 8:20	01.12.08 10:00	3,5	3,6
290 K	03.11.08 7:20	01.12.08 10:15	1,3	12,3
390 K	03.11.08 7:40	01.12.08 10:30	<0,7	n. b.
500 K	03.11.08 8:00	01.12.08 10:40	<0,7	n. b.
REF	03.11.08 9:05	01.12.08 11:15	1,1	4,8
5 F	01.12.08 11:00	29.12.08 12:30	38,8	3,1

Messpunkt	Datum von	Datum bis	Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	RSD [%]
170 K	01.12.08 10:00	29.12.08 11:45	2,8	2,5
290 K	01.12.08 10:15	29.12.08 12:00	0,9	15,4
390 K	01.12.08 10:30	29.12.08 12:10	<0,7	n. b.
500 K	01.12.08 10:40	29.12.08 12:20	<0,7	n. b.
REF	01.12.08 11:15	29.12.08 12:45	0,9	0,8
5 F	29.12.08 12:30	02.02.09 8:50	28,8	7,7
170 K	29.12.08 11:45	02.02.09 8:15	1,4	16,2
290 K	29.12.08 12:00	02.02.09 8:30	<0,7	n. b.
390 K	29.12.08 12:10	02.02.09 8:35	<0,7	n. b.
500 K	29.12.08 12:20	02.02.09 8:45	<0,7	n. b.
REF	29.12.08 12:45	02.02.09 9:00	<0,7	n. b.

n. b. = nicht bestimmbar

Tabelle A 4: Betrieb 2 – Rohdaten der Ammoniakmessungen mit Passivsammlern Bestimmungsgrenze: 0,7 µg/m³

Messpunkt	Datum von	Datum bis	Mittelwert [µg/m ³]	RSD [%]
10 F	04.04.08 9:15	28.04.08 8:50	9,2	4,1
280 K	04.04.08 9:15	28.04.08 8:50	2,3	3,2
350 K	04.04.08 9:15	28.04.08 8:50	1,9	6,5
425 K	04.04.08 9:15	28.04.08 8:50	1,9	4,0
515 K	04.04.08 9:15	28.04.08 8:50	1,6	7,3
REF	04.04.08 9:15	28.04.08 8:50	1,9	7,3
10 F	28.04.08 8:50	03.06.08 8:30	15,5	3,5
280 K	28.04.08 8:50	03.06.08 8:50	3,6	5,4
350 K	28.04.08 8:50	03.06.08 9:10	3,0	3,8
425 K	28.04.08 8:50	03.06.08 9:30	2,7	3,2
515 K	28.04.08 8:50	03.06.08 9:50	2,1	3,7
REF	28.04.08 8:50	03.06.08 8:15	2,9	4,7
10 F	03.06.08 8:30	30.06.08 11:10	20,0	15,1
280 K	03.06.08 8:50	30.06.08 11:30	4,5	19,5
350 K	03.06.08 9:10	30.06.08 11:50	4,1	11,9
425 K	03.06.08 9:30	30.06.08 12:10	3,9	14,7
515 K	03.06.08 9:50	30.06.08 12:25	3,1	20,9
REF	03.06.08 8:15	30.06.08 10:50	3,0	19,2
10 F	30.06.08 11:10	28.07.08 11:25	16,0	3,9
280 K	30.06.08 11:30	28.07.08 11:45	3,0	7,9
350 K	30.06.08 11:50	28.07.08 12:05	2,8	2,1
425 K	30.06.08 12:10	28.07.08 12:25	2,4	5,9
515 K	30.06.08 12:25	28.07.08 12:50	1,4	10,1
REF	30.06.08 10:50	28.07.08 11:10	2,1	3,9
10 F	28.07.08 11:25	01.09.08 10:55	28,6	1,7
280 K	28.07.08 11:45	01.09.08 11:15	5,0	3,9
350 K	28.07.08 12:05	01.09.08 11:35	4,7	7,6
425 K	28.07.08 12:25	01.09.08 11:55	4,0	1,8
515 K	28.07.08 12:50	01.09.08 12:15	2,9	3,9
REF	28.07.08 11:10	01.09.08 10:35	2,8	2,7
10 F	01.09.08 10:55	29.09.08 10:50	12,1	3,3
280 K	01.09.08 11:15	29.09.08 11:10	3,0	5,6

Messpunkt	Datum von	Datum bis	Mittelwert [µg/m³]	RSD [%]
350 K	01.09.08 11:35	29.09.08 11:30	2,6	6,5
425 K	01.09.08 11:55	29.09.08 11:45	2,6	4,7
515 K	01.09.08 12:15	29.09.08 12:05	2,0	6,7
REF	01.09.08 10:35	29.09.08 10:30	4,3	5,9
10 F	29.09.08 10:50	03.11.08 10:50	18,1	4,1
280 K	29.09.08 11:10	03.11.08 11:10	4,1	4,6
350 K	29.09.08 11:30	03.11.08 11:30	3,7	3,2
425 K	29.09.08 11:45	03.11.08 11:40	3,3	5,7
515 K	29.09.08 12:05	03.11.08 11:50	2,2	6,2
REF	29.09.08 10:30	03.11.08 11:30	2,4	8,2
10 F	03.11.08 10:50	01.12.08 8:30	9,2	0,8
280 K	03.11.08 11:10	01.12.08 8:35	3,9	2,8
350 K	03.11.08 11:30	01.12.08 8:45	3,4	3,6
425 K	03.11.08 11:40	01.12.08 8:50	2,4	0,9
515 K	03.11.08 11:50	01.12.08 9:00	1,8	13,9
REF	03.11.08 11:30	01.12.08 9:10	4,5	4,0
10 F	01.12.08 8:30	29.12.08 10:00	6,1	1,1
280 K	01.12.08 8:35	29.12.08 10:25	1,1	2,3
350 K	01.12.08 8:45	29.12.08 10:30	0,9	4,5
425 K	01.12.08 8:50	29.12.08 10:40	1,2	12,4
515 K	01.12.08 9:00	29.12.08 10:50	<0,7	n. b.
REF	01.12.08 9:10	29.12.08 11:00	1,5	2,6
10 F	29.12.08 10:00	03.02.09 12:50	4,4	14,0
280 K	29.12.08 10:25	03.02.09 13:00	0,9	22,5
350 K	29.12.08 10:30	03.02.09 13:05	0,8	31,2
425 K	29.12.08 10:40	03.02.09 13:10	<0,7	n. b.
515 K	29.12.08 10:50	03.02.09 13:15	<0,7	n. b.
REF	29.12.08 11:00	03.02.09 13:30	1,1	37,0
10 F	03.02.09 12:50	02.03.09 8:35	4,8	14,1
280 K	03.02.09 13:00	02.03.09 8:50	1,1	38,7
350 K	03.02.09 13:05	02.03.09 9:05	<0,7	n. b.
425 K	03.02.09 13:10	02.03.09 9:20	<0,7	n. b.
515 K	03.02.09 13:15	02.03.09 9:35	<0,7	n. b.

Messpunkt	Datum von	Datum bis	Mittelwert [µg/m³]	RSD [%]
REF	03.02.09 13:30	02.03.09 9:50	<0,7	n. b.
10 F	02.03.09 8:35	31.03.09 10:45	10,3	3,9
280 K	02.03.09 8:50	31.03.09 10:50	4,9	5,5
350 K	02.03.09 9:05	31.03.09 11:00	4,3	2,3
425 K	02.03.09 9:20	31.03.09 11:10	3,5	4,3
515 K	02.03.09 9:35	31.03.09 11:15	2,4	5,6
REF	02.03.09 9:50	31.03.09 10:30	1,9	5,3

n. b. = nicht bestimmbar

Tabelle A 5: Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 1 – Perzentile der Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichungen (RSD)

Kategorie	Messpunkt	Perzentile						
		5	10	25	50	75	90	95
Messwert [µg/m ³]	5 F	28,827	35,788	51,937	65,404	75,293	88,225	-
	170 K	1,440	1,762	2,993	3,982	4,591	6,771	-
	290 K	0,918	0,988	1,292	2,031	2,270	3,281	-
	390 K	1,114	1,114	1,311	1,508	1,913	-	-
	500 K	0,940	0,940	0,991	1,358	1,801	-	-
	REF	0,902	0,920	1,169	1,731	2,701	2,902	-
RSD [%]	5 F	0,874	1,007	1,781	3,752	6,539	9,639	-
	170 K	1,994	2,002	2,187	3,960	8,873	15,131	-
	290 K	1,967	2,421	4,789	8,117	13,000	18,293	-
	390 K	3,998	3,998	4,404	6,128	12,328	-	-
	500 K	1,117	1,117	4,783	7,057	13,589	-	-
	REF	0,803	0,974	3,085	4,274	5,490	25,446	-

- = Perzentil nicht berechenbar hellgrün unterlegte Felder = Grenzen der Boxen der Box- und Whisker-Plots

Tabelle A 6:

Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 1 – Mittelwerte der Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichungen (RSD) sowie deren Standardfehler

Kategorie	Messpunkt	n	Mittelwert	Standardfehler
Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	5 F	16	64,1	4,3
	170 K	12	4,1	0,4
	290 K	11	2,0	0,2
	390 K	9	1,6	0,2
	500 K	9	1,4	0,2
	REF	10	1,9	0,2
RSD [%]	5 F	16	4,4	0,8
	170 K	12	5,8	1,3
	290 K	11	9,1	1,6
	390 K	9	9,1	2,2
	500 K	9	9,5	2,7
	REF	10	6,3	2,4

n = Stichprobenumfang

Tabelle A 7: Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 2 – Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichung (RSD)

Kategorie	Messpunkt	Perzentile						
		5	10	25	50	75	90	95
Messwert [µg/m³]	10 K	4,360	4,498	6,838	11,190	17,578	26,000	-
	280 K	0,850	0,931	1,420	3,315	4,390	4,956	-
	350 K	0,810	0,830	1,910	3,030	4,130	4,644	-
	425 K	1,160	1,234	2,290	2,655	3,583	4,025	-
	515 K	1,400	1,400	1,670	2,060	2,660	-	-
	REF	1,050	1,138	1,890	2,370	2,960	4,486	-
RSD [%]	10 K	0,810	0,897	2,083	3,905	11,510	14,800	-
	280 K	2,310	2,469	3,335	5,425	16,615	33,824	-
	350 K	2,130	2,156	3,170	4,500	7,590	27,338	-
	425 K	0,850	0,948	2,880	4,490	7,553	14,451	-
	515 K	3,730	3,730	4,745	6,710	12,005	-	-
	REF	2,560	2,584	3,860	5,320	8,220	33,450	-

- = Perzentil nicht berechenbar hellgrün unterlegte Felder = Grenzen der Boxen der Box- und Whisker-Plots

Tabelle A 8:

Statistische Kennwerte der Passivsammlermessungen Betrieb 2 – Mittelwerte der Ammoniakkonzentrationen (Messwert) und Verfahrensstandardabweichungen (RSD) sowie deren Standardfehler

Kategorie	Messpunkt	n	Mittelwert	Standardfehler
Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	10 K	12	12,8	2,1
	280 K	12	3,1	0,4
	350 K	12	2,9	0,4
	425 K	12	2,8	0,3
	515 K	12	2,2	0,2
	REF	12	2,6	0,3
RSD [%]	10 K	12	5,8	1,5
	280 K	12	10,2	3,2
	350 K	11	7,6	2,5
	425 K	10	5,8	1,4
	515 K	9	8,7	1,9
	REF	11	9,2	3,1

n = Stichprobenumfang

Tabelle A 9: Betrieb 1 – Stoffeinträge und Kronenraumbilanzen entlang der Passivsammler-/Bulk-Sammlermesstrasse

Messpunkt	Stofffluss	H	K	Ca	Mg	Na	NH ₄ -N	Cl	NO ₃ -N	SO ₄ -S	Norg	Niederschlag
		[kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]										[mm]
REF	FN	0,02	4,69	2,92	0,94	3,56	11,98	6,34	4,71	6,32	1,91	703
170 K	KR	0,00	10,75	4,99	1,56	6,80	20,61	13,61	11,25	9,29	n. b.	423
170 K	GD	1,73	8,94	5,56	1,79	6,80	24,07	13,61	11,25	9,29	-	-
REF	FN	0,02	4,69	2,92	0,94	3,56	11,98	6,34	4,71	6,32	1,91	703
290 K	KR	0,01	8,00	4,67	1,37	4,13	12,22	7,96	8,08	6,65	0,95	497
290 K	GD	1,56	5,43	3,38	1,09	4,13	20,94	7,96	8,08	6,65	-	-
REF	FN	0,02	4,69	2,92	0,94	3,56	11,98	6,34	4,71	6,32	1,91	703
390 K	KR	0,02	5,40	4,77	1,33	3,69	11,11	6,86	7,47	5,93	1,19	472
390 K	GD	1,50	4,85	3,02	0,97	3,69	19,58	6,86	7,47	5,93	-	-
REF	FN	0,02	4,69	2,92	0,94	3,56	11,98	6,34	4,71	6,32	1,91	703
500 K	KR	0,04	6,70	4,80	1,35	3,72	8,08	7,14	6,48	5,44	1,46	455
500 K	GD	1,40	4,89	3,04	0,98	3,72	16,11	7,14	6,48	5,44	-	-
5 F	FN	0,00	5,87	3,45	1,02	4,17	31,12	7,65	6,51	7,89	1,45*	742

REF = Referenz, FN = Freiland, KR = Kronentraufe, GD = Gesamtdeposition, n. b. = nicht bestimmbar, - = nicht durch Kronenraumbilanzmodell erfasst

Tabelle A 10: Betrieb 2 – Stoffeinträge und Kronenraumbilanzen entlang der Passivsammler-/Bulk-Sammlermess-trasse

Messpunkt	Stofffluss	H	K	Ca	Mg	Na	NH ₄ -N	Cl	NO ₃ -N	SO ₄ -S	Norg	Niederschlag
REF	FN	0,01	3,02	3,51	0,80	3,77	8,97	6,01	5,08	5,05	0,53	718
10 K	KR	0,00	18,17	6,07	2,05	4,14	16,49	8,51	7,21	8,66	0,69	496
10 K	GD	1,34	3,31	3,85	0,87	4,14	18,81	8,51	7,21	8,66	-	-
REF	FN	0,01	3,02	3,51	0,80	3,77	8,97	6,01	5,08	5,05	0,53	718
280 K	KR	0,00	8,43	3,84	1,30	3,64	12,41	6,88	7,43	6,50	0,53	456
280 K	GD	1,24	2,92	3,39	0,77	3,64	17,13	6,88	7,43	6,50	-	-
REF	FN	0,01	3,02	3,51	0,80	3,77	8,97	6,01	5,08	5,05	0,53	718
350 K	KR	0,01	9,78	4,95	1,49	4,55	15,39	8,78	9,03	7,40	0,59	438
350 K	GD	1,34	3,65	4,23	0,96	4,55	18,50	8,78	9,03	7,40	-	-
REF	FN	0,01	3,02	3,51	0,80	3,77	8,97	6,01	5,08	5,05	0,53	718
425 K	KR	0,01	11,49	5,24	1,57	4,23	17,94	8,96	9,39	8,59	0,64	424
425 K	GD	1,49	3,39	3,93	0,89	4,23	20,70	8,96	9,39	8,59	-	-
REF	FN	0,01	3,02	3,51	0,80	3,77	8,97	6,01	5,08	5,05	0,53	718
515 K	KR	0,01	14,05	5,68	1,88	4,16	15,49	8,82	9,73	8,73	0,71	651
515 K	GD	1,53	3,33	3,87	0,88	4,16	21,01	8,82	9,73	8,73	-	-

REF = Referenz, FN = Freiland, KR = Kronentraufe, GD = Gesamtdeposition, n. b. = nicht bestimmbar, - = nicht durch Kronenraumbilanzmodell erfasst

Tabelle A 11: Betrieb 1 – Monatliche Nitratstickstoffdeposition in [kg·ha⁻¹]

Monat/Jahr	Messpunkt					
	5 F	170 K	290 K	390 K	500 K	REF
10/2007	0,24	-	-	-	-	-
11/2007	0,70	-	-	-	-	-
12/2007	0,46	-	-	-	-	-
01/2008	0,40	-	-	-	-	-
02/2008	0,68	0,92	0,73	0,57	0,46	0,39
03/2008	0,50	0,66	0,44	0,38	0,39	0,30
04/2008	0,85	1,21	0,77	0,78	0,72	0,71
05/2008	0,54	0,35	0,32	0,33	0,09	0,22
06/2008	0,43	1,33	0,99	0,97	0,87	0,39
07/2008	0,56	1,22	0,83	0,82	0,73	0,52
08/2008	0,41	1,19	0,82	0,65	0,61	0,36
09/2008	0,20	0,64	0,45	0,38	0,33	0,27
10/2008	0,60	1,09	0,79	0,73	0,58	0,47
11/2008	0,40	0,73	0,46	0,41	0,35	0,30
12/2008	0,60	1,23	0,76	0,81	0,69	0,53
01/2009	0,73	0,68	0,68	0,64	0,65	0,25
Summe	6,51	11,25	8,08	7,47	6,48	4,71

- = keine Messung

Tabelle A 12: Betrieb 1 – Monatlicher Ammoniumstickstoffeintrag in [kg-ha⁻¹]; REF: nach Kontamination der Probe 08/2008 Ersatz des Messwerts durch Jahresmittelwert

Monat/Jahr	Messpunkt					
	5 F	170 K	290 K	390 K	500 K	REF
10/2007	1,62	-	-	-	-	-
11/2007	8,04	-	-	-	-	-
12/2007	2,52	-	-	-	-	-
01/2008	2,76	-	-	-	-	-
02/2008	3,35	1,88	1,42	1,03	0,77	0,74
03/08	2,38	1,37	0,87	0,77	0,71	0,82
04/2008	3,50	2,72	1,15	1,20	0,83	1,16
05/2008	1,34	0,62	0,73	0,57	0,18	0,67
06/2008	1,57	1,94	1,21	1,45	1,06	0,64
07/2008	2,43	2,17	1,53	1,46	0,99	2,27
08/2008	3,19	2,21	1,20	1,02	0,84	1,00
09/2008	1,31	1,30	0,64	0,56	0,36	2,88
10/2008	3,64	1,77	0,80	0,79	0,44	0,58
11/2008	3,11	1,44	0,78	0,60	0,45	0,41
12/2008	3,62	2,36	1,05	0,91	0,59	0,48
01/2009	1,68	0,83	0,85	0,75	0,86	0,32
Summe	31,12	20,61	12,22	11,11	8,08	11,98

- = keine Messung

Tabelle A 13: Betrieb 2 – Monatlicher Ammoniumstickstoffeintrag in [kg·ha⁻¹]

Monat/Jahr	Messpunkt					
	10 K	280 K	350 K	425 K	515 K	REF
04/2008	1,30	0,88	0,99	1,41	1,12	1,48
05/2008	-	-	-	-	-	-
06/2008	3,08	2,02	2,90	3,24	2,61	1,03
07/2008	1,01	1,03	1,08	1,32	1,09	0,47
08/2008	1,77	1,46	2,02	2,52	2,11	1,80
09/2008	0,69	0,66	0,94	0,95	0,90	0,30
10/2008	1,07	1,18	1,83	2,49	2,44	0,71
11/2008	1,40	0,94	1,18	1,15	1,02	0,82
12/2008	1,68	0,87	1,21	1,31	1,24	0,55
01/2009	1,26	1,10	0,56	0,47	0,22	0,28
02/2009	1,48	0,94	1,03	1,30	1,29	0,48
03/2009	1,75	1,33	1,64	1,78	1,44	1,04
Summe	16,49	12,41	15,39	17,94	15,49	8,97

- = keine Messung

Tabelle A 14: Betrieb 2 – Monatlicher Nitratstoffeintrag in [kg·ha⁻¹]

Monat/Jahr	Messpunkt					
	10 K	280 K	350 K	425 K	515 K	REF
04/2008	0,77	0,60	0,70	0,81	0,68	1,00
05/2008	-	-	-	-	-	-
06/2008	0,79	1,19	1,49	1,62	1,74	0,59
07/2008	0,55	0,57	0,67	0,64	0,61	0,25
08/2008	0,88	0,88	1,04	1,18	1,29	0,44
09/2008	0,51	0,45	0,61	0,55	0,61	0,19
10/2008	0,81	0,72	1,02	1,30	1,46	0,52
11/2008	0,50	0,45	0,55	0,53	0,55	0,38
12/2008	0,70	0,57	0,78	0,71	0,70	0,39
01/2009	0,27	0,64	0,46	0,29	0,24	0,28
02/2009	0,71	0,74	0,91	0,96	1,07	0,45
03/2009	0,73	0,62	0,81	0,82	0,77	0,58
Summe	7,21	7,43	9,03	9,39	9,73	5,08

- = keine Messung

Tabelle A 15:

Betrieb 1 – Pearson-Korrelationsmatrizes ausgewählter monatlicher Stoff- und Wasserflüsse an den Messpunkten (5 F, 170 K, 290 K, 390 K, 500 K, REF) im Zeitraum Februar 2008 bis Januar 2009

* = Die Korrelation ist auf dem Signifikanzniveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

** = Die Korrelation ist auf dem Signifikanzniveau von 0,01 (2-seitig) signifikant

5 F	NH4-N	H2O	SO4-S	NO3-N	PO4-P	Cl
NH4-N	1,000	0,665(*)	0,419	0,427	-0,285	0,102
H2O		1,000	0,150	0,266	0,107	-0,155
SO4-S			1,000	0,917(**)	-0,204	0,545
NO3-N				1,000	-0,150	0,298
PO4-P					1,000	-0,315
Cl						1,000

170 K	NH4-N	H2O	SO4-S	NO3-N	PO4-P	Cl
NH4-N	1,000	0,699(*)	0,783(**)	0,899(**)	0,482	0,372
H2O		1,000	0,425	0,751(**)	0,257	0,011
SO4-S			1,000	0,732(**)	0,337	0,676(*)
NO3-N				1,000	0,246	0,247
PO4-P					1,000	-0,091
Cl						1,000

Fortsetzung Tabellen A 15:

290 K	NH4-N	H2O	SO4-S	NO3-N	PO4-P	Cl
NH4-N	1,000	0,456	0,473	0,714(**)	0,145	0,182
H2O		1,000	0,436	0,643(*)	0,188	-0,234
SO4-S			1,000	0,768(**)	-0,258	0,307
NO3-N				1,000	-0,056	0,020
PO4-P					1,000	-0,539
Cl						1,000

390 K	NH4-N	H2O	SO4-S	NO3-N	PO4-P	Cl
NH4-N	1,000	0,546	0,508	0,834(**)	0,388	0,039
H2O		1,000	0,415	0,627(*)	0,186	0,008
SO4-S			1,000	0,774(**)	0,311	0,372
NO3-N				1,000	0,290	0,151
PO4-P					1,000	-0,224
Cl						1,000

Fortsetzung Tabellen A 15:

500 K	NH4-N	H2O	SO4-S	NO3-N	PO4-P	Cl
NH4-N	1,000	0,412	0,646(*)	0,834(**)	0,200	0,273
H2O		1,000	0,440	0,612(*)	0,362	-0,104
SO4-S			1,000	0,837(**)	-0,085	0,473
NO3-N				1,000	0,148	0,273
PO4-P					1,000	-0,421
Cl						1,000

REF	NH4-N	H2O	SO4-S	NO3-N	PO4-P	Cl
NH4-N	1,000	0,234	0,589	0,083	,965(**)	-0,059
H2O		1,000	0,617(*)	0,668(*)	0,435	0,335
SO4-S			1,000	0,184	0,953(**)	0,829(**)
NO3-N				1,000	-0,086	-0,167
PO4-P					1,000	0,903(**)
Cl						1,000

Tabelle A 16:

Betrieb 2 – Pearson-Korrelationsmatrizes ausgewählter monatlicher Stoff- und Wasserflüsse an den Messpunkten (10 K, 280 K, 350 K, 424 K, 515 K, REF) im Zeitraum April 2008 bis März 2009

* = Die Korrelation ist auf dem Signifikanzniveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

** = Die Korrelation ist auf dem Signifikanzniveau von 0,01 (2-seitig) signifikant

10 K	NH4-N	SO4-S	NO3-N	PO4-P	H2O
NH4-N	1,000	0,437	0,437	0,718(*)	0,533
SO4-S		1,000	0,143	0,172	0,341
NO3-N			1,000	0,517	0,891(**)
PO4-P				1,000	0,605(*)
H2O					1,000

280 K	NH4-N	SO4-S	NO3-N	PO4-P	H2O
NH4-N	1,000	0,509	0,908(**)	0,829(**)	0,621(*)
SO4-S		1,000	0,525	0,236	0,146
NO3-N			1,000	0,787(**)	0,674(*)
PO4-P				1,000	0,483
H2O					1,000

350 K	NH4-N	SO4-S	NO3-N	PO4-P	H2O
NH4-N	1,000	0,558	0,931(**)	0,815(**)	0,817(**)
SO4-S		1,000	0,602	0,488	0,532
NO3-N			1,000	0,828(**)	0,829(**)
PO4-P				1,000	0,437
H2O					1,000

Fortsetzung Tabellen A 16:

425 K	NH4-N	SO4-S	NO3-N	PO4-P	H2O
NH4-N	1,000	,656(*)	0,963(**)	0,382	0,931(**)
SO4-S		1,000	0,745(**)	0,136	0,693(*)
NO3-N			1,000	0,348	0,941(**)
PO4-P				1,000	0,138
H2O					1,000

515 K	NH4-N	SO4-S	NO3-N	PO4-P	H2O
NH4-N	1,000	0,719(*)	0,967(**)	0,800(**)	0,966(**)
SO4-S		1,000	0,748(**)	0,558	0,683(*)
NO3-N			1,000	0,848(**)	0,951(**)
PO4-P				1,000	0,710(*)
H2O					1,000

REF	NH4-N	SO4-S	NO3-N	PO4-P	H2O
NH4-N	1,000	0,884(**)	0,670(*)	0,683(*)	0,651(*)
SO4-S		1,000	0,856(**)	0,333	0,619(*)
NO3-N			1,000	-0,017	0,488
PO4-P				1,000	0,432
H2O					1,000

Tabelle A 17: Betrieb 1 – AUSTAL 2000-Protokolldatei

```
-- AUSTAL2000-Eingaben erzeugt mit:
-- AUSTAL View Ver. 6.0.0
-- (c) Lakes Environmental Software Inc.
-- ArguSoft GmbH & Co KG
-- Datum: 04.03.2010
-- Datei: C:\AustalVwErgebnisse\Betrieb1AKT2006Goe\ austal2000.txt
=====
-- Optionen Projektion
=====
-- PROJCTN CoordinateSystemLocal
-- DESCPTN ANDERE: Lokales kartesisches Koordinatensystem
-- DATUM European Terrestrial Reference System 1989
-- DTMRGN Europe
-- UTMXY 0.00 0.00
-- LOCALXY 0.00 0.00
=====
-- STEUERUNGS-OPTIONEN
=====
ti "Betrieb1"          'Projekt-Titel
z0 0.50              'Rauhigkeitslänge
qs -1                'Qualitätsstufe
=====
-- METEO-OPTIONEN
=====
-- Stations-ID: 10499
-- Jahr: 01.01.2006 - 31.12.2006
-----
az "C:\AUSBREITUNGSRECHNUNG\AKSAKT2006\104990_2006Goe.akt" 'AKT-Datei
ha 16.00             'Anemometerhöhe (m)
xa 638.00            'x-Koordinate des Anemometers
ya 149.00            'y-Koordinate des Anemometers
=====
-- RECHENGITTER
=====
dd 5      10      20      40      'Zellengröße (m)
x0 720    620    420    20      'x-Koordinate der l.u. Ecke des Gitters
nx 40     40     40     40      'Anzahl Gitterzellen in X-Richtung
y0 222    122    -78    -478  'y-Koordinate der l.u. Ecke des Gitters
ny 40     40     40     40      'Anzahl Gitterzellen in Y-Richtung
nz 19     19     19     19      'Anzahl Gitterzellen in Z-Richtung
os +NOSTANDARD
hh 0 3.0 6.0 10.0 16.0 25.0 40.0 65.0 100.0 150.0 200.0 300.0 400.0 500.0 600.0 700.0 800.0 1000.0 1200.0 1500.0
=====
-- QUELLEN-PARAMETER
=====
-- xq = x-Koordinate der Quelle
-- yq = y-Koordinate der Quelle
-- hq = Höhe der Quelle (m)
-- aq = Länge in X-Richtung (m)
-- bq = Länge in Y-Richtung (m)
-- cq = Länge in Z-Richtung (m)
-- wq = Drehwinkel der Quelle (Grad)
-- vq = Abgasgeschw. der Quelle (m/s)
-- dq = Durchmesser der Quelle (m)
```

-- qq = Wärmestrom der Quelle (MW)
 -- sq = Zeitskala
 -- lq = Flüssigwassergehalt des Schwadens (kg/kg)
 -- rq = Relative Feuchte des Schwadens (%)
 -- tq = Austrittstemperatur (°C)

```
-----
-- QUE_1  QUE_2  QUE_3  QUE_4  QUE_5
xq 887.00  777.50  732.00  848.00  850.00
yq 315.00  361.40  330.00  276.00  338.00
hq 5.50    2.50    2.50    2.50    0.00
aq 12.00   40.90   89.40   47.00   43.00
bq 12.00   11.40   14.60   17.70   21.00
cq 0.00    4.00    4.00    4.00    3.00
wq 313.00  5.00    4.50    95.00   95.40
vq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
dq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
qq 0.000   0.000   0.000   0.000   0.000
sq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
lq 0.0000  0.0000  0.0000  0.0000  0.0000
rq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
tq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
```

-- EMISSIONEN

```
-----
-- QUE_1  QUE_2  QUE_3  QUE_4  QUE_5
nh3 0.0034  0.00192  0.03973  0.02535  0.0252
pm-2 0      0      0      0      0
pm-3 0      0      0      0      0
```

-- GEBÄUDE-PARAMETER

-- xb = x-Koordinate des Gebäudes
 -- yb = y-Koordinate des Gebäudes
 -- ab = Länge in X-Richtung (m)
 -- bb = Länge in Y-Richtung (m)
 -- cb = Länge in Z-Richtung (m)
 -- wb = Drehwinkel des Gebäudes (Grad)

```
-----
-- GEB_1  GEB_2  GEB_3  GEB_4  GEB_5  GEB_6  GEB_7  GEB_8  GEB_9  GEB_10
xb 868.32  759.09  831.73  895.76  823.00  835.50  732.19  847.25  778.46  792.45
yb 385.36  253.53  234.70  315.00  382.75  271.29  330.48  276.24  362.22  296.04
ab 36.73  45.85  24.75  0.00  16.46  13.99  89.01  45.31  39.91  12.91
bb 22.75  19.00  18.29  -16.28  19.63  12.91  12.34  16.64  10.20  10.76
cb 12.00  10.00  10.00  5.00  8.00  10.00  2.00  2.00  2.00  4.00
wb 5.04  4.04  90.00  0.00  101.31  270.00  4.16  94.09  3.87  0.00
```

Tabelle A 18: Betrieb 2 – AUSTAL 2000-Protokolldatei

```
-- AUSTAL2000-Eingaben erzeugt mit:
-- AUSTAL View Ver. 6.0.0
-- (c) Lakes Environmental Software Inc.
-- ArguSoft GmbH & Co KG
-- Datum: 02.03.2010
-- Datei: C:\AustalVwErgebnisse\Betrieb2AKT2006Goe\ austal2000.txt
-- =====
-- Optionen Projektion
-- =====
-- PROJCTN CoordinateSystemLocal
-- DESCPTN ANDERE: Lokales kartesisches Koordinatensystem
-- DATUM European Terrestrial Reference System 1989
-- DTMRGN Europe
-- UTMXY 0.00 0.00
-- LOCALXY 0.00 0.00
-- =====
-- STEUERUNGS-OPTIONEN
-- =====
ti "Betrieb2"          'Projekt-Titel
z0 0.50              'Rauhigkeitslänge
qs 0                 'Qualitätsstufe
-- =====
-- METEO-OPTIONEN
-- =====
-- Stations-ID: 10499
-- Jahr: 01.01.2006 - 31.12.2006
-- -----
az "C:\AUSBREITUNGSRECHNUNG\AKSAKT\2006\104990_2006Goe.akt" 'AKT-Datei
ha 16.00             'Anemometerhöhe (m)
xa 250.00            'x-Koordinate des Anemometers
ya 24.00             'y-Koordinate des Anemometers
-- =====
-- RECHENGITTER
-- =====
dd 4      8      16      32      'Zellengröße (m)
x0 432    352    160    -192    'x-Koordinate der l.u. Ecke des Gitters
nx 88     58     56     50     'Anzahl Gitterzellen in X-Richtung
y0 208    176    -96    -448   'y-Koordinate der l.u. Ecke des Gitters
ny 66     46     54     50     'Anzahl Gitterzellen in Y-Richtung
nz 9      24     24     24     'Anzahl Gitterzellen in Z-Richtung
os +NOSTANDARD
hh 0 3.0 6.0 9.0 12.0 15.0 18.0 21.0 24.0 27.0 31.0 40.0 65.0 100.0 150.0 200.0 300.0 400.0 500.0 600.0 700.0 800.0 1000.0
1200.0 1500.0
-- =====
-- QUELLEN-PARAMETER
-- =====
-- xq = x-Koordinate der Quelle
-- yq = y-Koordinate der Quelle
-- hq = Höhe der Quelle (m)
-- aq = Länge in X-Richtung (m)
-- bq = Länge in Y-Richtung (m)
-- cq = Länge in Z-Richtung (m)
-- wq = Drehwinkel der Quelle (Grad)
```

-- vq = Abgasgeschw. der Quelle (m/s)
 -- dq = Durchmesser der Quelle (m)
 -- qq = Wärmestrom der Quelle (MW)
 -- sq = Zeitskala
 -- lq = Flüssigwassergehalt des Schwadens (kg/kg)
 -- rq = Relative Feuchte des Schwadens (%)
 -- tq = Austrittstemperatur (°C)

```
-----
-- QUE_1  QUE_2  QUE_3  QUE_4  QUE_5  QUE_6  QUE_7
xq 578.00  583.70  568.40  683.00  573.30  556.60  559.30
yq 315.00  342.30  277.60  336.00  297.30  393.70  370.10
hq 2.50    2.50    2.50    2.50    2.50    5.50    0.00
aq 76.00   61.10   39.20   21.80   24.60   22.00   41.60
bq 23.40   29.20   11.20   23.40   13.70   22.40   12.90
cq 2.00    2.00    2.00    2.00    2.00    0.00    2.00
wq 348.80  349.00  88.20   79.80   349.50  315.20  259.40
vq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
dq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
qq 0.000   0.000   0.000   0.000   0.000   0.000   0.000
sq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
lq 0.0000  0.0000  0.0000  0.0000  0.0000  0.0000  0.0000
rq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
tq 0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00    0.00
```

=====
 -- EMISSIONEN
 =====

```
-- QUE_1  QUE_2  QUE_3  QUE_4  QUE_5  QUE_6  QUE_7
nh3 0.06052  0.06699  0.01386  0.0081  0.00446  0.01608  0.01512
```

=====
 -- GEBÄUDE-PARAMETER
 =====

-- xb = x-Koordinate des Gebäudes
 -- yb = y-Koordinate des Gebäudes
 -- ab = Länge in X-Richtung (m)
 -- bb = Länge in Y-Richtung (m)
 -- cb = Länge in Z-Richtung (m)
 -- wb = Drehwinkel des Gebäudes (Grad)

```
-----
-- GEB_01  GEB_02  GEB_03  GEB_04  GEB_05  GEB_06  GEB_07  GEB_08  GEB_10  GEB_11
GEB_12  GEB_13  GEB_18  GEB_19  GEB_14  GEB_15  GEB_16  GEB_17
xb 613.80  604.90  706.20  577.70  583.70  568.40  682.00  573.30  605.60  647.80  541.30  542.10
574.10  702.30  520.10  540.20  572.30  551.70
yb 395.80  392.20  275.30  315.60  342.30  277.60  337.00  297.30  287.30  277.80  298.40  378.00
268.30  238.00  384.50  404.20  394.00  380.60
ab 65.40   6.40    67.60   76.00   61.10   39.20   20.80   24.60   42.70   33.90   57.20   10.00
10.80   11.40   0.00    0.00    0.00    0.00
bb 24.40   4.90    19.20   23.40   29.20   11.20   20.40   13.70   16.70   20.30   41.90   10.90   6.90
7.70   -16.00  -24.00  -32.00  -12.00
cb 4.00    3.00    6.00    2.00    2.00    2.00    2.00    2.00    6.00    6.00    3.00    3.00    4.00
4.00   13.00   8.00    5.00    10.00
wb 347.80  345.00  79.30   348.80  349.00  88.20   79.80   349.50  348.50  349.00  79.20   79.10
351.30  80.10   0.00    0.00    0.00    0.00
```

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Dr. Andrea Kaltz, Dr. Johannes Jacob
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Abteilung 5, Referat 52: Anlagenbezogener Immissionsschutz, Lärm
Dr. Steffen Pache
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Abteilung 9, Referat 92: Tierhaltung Fütterung
Dr. Henning Andreae
Staatsbetrieb Sachsenforst
Abteilung KC40, Referat 43: Bodenmonitoring, Standortserkundung, Labor
Dr. Horst-Günter Kath
Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
Abteilung GB 4: Messnetzbetrieb Luft

Redaktion:

Dr. Andrea Kaltz
Abteilung 5, Referat 52: Anlagenbezogener Immissionsschutz, Lärm
Söbrigener Str. 3a, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-5212
Telefax: + 49 351 2612-5099
E-Mail: andrea.kaltz@smul.sachsen.de

Redaktionsschluss:

05.11.2010

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <http://www.smul.sachsen.de/lfulg/6447.htm> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinarbeit des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.