

**Nachrüstlösungen zur Emissionsminderung dezentral
entlüfteter Stallungen zur Schweinemast**

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften

(Dr. agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität

zu Bonn

vorgelegt am 20. März 2006

von Dipl.-Ing. Richard Hölscher

aus Münster

Referent:

Prof. Dr. W. Büscher

Koreferent:

PD. Dr. B. Diekmann

Tag der mündlichen Prüfung:

02. Juni 2006

„Nachrüstlösungen zur Emissionsminderung dezentral entlüfteter Stallungen zur Schweinemast“

Zwei alternative, nachrüstbare Verfahren zur Emissionsminderung wurden in quasikontinuierlichen Langzeitmessungen hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit zur Minderung von Staub und Ammoniak in zwei unterschiedlichen Stallungen zur Schweinemast über eine Mastperiode hinweg untersucht. Dabei wurden die Staubkonzentration mit Hilfe eines Streulichtspektrometers und die Ammoniak-Konzentration photoakustisch bestimmt.

Beim „Umluftsystem“ wurde die Stallluft eines Abteils von 515 Tieren durch zwei identische Sprühwäscher dauerhaft im Kreislauf geführt. Die Wäscher arbeiteten dabei zur verbesserten Ammoniakabscheidung mit verdünnten Säuren. Es konnte durch die Langzeitmessungen eine Verminderung der Quellstärke von Gesamtstaub um 54 % und von PM10-Staub um 51 % gegenüber der Referenz nachgewiesen werden. Die Quellstärke von Ammoniak nahm um 34 % ab. Dabei reduzierten sich die Innenraumkonzentrationen von Gesamtstaub um 63 %, von PM10-Staub um 60 % und von Ammoniak um 46 %.

Beim „Sprühsystem“ wurde eine Ölgemisch-Wasser-Emulsion unter Hochdruck flächig im Stall vernebelt. Dabei war das Ölgemisch zur Hemmung bzw. Minderung der Bakterien und Viren der Stallluft eine Mischung aus verschiedenen ätherischen Ölen und einem Trägeröl. Durch die zyklische Ausbringung (jede halbe Stunde) dieser Emulsion im Abteil 1 des Maststalles wurde eine quasikontinuierliche Reinigung der Stallluft dieses Abteils erreicht. Die Langzeitmessungen zeigten gegenüber dem Referenzabteil (Abteil 2) eine Verminderung der Quellstärken für Gesamtstaub um 68 %, für PM10-Staub um 65 % und für Ammoniak um 28 %. Dabei waren die Innenraumkonzentrationen im behandelten Abteil für Gesamtstaub um 59 %, für PM10-Staub um 54 % und für Ammoniak um 16 % geringer.

Im Falle des Sprühsystems wurden veterinärmedizinische Stichproben-Untersuchungen der Lungen der Mastschweine vorgenommen und die Lungenbefunde des Schlachthofs nahezu aller Tiere des Stalles aufgenommen. Es konnte kein negativer Einfluss der Ölgemisch-Aerosole auf die Lungen der Schweine festgestellt werden. Luftkeimsammlungen ergaben darüber hinaus eine um 58 % verminderte Innenraumkonzentration an luftgetragenen Schimmelpilzsporen und eine um 14 % verminderte Innenraumkonzentration an luftgetragenen Bakterien im behandelten Abteil.

„Solutions for emissions reduction to retrofit in/on a decentral ventilated pig barn“

Two alternative technical solutions for emissions reduction of a decentral ventilated pig barn have been observed. The systems have been evaluated by measuring their capability to reduce the emissions of dust and ammonia. Therefore, almost continuous dust concentration measurements have been conducted using a laser particle counter and ammonia has been almost continuously measured using a photoacoustic gas-monitor over the fattening period of the pigs. The mass flows per livestock weight have been calculated.

One pig barn with 515 pigs has been equipped with two gas scrubbers recirculating the air inside the building. For better ammonia-reduction the scrubbers worked with low concentrated acids. The measurements over a three months period indicated that emissions can be reduced on average by 54 % for total dust, by 51% for PM10-dust (particles with a diameter less than 10 µm) and by 34 % for ammonia – compared with a reference pig barn (same building, different compartment; *ceteris paribus* conditions). Indoor concentrations have been reduced on average by 63 % for total dust, by 60 % for PM10-dust and by 46 % for ammonia.

A second pig barn (different building) has been equipped with an aerosol application unit distributing an oilmixture-water-emulsion under high pressure within the building and producing a very fine oil film on all surfaces. The oilmixture contained different types of essential oils (to reduce airborne germs and fungi) and a carrier oil. By operating the aerosol application unit every 30 minutes, it was possible to obtain an almost continuous indoor air treatment within the barn. In comparison with the reference pig barn (same building, different compartment; *ceteris paribus* conditions) an average emissions reduction of 68 % for total dust, of 65 % for PM10-dust and of 28 % for ammonia was observed during the fattening period. Indoor concentrations were reduced on average by 59 % for total dust, by 54 % for PM10-dust and by 16 % for ammonia.

Regarding the trials with the aerosol application unit randomly selected pig lungs have been examined by a veterinarian. No effects on the pig lungs through steadily inhalation of the oil-aerosols were examined. Sampling of airborne germs in the treated compartment indicated a reduced concentration of 14 % compared with the reference compartment. Concentrations of airborne fungi were about 58 % lower.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	A
Tabellenverzeichnis	B
Abbildungsverzeichnis	D
1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Stand des Wissens	3
2.1 Gesetzlicher Hintergrund – gesetzliche Umweltauflagen	3
2.2 Emissionen aus Stallungen zur Schweinemast	4
2.2.1 Staubemission	5
2.2.1.1 Bedeutung für Gesundheit und Umwelt	5
2.2.1.2 Zusammensetzung	8
2.2.1.3 Einflussfaktoren	11
2.2.1.4 Quellstärken Staub	16
2.2.2 Geruchsemission	17
2.2.2.1 Geruchswahrnehmung	17
2.2.2.2 Quellen der Geruchsstoffe bei Schweinen	18
2.2.2.3 Einflussfaktoren auf den Geruchsstoffstrom	20
2.2.2.4 Quellstärken Geruch	22
2.2.3 Ammoniak-Emission	22
2.2.3.1 Bedeutung für Gesundheit und Umwelt	22
2.2.3.2 Ammoniak-Entstehung und Einflussfaktoren	22
2.2.3.3 Quellstärken Ammoniak	26
2.2.4 Sonstige Schadgasemissionen	26
2.2.5 Emission luftgetragener Keime	27
2.2.5.1 Bedeutung für Gesundheit und Umwelt	27
2.2.5.2 Quellstärken Keime	29

2.3	Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung.....	30
2.3.1	Behandlung der Abluft.....	32
2.3.1.1	Wäschersysteme	32
2.3.1.2	Biofilter.....	40
2.3.1.3	Trockenabscheider.....	46
2.3.1.4	Ozonbehandlung.....	50
2.3.2	Behandlung der Quelle.....	51
2.3.2.1	Flüssigmistzusätze (chemisch, biologisch, enzymatisch)	52
2.3.2.2	Angepasste Fütterung und Futterzusätze.....	53
2.3.2.3	Behandlung der Quelloberflächen.....	54
2.3.2.4	Lüftungssteuerung	57
2.3.3	Abluft-/Luftaufbereitung.....	57
2.3.3.1	Umluftbehandlung/Umluftwäsche	58
2.3.3.2	Verdünnung	58
2.4	Bewertung der praxisrelevanten Verfahren zur Abluftbehandlung	59
3	Patentrecherche und Konzeptfindung	62
3.1	Vorgehen Patentrecherche.....	62
3.2	Ergebnisse der Patentrecherche.....	63
4	Material und Methoden	70
4.1	Auslegung der Pilotanlagen	70
4.1.1	Auslegung Sprühsystem.....	70
4.1.2	Auslegung Umluftwäschersystem.....	74
4.1.2.1	Dimensionierung des Wasserdurchsatzes.....	76
4.1.2.2	Auslegung des Schwefelsäureeinsatzes zur Ammoniak-Abscheidung	81
4.2	Messwerterfassung	82
4.3	Methodisches Vorgehen.....	83

4.4	Statistische Validierung der Ergebnisse zu den Langzeitversuchen	86
5	Ergebnisse.....	88
5.1	Vorversuche.....	88
5.1.1	Kurzzeitversuche zum Umluftwäscher.....	99
5.2	Ergebnisse Umluftwäscher	105
5.2.1	Ergebnisse der Langzeitversuche zum Umluftwäscher.....	105
5.2.2	Detailanalyse zur Charakterisierung des Umluftsystems	113
5.3	Ergebnisse Sprühsystem.....	120
5.3.1	Ergebnisse der Langzeitversuche zum Sprühsystem.....	120
5.3.2	Detailanalyse zur Charakterisierung des Sprühsystems	134
6	Weiterführende Untersuchungen, Diskussion und Ausblick.....	140
6.1	Weiterführende Untersuchungen.....	140
6.1.1	Ergebnisse der veterinärmedizinischen Untersuchungen.....	140
6.1.2	Ergebnisse der Luftkeimsammlung im Vergleich der Abteile	141
6.2	Diskussion der Messmethodik.....	143
6.2.1	Bestimmung der Staubkonzentration	143
6.2.2	Bestimmung der Ammoniak-Konzentration	147
6.2.3	Messwertverfälschung durch das Sprühsystem.....	152
6.3	Fazit und Ausblick.....	153
7	Zusammenfassung	157
8	Literaturverzeichnis	159
9	Anhang	167
9.1	Kategorisierung der relevanten Patente.....	167
9.1.1	Biofilter ohne Nachrüsteignung	167
9.1.2	Biofilter mit Nachrüsteignung	168
9.1.3	Biowäscher und Rieselbettreaktoren ohne Nachrüsteignung	168

9.1.4	Biowäscher und Rieselbettreaktoren mit Nachrüsteignung	168
9.1.5	Chemische Abluftbehandlung mit Nachrüsteignung	169
9.1.6	Kombinationsanlagen/Sonstige ohne Nachrüsteignung	169
9.1.7	Kombinationsanlagen/Sonstige mit Nachrüsteignung	170
9.1.8	Luftfilterung, Luftkonditionierung ohne Nachrüsteignung.....	170
9.1.9	Luftfilterung, Luftkonditionierung mit Nachrüsteignung	171
9.1.10	Sonstiges ohne Nachrüsteignung	172
9.1.11	Sonstiges mit Nachrüsteignung	172
9.2	Beschreibung der eingesetzten Messtechnik.....	174
9.2.1	Photoakustische Messung der Ammoniak-Konzentration	174
9.2.2	Messung der Ammoniak-Konzentration mittels NDIR-Photometer.....	176
9.2.3	Optochemische Messung der Ammoniak-Konzentration	177
9.2.4	Messung der Staubkonzentration mittels Streulichtspektrometer.....	179
9.2.5	Messung der Staubkonzentration mit dem gravimetrischen Sammler.....	180
9.3	Details zur statistischen Validierung.....	181
9.3.1	Statistische Validierung der Langzeitversuche zum Umluftsystem.....	181
9.3.2	Statistische Validierung der Langzeitversuche zum Sprühsystem.....	182

Abkürzungsverzeichnis

EU	Endotoxin Units; Umrechnungsfaktor EU zu ng CSE (Control-Standard-Endotoxin) beträgt 7 bis 17 EU/ng; EU ist eine Maßzahl für die Quantifizierung von Endotoxinen [Lin05]
GE	Geruchseinheit 1 GE ist diejenige Menge (Teilchenzahl) Geruchsträger, die – verteilt in 1 m ³ Neutralluft – entsprechend der Definition der Geruchsschwelle gerade eine Geruchsempfindung bei einem durchschnittlichen Probanden auslöst.
ppm	Parts per million; Angabe der Volumenkonzentration
KBE	Kolonien bildende Einheiten; Maßzahl für die Anzahl von Mikroorganismen
r	Maßkorrelationskoeffizient von Bravais und Pearson
R	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Ländervergleichende Vorschriften über Grenzwertkonzentrationen an Gesamt- und alveolengängigem Staub im Stall [SH02].....	6
Tabelle 2.2: Zusammensetzung des Staubs aus einem Ferkelaufzuchtstall und Zusammensetzung der verschiedenen möglichen Quellen [AR+99].....	10
Tabelle 2.3: Massenanteile der fünf Hauptkomponenten, die im luftgetragenen Staub des Abluftvolumenstroms eines Schweinestalls mittels „purge and trap“-Methode identifiziert wurden [RM+04].....	11
Tabelle 2.4: Durchschnittliche Emissionsraten von Schweinen für „inhalable dust“ (< 20 µm) und „respirable dust“ (< 5 µm) bezogen auf den Stallbesatz in 500 kg Lebendmasse (GV) [TP+98].....	17
Tabelle 2.5: pH-Werte und Temperaturbereiche für optimales bakterielles Wachstum [ZR+99].....	19
Tabelle 2.6: Schematischer Überblick hinsichtlich Prozess- und Einflussfaktoren bei der Entstehung von Ammoniak aus der Tierhaltung; nach [GM+98].....	25
Tabelle 2.7: Durchschnittliche Ammoniak-Emissionen für Mastschweine auf Vollspaltenboden (GV = 500 kg Lebendmasse); nach [GM+98].....	26
Tabelle 2.8: Aerogen übertragbare Mikroorganismen und Viren bei Huhn und Schwein (nach Wathes 1994) [Har05].....	28
Tabelle 2.9: Gliederung der Verfahren zur Emissionsminderung.....	31
Tabelle 2.10: Reinigungsleistung praxisrelevanter Verfahren zur Abluftbehandlung [GS+05].....	59
Tabelle 2.11: Auslegungsparameter und Kosten praxisrelevanter Systeme zur Abluftfilterung [GS+05].....	60
Tabelle 3.1: Vor- und Nachteile der theoretischen Filterkonzepte zur Nachrüstung dezentral entlüfteter Stallungen.....	66
Tabelle 4.1: Messzeiträume der Hauptversuche.....	83
Tabelle 4.2: Symbolik zur statistischen Validierung der Messergebnisse.....	87
Tabelle 5.1: Durchschnittliche Massenkonzentrationen und Quellstärke des 15-Minuten-Intervalls vor Sprühen (Gesamtintervall Referenz) und die daraus abzuleitenden Wirkungsgrade.....	91
Tabelle 5.2: Wirkungsgrade des Wäschers für verschiedene Staubfraktionssummen.....	96
Tabelle 5.3: Ammoniak-Konzentrationen bei Einsatz von Wasser und den Konzentrationsreihen mit Schwefelsäure und Essigsäure im Vergleich der Messverfahren.....	103
Tabelle 5.4: Durchschnittliche Lebendmasse-spezifische Abluftvolumenströme und Klimadaten der Versuchsvarianten zum Umluftsystem; als Mittel der je drei 24h-Mittelwerte.....	107
Tabelle 5.5: Zusammenfassende Darstellung der Messergebnisse zu den Quellstärken von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Umluftsystems bzw.	

Referenz und die sich daraus ergebenden Wirkungsgrade bzw. Minderungsgrade	109
Tabelle 5.6: Zusammenfassende Darstellung der Messergebnisse zu den Innenraumkonzentrationen von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Umluftsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Minderungsgrade.....	111
Tabelle 5.7: Rahmenbedingungen der zur weiteren Analyse herangezogenen Messtage; Durchschnitt aus den Minutenwerten der 24h-Messung	113
Tabelle 5.8: Durchschnittliche Lebendmasse-spezifische Abluftvolumenströme und Klimadaten der Versuchsvarianten zum Sprühsystem; als Mittel der je drei 24h-Mittelwerte	122
Tabelle 5.9: Vergleich der Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströme und der Staubkonzentrationen der Varianten des Sprühsystems mit der Referenz	124
Tabelle 5.10: Vergleich der Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströme und der Ammoniak-Konzentrationen der Varianten des Sprühsystems mit der Referenz	126
Tabelle 5.11: Zusammenfassende Darstellung der Messergebnisse zu den Quellstärken von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Sprühsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Wirkungsgrade bzw. Minderungsgrade	128
Tabelle 5.12: Zusammenfassende Darstellung der Innenraumkonzentrationen von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Sprühsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Minderungsgrade.....	129
Tabelle 5.13: Rahmenbedingungen der zur weiteren Analyse herangezogenen Messtage; Durchschnitt aus den Minutenwerten der 24h-Messung	134
Tabelle 6.1: Befunde der Schlachtkörperuntersuchungen der Tiere des behandelten Abteils und des Referenzabteils (September/Oktober 2005).....	141
Tabelle 6.2: Pilzsporenkonzentration der Stallluft des behandelten Abteils und des Referenzabteils am 05.09.2005	142
Tabelle 6.3: Vergleich der Quellstärken ermittelt mit dem Streulichtspektrometer versus Quellstärken ermittelt mit dem gravimetrischen Sammler aus den Messungen zum Umluftsystem.....	144
Tabelle 6.4: Vergleich der Quellstärken ermittelt mit dem Streulichtspektrometer versus Quellstärken ermittelt mit dem gravimetrischen Sammler aus den Messungen zum Sprühsystem.....	146
Tabelle 6.5: Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels quasikontinuierlicher, photoakustischer Messung und punktueller, optochemischer Messung und entsprechend berechnete Minderungs- bzw. Wirkungsgrade aus den Untersuchungen zum Umluftsystem.....	148
Tabelle 6.6: Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels quasikontinuierlicher, photoakustischer Messung und quasikontinuierlicher NDIR-Messung und entsprechend berechnete Wirkungsgrade (Messungen zum Sprühsystem)	151

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Massenströme eines Schweinemaststalles	4
Abbildung 2.2: Staubzusammensetzung eines Schweinestalls. Größenabhängige Anzahl von Partikeln (N) und prozentualer Volumenanteil (V) einzelner Partikelgrößen am Gesamtvolumen. Messverfahren Coulter-Counter-Analyse [SH02]	9
Abbildung 2.3: Zusammenhang zwischen durchschnittlicher Staubkonzentration und Lüftungsrate [WZ+00]	13
Abbildung 2.4: Aktivität und Staubgehalt im Tagesverlauf (dargestellt in fließenden Mittelwerten) [Ped93]	14
Abbildung 2.5: Korrelation zwischen Tieraktivität und Staub (CPM: „counts per minute“) [Ped93]	15
Abbildung 2.6: Einflussfaktoren auf die Geruchsemission in der Nutztierhaltung [OA05].....	21
Abbildung 2.7: Systemanalyse des Ammoniak-N-Flusses in Schweinemastställen [RD97].....	25
Abbildung 2.8: Emissionsraten von Mikroorganismen für verschiedene Tierarten und Haltungsabschnitte (cfu = colony forming unit = KBE) [SH+98]	30
Abbildung 2.9: Prinzipskizze (Querschnitt) eines Kreuzstromwäschers.....	32
Abbildung 2.10: Prinzipskizze (Querschnitt) eines Gegenstromwäschers	33
Abbildung 2.11: Konzentrationsverlauf an der Phasengrenze bei Absorption [Bra96] ...	34
Abbildung 2.12: Die Hemmung der Nitrifikation durch undissoziiertes Ammoniak und salpetrige Säure in Abhängigkeit des pH-Wertes [Dem89]	36
Abbildung 2.13: Dezentral eingesetzter Abluftfilter aus dem Jahre 1973 [Gle73]	40
Abbildung 2.14: Prinzipieller Aufbau eines Biofilters in Form eines Flächenfilters [Sie96]	41
Abbildung 2.15: Biofilter in Upstream-Bauweise mit Nassentstaubung [Sie96]	42
Abbildung 2.16: Schematische Darstellung eines Kombifilters (P = Pumpe, W = Waschflüssigkeitsreservoir/Rezirkulations-Becken [SS+01].....	44
Abbildung 2.17: Prinzipskizze zur Nachrüstung eines Biofilters [Sie96]	45
Abbildung 2.18: Auflade- und Abscheidemechanismus von Teilchen im elektrischen Feld [Bra96]	47
Abbildung 2.19: Ionisierung der Stallluft bzw. Elektroabscheider im „offenen System“ [BH+74]	48
Abbildung 2.20: Elektrischer Abscheider – geschlossene Bauform [P+94].....	49
Abbildung 2.21: Methoden zur Minderung der Staubbelastung in Ställen [P+94]	56
Abbildung 2.22: Zusammenfassende Darstellung des Eignungsprofils heutiger Abluftfilterkonzepte	61
Abbildung 3.1: Patentrecherche – Ziele, Quellen, Vorgehensweise	62

Abbildung 3.2: Kategorisierung und inhaltliche Schwerpunkte der relevanten Patente ...	64
Abbildung 3.3: Lösungsansätze zur Emissionsminderung dezentral entlüfteter Altstallungen im Sinne einer Nachrüstung	65
Abbildung 3.4: Realisierungsoptionen zum Konzept Stallluftkonditionierung	68
Abbildung 3.5: Nutzwertanalytische Bewertung der Filterkonzepte zur Nachrüstung dezentral entlüfteter Stallungen; Mittel zur Ergebnisfindung bez. der zu untersuchenden Anlagentechnik	69
Abbildung 4.1: Spezifisches gereinigtes Gasvolumen m in Abhängigkeit vom Tropfendurchmesser D (w : Gasgeschwindigkeit, v : Tropfengeschwindigkeit) [Bra96]	71
Abbildung 4.2: Prinzipskizze der Pilotanlage zum Sprühsystem.....	73
Abbildung 4.3: Grundriss des Versuchsstalls für das Sprühsystem	73
Abbildung 4.4: Grundriss des Versuchsstalls für das Umluftsystem	74
Abbildung 4.5: Prinzipskizze des Umluftwäscher-Systems.....	75
Abbildung 4.6: Mollier-h-x-Diagramm für feuchte Luft.....	77
Abbildung 4.7: Versuchsvarianten und Untersuchungsschwerpunkte der Langzeitmessungen.....	84
Abbildung 4.8: Versuchsvarianten und Untersuchungsschwerpunkte der Kurzzeitmessungen	84
Abbildung 5.1: Messwerte luftgetragener Aerosole des Streulichtspektrometers bei Einsatz des Sprühsystems und Referenz (Messtag für kleine Düsen 15.11.04; für große Düsen 17.11.04, für Referenz 18.11.04).....	89
Abbildung 5.2: Detaillierte Darstellung der Messwerte des Streulichtspektrometers über zwei Sprühzyklen für zwei Düsentypen; grauer Bereich zur weiteren Analyse herangezogen	90
Abbildung 5.3: Tagesverlauf der Partikelemission pro Tier im gleitenden 15- Minuten-Durchschnitt	93
Abbildung 5.4: Verhältnis maximaler Partikelemissionen pro Tier zum Durchschnittswert je Fraktion (Kalkulation aus dem gleitenden Durchschnitt über 15 Minuten).....	93
Abbildung 5.5: Messaufbau zur Ermittlung der Wirkungsgrade des Wäschers.....	95
Abbildung 5.6: Abscheidegrade des Umluftwäschers bez. Staubmasse je Fraktion und für Gesamtstaub	96
Abbildung 5.7: Verlauf der Ammoniak-Konzentration auf Abteilebene bei Variation der Einstellungen der Umluftwäscher.....	98
Abbildung 5.8: Ammoniak-Konzentrationen für Roh- und Reingas des Wäschers bei Konzentrationsreihe mit Schwefelsäure; Messwerterfassung photoakustisch.....	100
Abbildung 5.9: Ammoniak-Konzentrationen für Roh- und Reingas des Wäschers bei Konzentrationsreihe mit Essigsäure; Messwerterfassung photoakustisch.....	100
Abbildung 5.10: Ammoniak-Konzentrationen für Roh- und Reingas des Wäschers bei Konzentrationsreihe mit Propionsäure; Messwerterfassung Dräger-CMS	104

Abbildung 5.11: Quellstärke Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 1.440 Einzelwerten)	106
Abbildung 5.12: Quellstärke PM10-Staub des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 1.440 Einzelwerten).....	108
Abbildung 5.13: Quellstärke Ammoniak des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: vornehmlich photoakustisch; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 1.440 Einzelwerten).....	108
Abbildung 5.14: Massenkonzentration Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte	112
Abbildung 5.15: Ammoniak-Volumenkonzentration in der Raumluft des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: photoakustisch; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte	112
Abbildung 5.16: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub bei Einsatz der Umluftwäscher (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05).....	114
Abbildung 5.17: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Ammoniak bei Einsatz der Umluftwäscher unter Säurezufuhr (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)	114
Abbildung 5.18: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Einsatz der Umluftwäscher (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)	116
Abbildung 5.19: Stundenmittelwerte der Massenkonzentration für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Einsatz der Umluftwäscher (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)	116
Abbildung 5.20: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Ammoniak in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb unter Säureeinsatz (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)	117
Abbildung 5.21: Stundenmittelwerte der Volumenkonzentration von Ammoniak in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb unter Säureeinsatz (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)	118
Abbildung 5.22: Minderung der Quellstärke von Gesamtstaub und Ammoniak in Abhängigkeit vom Verhältnis Abluftvolumenstrom zu Umluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb unter Säureeinsatz (28.02.05) gegenüber der Referenzmessung (04.03.05); Darstellung der Stundenmittelwerte.....	119
Abbildung 5.23: Minderung der Quellstärke von Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Verhältnis Abluftvolumenstrom zu Umluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb (28.02.05) gegenüber der Referenzmessung (04.03.05); Darstellung der Stundenmittelwerte der Nachtstunden (23h bis 6h)	119
Abbildung 5.24: Quellstärke Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der	

eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 720 Einzelwerten bzw. bei Referenz 1.440)	121
Abbildung 5.25: Quellstärke PM10-Staub des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 720 Einzelwerten bzw. bei Referenz 1.440)	125
Abbildung 5.26: Quellstärke Ammoniak des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: photoakustisch; n = 3 für alle Einstellungen (n: Anzahl der 24h-Mittelwerte; jedes n Mittel aus 1.440 Minutenwerten).....	125
Abbildung 5.27: Massenkonzentration Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte	130
Abbildung 5.28: Volumenkonzentration Ammoniak des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: photoakustisch; n=3 für alle Einstellungen (n: Anzahl der 24h-Mittelwerte; jedes n Mittel aus 1.440 Minuten-werten)	130
Abbildung 5.29: Exemplarische Darstellung der Volumenkonzentrationsmessung von Ammoniak und Wasser bei Betrieb des Sprühsystems (31.03.2005).....	133
Abbildung 5.30: Exemplarische Darstellung des Abluftvolumenstroms und der Quellstärke von Ammoniak bei Betrieb des Sprühsystems (31.03.2005)	133
Abbildung 5.31: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)	135
Abbildung 5.32: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Ammoniak im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)	135
Abbildung 5.33: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)	137
Abbildung 5.34: Stundenmittelwerte der Massenkonzentrationen für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)	137
Abbildung 5.35: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Ammoniak in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)	138
Abbildung 5.36: Stundenmittelwerte der Volumenkonzentrationen für Ammoniak in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)	138
Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der Strömungsverhältnisse im Ansaugbereich der Sammelköpfe der eingesetzten Verfahren zur Bestimmung der Staubkonzentration	145
Abbildung 6.2: Quellstärken für Ammoniak ermittelt aus quasigleichzeitig durchgeführten Ammoniak-Punktmessungen im durch das Umluftsystem behandelten und unbehandelten Abteil; Messsystem: optochemisch (Dräger-CMS).....	149

Abbildung 6.3: Ammoniak-Konzentrationen der quasigleichzeitig durchgeführten Punktmessungen im durch das Umluftsystem behandelten und unbehandelten Abteil (Mittelwerte der Tagesmittel); Messsystem: optochemisch (Dräger-CMS)	150
Abbildung 6.4: Verhältnis der Durchschnittswerte der gleitenden 10 Minuten Mittelwerte der Staubkonzentrationen eines typischen Messtages bei Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und eines Referenztages (03.04.05).....	153
Abbildung 6.5: Durchschnittliche Minderungsgrade aus den Langzeitmessungen im Vergleich der Systeme.....	154
Abbildung 9.1: a) Schematischer Aufbau eines optoakustischen IR-Spektrometers; b) Signalform von IR-Licht und Mikrofon [HS01]	175
Abbildung 9.2: Funktionsprinzip der NDIR-Messung	177
Abbildung 9.3: Typische Anordnung eines Laser-Partikelzählers	179
Abbildung 9.4: Prinzip der Streulichtanalyse	180
Abbildung 9.5: Aufbau der Messkammer.....	180

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Anfänge der Abluftfilterung in der Landwirtschaft reichen in die 70er Jahre zurück. Zwei Effekte hatten in den Jahren zuvor zu einer deutlichen Ausweitung des Tierbestandes in der Bundesrepublik geführt. Zum einen entwickelten sich aufgrund zunehmenden Kostendrucks und fortschreitendem Einsatz neuer Techniken immer intensivere Haltungsformen und zum anderen kam es zur Ausprägung von Regionen mit sehr konzentrierter Tierhaltung (z.B. Landkreise Cloppenburg und Vechta). Vor dem Hintergrund dieses Strukturwandels hin zu größerer Spezialisierung und Intensivierung wurde meist unter dem Gesichtspunkt der Geruchsbelästigung durch die landwirtschaftliche Intensivtierhaltung das Thema „Emissionen aus Stallungen“ vermehrt öffentlich diskutiert [Sch70]. Aufgrund sich häufender Beschwerdefälle durch Geruchsbelästigungen der Nachbarschaft in unmittelbarer Nähe tierhaltender Betriebe wurden die VDI-Richtlinien 3471 und 3472 geschaffen, die erstmalig die Mindestabstände zwischen intensiver Tierhaltung und Wohnbebauung festlegten. Konnten diese Abstände nicht eingehalten werden, waren Maßnahmen zur Abluftbehandlung eine Möglichkeit, die Genehmigung des Stallbaus noch zu bewirken. Veröffentlichungen aus dem Jahr 1975 über die möglichen Maßnahmen zur Emissionsminderung [RM75] und über die ersten Erfahrungen mit Technologien (Wirkungsgrade, Kosten, ...) zur Abluftbehandlung [Sch75] stellten erstmalig eine wissenschaftliche Grundlage dar, um die aus der industriellen Anwendung bekannten Verfahren im landwirtschaftlichen Einsatz zu bewerten. Die Abwägung der Vor- und Nachteile dieser Verfahren führte schon damals zur Idee, standardisierte Abluftwäscher für dezentral entlüftete Stallungen zu schaffen.

Diese Entwicklung, die damals in erster Linie aus Kostengesichtspunkten heraus motiviert war, gewinnt heute im Rahmen der „Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG)“ (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) [TA-Luft, 2002] wieder an Bedeutung. Den Behörden wird hier in Fällen von verstärkten Beschwerden oder hoher regionaler Grundbelastung größerer Handlungsspielraum zur „Nachträglichen Anordnung“ – gemäß BImSchG § 17 Abs. 1 – bei Altsubstanz eingeräumt, d.h., Maßnahmen zur Emissionsminderung können angeordnet werden. In diesem Zusammenhang und generell bei der Erweiterung bestehender Anlagen erschließt sich dem Betreiber aus dem BImSchG § 17 Abs. 3a die Möglichkeit zur Kompensation, d.h., Maßnahmen, die in Summe eine größere Emissionsminderung an der

Gesamtanlage bewirken, muss gegenüber der speziellen Emissionsminderung an dem Streitobjekt Vorrang eingeräumt werden. Dadurch erwächst den Nachrüstlösungen für Altsubstanz, die meist eine dezentrale Abluftführung aufweist, zunehmend Bedeutung [BImSchG, 2004]. In der TA-Luft werden nicht nur Mindestabstände zur Wohnbebauung aus dem Gesichtspunkt der Geruchsbelästigung heraus geregelt, sondern auch Mindestabstände zu schützenswerten Biotopen – aus dem Gesichtspunkt des Nährstoffeintrags durch Ammoniak-Immissionen heraus – festgelegt. Gestiegene Hintergrundkonzentrationen für Staub lassen auch die Staubemissionen des Stalles mehr und mehr in den Fokus öffentlicher Diskussionen treten. Komplexe Abluftfiltertechniken „end of the pipe“ sind in Gegenden mit intensiver Tierhaltung dann häufig das Mittel der Wahl, um eine zusätzliche Bestandserweiterung behördlich genehmigt zu bekommen. Maßnahmen zur Schadsubstanzbehandlung bereits im Stall können in diesen Fällen besonders bei Berücksichtigung der Kompensation eine interessante Alternative sein.

Zielsetzung dieses Promotionsvorhabens ist es vor diesem Hintergrund, die möglichen Nachrüstlösungen zur Emissionsminderung dezentral entlüfteter Stallungen zur Schweinemast aufzuzeigen, ein Konzept auszuwählen und dieses im Praxiseinsatz zu erproben.

Der Lösungsansatz ist dabei dreiteilig:

- Die bereits existenten Verfahren zur Emissionsminderung in der Tierhaltung aufzeigen und ihre Vor- und Nachteile und vor allem ihre Nachrüstbarkeit bewerten. Die unterschiedlichen Konzepte abschließend miteinander vergleichen.
- Aus den dargestellten Konzepten und den aus der Patentrecherche gewonnenen Ansätzen Lösungsszenarien entwickeln und präferieren.
- Die Pilotanlage(n) technisch auslegen und entwerfen, realisieren und in praxisnahen Stallungen installieren. Die Wirksamkeit der Pilotanlage(n) hinsichtlich der Emissionsminderung des Gesamtsystems Stall untersuchen, wobei Staub und Ammoniak als Leitkomponenten betrachtet werden sollen.

2 Stand des Wissens

2.1 Gesetzlicher Hintergrund – gesetzliche Umweltauflagen

Der Zweck des BundesImmissionschutzgesetzes (BImSchG) wird in § 1 beschrieben mit den Worten: „... Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlicher Umwelteinwirkung zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen.“ Das BImSchG betont somit deutlich den zweigeteilten Aspekt des Schutzes auf der einen und der Vorbeugung auf der anderen Seite. In den darauf folgenden Paragraphen werden zwar Definitionen von schädlichen Umwelteinwirkungen, Emissionen und Immissionen gegeben; die Konkretisierung in Form tatsächlicher Grenzwerte bleibt die Gesetzesschrift jedoch schuldig. Diese Grenzwerte werden erst in der Verwaltungsvorschrift „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (TA-Luft) spezifiziert. Speziell für die Emissionen sind konkrete Werte für Staub und Ammoniak gegeben, wobei jedoch im Falle von Ammoniak eine Mindestabstandsregelung zu schützenswerten Biotopen die Entscheidungsgrundlage im Genehmigungsverfahren darstellt. Eine Mindestabstandskurve für Geruch legt die mindestens notwendige Entfernung zur nächsten Wohnbebauung fest, wobei jedoch unterschieden wird zwischen reinen Wohngebieten, Dorfgebieten und Wohnbebauung im Außenbereich.

In der 4. Verwaltungsvorschrift zum BImSchG (4. BImSchV) sind die Bestandsgrößen einer Anlage aufgeführt, bei deren Überschreitung durch ein Bauvorhaben zur Erweiterung des Viehbestandes eines Betriebes dieses Bauvorhaben nach BImSchG zu genehmigen ist. Werden diese Grenzen nicht überschritten, wird nach baurechtlichem Verfahren genehmigt. Gerade in Ballungsgebieten der Intensivtierhaltung (Landkreis Cloppenburg, Vechta, ...) können aufgrund der bereits sehr hohen Viehdichte und der damit einhergehenden hohen Vorbelastungen bei Bauvorhaben die Mindestabstände nicht eingehalten werden. In diesen Fällen kann die Abluftfilterung ein Mittel sein, die Mindestabstände zu senken, um so das Bauvorhaben trotzdem noch zur Realisierung führen zu können.

2.2 Emissionen aus Stallungen zur Schweinemast

Im Generellen versteht man gemäß dem BImSchG unter den im Folgenden beschriebenen Emissionsströmen die luftgetragenen Massenströme aus einer Stallanlage. Sie werden berechnet als Produkt der Konzentration einer Schadkomponente mit dem Abluftvolumenstrom, in dem diese Konzentration vorherrscht. Abbildung 2.1 verdeutlicht, wie sich die Emissionsströme in die allgemeinen Massenströme einer Anlage eingliedern.

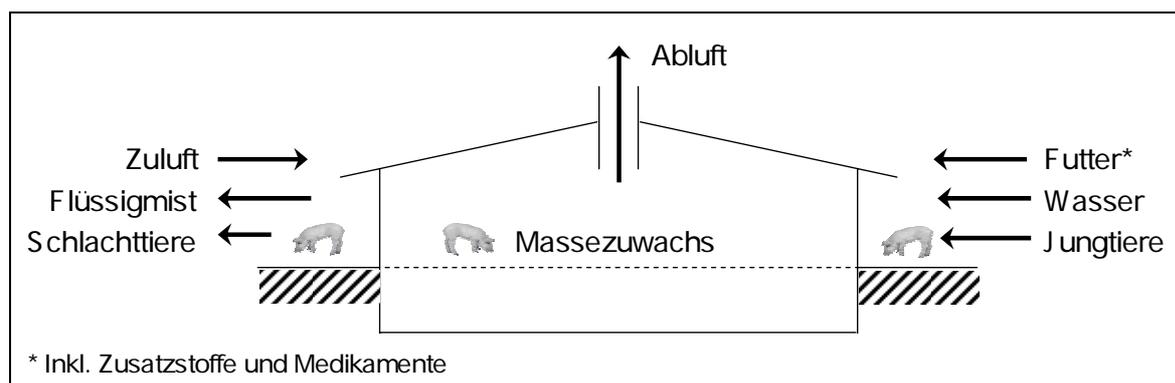


Abbildung 2.1: Massenströme eines Schweinemaststalles

Die Regelung des Luftvolumenstroms eines Stalls hat zum Ziel, für die Schweine möglichst optimale klimatische Bedingungen zu schaffen. Die Luftmenge bei gegebenem Lebendmassegewicht der Tiere wird auf Basis der Wasserdampf-, Kohlenstoffdioxid- und Wärmestrombilanz entsprechend DIN 18910 bestimmt. Des Weiteren dient die Lüftung dem Abtransport entstehender Raumlasten wie Kohlenstoffdioxid, Ammoniak, Methan, Lachgas usw.

Da die Konzentration der jeweiligen Schadkomponente neben dem Volumenstrom den Emissionsmassenstrom maßgeblich bestimmt, sei im Folgenden kurz auf die Ursachen und Einflussfaktoren dieser Komponenten eingegangen und die gesundheitliche Relevanz für Tier und Mensch dargestellt. Der absolute Emissionsstrom ist für alle Komponenten von der Tierdichte und dem Tiergewicht, d.h. der Gesamt-Lebendmasse abhängig. Auf diesen Effekt wird im Folgenden in der Regel nicht näher eingegangen.

2.2.1 Staubemission

2.2.1.1 Bedeutung für Gesundheit und Umwelt

Schwebstaub in der landwirtschaftlichen Tierhaltung rückte bereits Mitte der 70er Jahre in den Fokus wissenschaftlicher Untersuchung [Grü75]. Angetrieben durch die vermutete gesundheitsbeeinträchtigende Wirkung auf die Gesundheit und Lungenfunktion der Arbeitskräfte in Schweinestallungen wurden zahlreiche Untersuchungen diesbezüglich durchgeführt. Aus medizinischer Sicht werden Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 10 µm bereits im Mund-, Nasen und Rachenraum des Menschen abgeschieden. Partikel mit einem Durchmesser zwischen 6 und 10 µm werden in den Tracheen und großen Bronchien abgeschieden; Partikel zwischen 3 und 5 µm gelangen bis in die Bronchien. Nur Partikel mit einem Durchmesser < 3 µm dringen bis in die Bronchiolen und Alveolen vor [SH02]. Aus mehr als 50 Veröffentlichungen zu arbeitsmedizinischen Untersuchungen dieses Themas kann man zusammenfassend folgende Kernaussagen festhalten [Don99]:

1. Mehr als 60 % der Arbeiter in Schweinestallungen haben akute oder sub-akute respiratorische Symptome wie trockener Husten, Gefühl eingeengten Brustkastens und Pfeifen in Arbeitsatmosphäre; des Weiteren Irritationen von Nase, Augen und Rachen.
2. Mehr als 25 % der Arbeiter in Schweinestallungen zeigen periodische, akute Fieberschübe mit Symptomen wie Fieber, Kopfschmerz, Muskelschmerzen, Gefühl eines eingeengten Brustkastens und Husten. Diese Schübe werden ODTS genannt (organic dust toxic syndrome).
3. Mehr als 25 % der Arbeiter in Schweinestallungen erlitten chronische Bronchitis, berufsbedingtes (nicht allergisches) Asthma und nicht infektiöse, chronische Nasennebenhöhlenentzündung (Sinusitis).
4. Das Risiko für diese chronischen Symptome ist erhöht bei Aufenthalt in Schweinestallungen von mehr als zwei Stunden pro Tag über einen Zeitraum von mehr als sechs Jahren.
5. Endotoxine sind eine von vielen entzündungsfördernden Substanzen, die für die Symptome verantwortlich sein können.
6. Die pathologischen Wurzeln des ODTS sind chronische Entzündung (airways disease) und akute systemische Toxizität.

7. Dosis-Wirkungsbeziehungen wurden aufgestellt und Obergrenzen definiert. Konzentrationen unterhalb derer keine gesundheitlichen Risiken wahrscheinlich sind: 2,4 mg/m³ für Gesamtstaub; 0,23 mg/m³ für „respirable dust“ (vergleichbar PM₅).

Dabei weist der Autor darauf hin, dass das ODTS nicht mit der Farmer-Lunge zu verwechseln ist, die eine hypersensitive Pneumonitis ist und eher selten auftritt. In den drei Skokloster Konferenzen (1985, 1988, 1992) wurden die Krankheitssymptome und Ursache-Wirkungsbeziehungen, die durch organischen Staub hervorgerufen werden, diskutiert und Begriffe wie ODTS oder MMI (mucus membrane irritation) – die durch organischen Staub verursachte Irritation von Augen, Rachen und oberem Atemtrakt – festgelegt. Von den im Jahr 2003 von der landwirtschaftlichen Unfallversicherung in Deutschland anerkannten Berufskrankheiten waren 24 % Atemwegserkrankungen, wobei unter diesen in 58 % der Fälle allergisch bedingte obstruktive Atemwegserkrankungen festgestellt wurden [Kis05]. Grenzwertkonzentrationen für Gesamt- und alveolengängigen Staub im Stall, wie sie durch die verschiedenen EU-Länder festgelegt wurden, sind in nachfolgender Tabelle 2.1 wiedergegeben. Eine Gesundheitsbeeinträchtigung durch die Staubimmission in der näheren Umgebung ist angesichts der starken Verdünnung während der Ausbreitung unwahrscheinlich.

Tabelle 2.1: Ländervergleichende Vorschriften über Grenzwertkonzentrationen an Gesamt- und alveolengängigem Staub im Stall [SH02]

Land	Gesamtstaub [mg/m ³]	Alveolengängiger Staub (Partikel < 5µm) [mg/m ³]
Belgien	10	5
Deutschland	–	–
Dänemark	3	–
Finnland	10* bzw. 5**	–
Frankreich	10	5
England	10	5
Niederlande	10	5
Italien	–	–
Norwegen	5	–
Schweden	10	–
Österreich	15	6

* 8 Stunden Exposition

** 15 Stunden Exposition

Der Einfluss der Staubkonzentration auf die Leistungsparameter der Mastschweine (Futtermittelverwertung, Tageszunahme, ...) ist nur im Sinne eines die Luftqualität beeinflussenden Faktors untersucht worden. Die in der Literaturrecherche von DONHAM [Don99] zusammengetragenen Ergebnisse zeigen eine Korrelation zwischen erhöhten Schadstoffkonzentrationen (Staub, Ammoniak, Endotoxine) und verminderten Leistungsparametern und darüber hinaus eine Korrelation zur Anzahl der Schweine mit Pneumonia und Pleuritis. Diese Zusammenhänge wurden in der Untersuchung von BARTUSSEK et al. zum Großteil bestätigt. Die Ergebnisse dieser umfangreichen Untersuchung an der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft in Grumpenstein wurden von den Autoren wie folgt zusammengefasst [BE+02]:

- Die wichtigste Voraussetzung für gesunde Mastschweine waren gesunde Ferkel.
- Gesunde Ferkel vertrugen sogar extrem schlechte Stallluft während einer nur rund 100 Tage dauernden Mast ohne klinische Erkrankungen der Atemwege.
- Die Futtermittelaufnahme wurde nicht signifikant von der Luftqualität beeinflusst.
- Hingegen führen hohe Schadgasgehalte in der Stallluft ($\bar{\text{O}}$ 3.600 ppm CO₂; 45 ppm NH₃) im Vergleich zu durchschnittlich guten Verhältnissen ($\bar{\text{O}}$ 1.500 ppm CO₂; 15 ppm NH₃) zu einer signifikant geringeren täglichen Zunahme ($\bar{\text{O}}$ -60,5 g) und schlechterer Futtermittelverwertung ($\bar{\text{O}}$ +0,195 kg Futter/kg Zuwachs).
- Die Leistungsabnahme wird nicht durch klinisch nachweisbare Erkrankungen bewirkt, sondern wahrscheinlich durch unspezifische Stressreaktionen.
- Es ergaben sich keine negativen Auswirkungen auf Schlachtleistungs- und Fleischqualitätskriterien durch Haltung der Schweine in schlechter Stallluft.

Die These, dass das Auftreten und die Stärke von Lungenkrankheiten bei Schweinen durch den Stress verursacht werden, den schlechte Luftbedingungen im Stall für den Organismus bedeuten, entspricht dem abschließenden Kommentar zu Untersuchungen zum Einfluss von schlechter Stallluft auf die Leistungsparameter der Schweine aus dem Jahr 1974. Diese Untersuchungen, bei denen die Stallluft, der die Tiergruppe ausgesetzt wurde, „künstlich“ verschlechtert wurde (kontrollierte Zugabe von Schweinestaub, NH₃- und H₂S-Gas), zeigten einen kleinen, negativen Effekt schlechter Stallluft auf die Tageszunahme ansonsten gesunder Schweine [CJ+74].

Untersuchungen von ROBERTSON am „Centre for Rural Building“ in Schottland erlauben eine mathematische Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Gesamtstaub- und Ammoniak-Konzentrationen in Schweinemaststallungen und der Stärke von Enzootischer

Pneumonie. Der Anteil verhärteten Lungengewebes (consolidated tissue) der jeweiligen Lunge wurde in Prozent der gesamten Lungenfläche angegeben und aus den individuellen Werten wurde ein Durchschnittswert für den jeweiligen Betrieb ermittelt. Die Beschreibung mittels linearer Regression ist demnach wie folgt [Rob93]:

$$MLS = 4,05 + 0,363x_1 + 0,711x_2 \quad \text{Gl. 2.1}$$

MLS: Mean Lung Score (durchschnittlicher Lungen-Wert)

x_1 : Durchschnittliche Ammoniak-Konzentration [ppm]

x_2 : Durchschnittliche Gesamtstaubkonzentration [mg/m^3]

Folglich würden eine theoretische Reduzierung der durchschnittlichen Gesamtstaubkonzentration von $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ auf $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ und eine Reduzierung der Ammoniak-Konzentration von 20 ppm auf 10 ppm eine Reduzierung der Stärke der Krankheiten nach sich ziehen. Enzootische Pneumonie wird generell eine Reduzierung der Tageszunahme zugeschrieben, wenn der MLS um 10 % steigt. Die beschriebene Verbesserung der Stallluft würde demnach eine Verbesserung des MLS von 18 % auf 11 % bewirken [Rob93].

Im Allgemeinen sind Konzentrationen, unterhalb derer keine für Schweine gesundheitlichen Risiken wahrscheinlich sind, in der Literatur angegeben mit: $3,7 \text{ mg}/\text{m}^3$ für Gesamtstaub, $0,23 \text{ mg}/\text{m}^3$ für „respirable dust“ (vergleichbar PM5) [DC99].

2.2.1.2 Zusammensetzung

Konzentrationsangaben für Staub können in Form der Partikelanzahl pro Volumeneinheit oder massenspezifisch als Masse pro Volumeneinheit angegeben werden. Charakteristisch ist eine sehr große Anzahl kleiner Partikel, die jedoch aufgrund des geringen Volumens kaum zur Gesamtstaubmasse beitragen. Bei Annahme gleicher Dichte der Partikel verschiedener Staubfraktionen wird dieser Zusammenhang in Abbildung 2.2 deutlich (Volumenanteile entsprechen Gesamtmasseanteilen unter der Annahme gleicher Dichte). Die Masse des Staubs wird vorrangig bestimmt durch Partikel zwischen 5 und $35 \mu\text{m}$ Durchmesser.

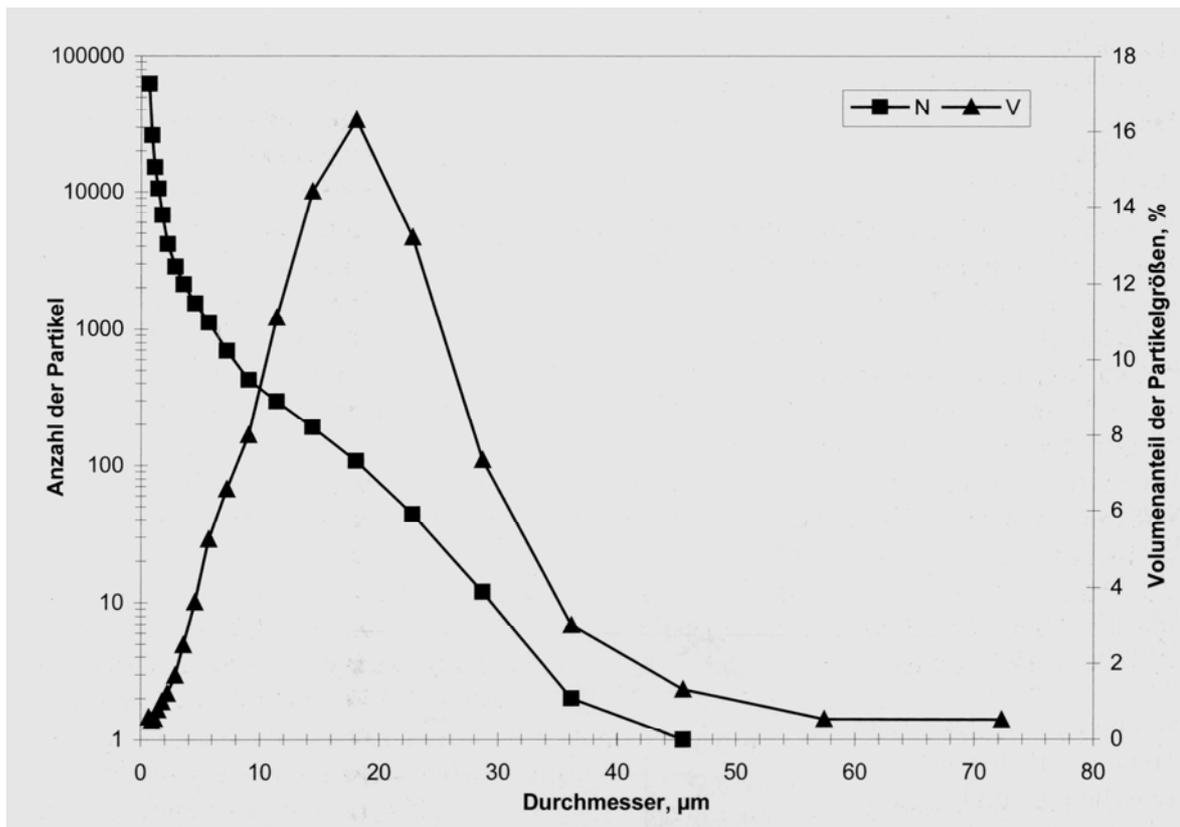


Abbildung 2.2: Staubzusammensetzung eines Schweinestalls. Größenabhängige Anzahl von Partikeln (N) und prozentualer Volumenanteil (V) einzelner Partikelgrößen am Gesamtvolumen. Messverfahren Coulter-Counter-Analyse [SH02]

Diese Aussage wird unterstützt durch Ergebnisse mikroskopischer Untersuchungen von Staubproben aus elf kommerziellen Schweinemaststallungen in den USA. So nimmt die einatembare Staubfraktion nur 3,7 % der Gesamtmasse ein, hingegen 76,1 % der Gesamtanzahl an Staubpartikeln. 50 % der Gesamtmasse werden durch die Partikel mit einem Durchmesser < 18,9 µm verursacht [HS+88].

Chemische Untersuchungen sind mit dem Ziel durchgeführt worden, die Quellen des Staubs näher zu ergründen. Die Konzentrationen von Trockenmasse, Asche, Anteil der Elemente Stickstoff, Phosphor, Kalium, Chlor und Natrium in Schwebstaub und in sedimentiertem Staub wurden bestimmt. Der Vergleich der chemischen Analyse der drei „potenziellen Quellen“ reiner Futterstaub, reiner Fäkalstaub und Hautpartikel zeigen laut den Autoren folgende Ergebnisse [AR+99]:

- Schwebstaub und sedimentierter Staub zeigen sehr ähnliche Konzentrationen der oben genannten Bestandteile.

- Mikroskopische Untersuchungen und die Ergebnisse der chemischen Untersuchung lassen die Schlussfolgerung zu, dass der Schweinestaub hauptsächlich aus Hautpartikeln und Futterresten besteht, zu geringerem Anteil aus Fäkalbestandteilen und mineralischen Kristallen, die hypothetisch Urinbestandteilen zugeordnet wurden.

Die detaillierten Ergebnisse der chemischen Analyse von Staub aus der Ferkelaufzucht (8 bis 22 kg) sind in Tabelle 2.2 wiedergegeben. Die reine Betrachtung dieser Zahlen lässt eher eine vornehmliche Zusammensetzung aus Fäkalstaub und Hautpartikeln vermuten.

Die Untersuchungen von HEBER et al. bestätigen hingegen, dass Futter eines der Hauptquellen des Staubs im Stall ist [HS+88].

Tabelle 2.2: Zusammensetzung des Staubs aus einem Ferkelaufzuchtstall und Zusammensetzung der verschiedenen möglichen Quellen [AR+99]

Staubquelle	Tr.- masse [g/kg]	Asche [g/kg]	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Cl [g/kg]	Na [g/kg]
Schwebstaub (Gemisch)	921,0	149,5	67,0	14,7	27,8	7,8	8,2
Sedimentstaub (Gemisch)	910,0	120,0	59,0	11,4	24,4	7,3	6,6
Futterstaub (Quelle)	902,5	26,0	21,8	3,4	10,2	7,1	3,6
Fäkalstaub (Quelle)	915,0	149,0	40,8	20,5	12,7	1,1	3,8
Hautpartikel (Quelle)	922,0	114,0	67,8	10,7	33,2	15,5	13,0

Schweinestaub ist Träger des typischen Stallgeruchs, was schon beim einfachen Umgang mit Staubproben deutlich wird. Flüchtige organische Komponenten (VOC – volatile organic compounds) – und unter ihnen insbesondere die langkettigen (C₄-C₉) flüchtigen Fettsäuren (VFA volatile fatty acid) – sind für den typischen Geruch verantwortlich [RM+04] [ZR+99]. In der qualitativen Analyse des Schweinestaubs, die drei verschiedene Analyseverfahren umfasste, konnten 84 verschiedene Komponenten nachgewiesen werden. Die meisten dieser Stoffe wurden in vorangegangenen Luftuntersuchungen anderer Autoren aus/über Schweineflüssigmist ebenfalls nachgewiesen. Die quantitative Analyse der fünf wichtigen Substanzen ist in Tabelle 2.3 dargestellt.

Tabelle 2.3: Massenanteile der fünf Hauptkomponenten, die im luftgetragenen Staub des Abluftvolumenstroms eines Schweinestalls mittels „purge and trap“-Methode identifiziert wurden [RM+04]

Substanz	Mittelwert Konzentration [µg/g Staub]	Standardabweichung
Essigsäure CH ₃ COOH	72	48
Propionsäure C ₃ H ₆ O ₂	22	17
Buttersäure C ₄ H ₈ O ₂	13	12
Hexanal C ₆ H ₁₂ O (Aldehyd)	29	11
Nonanal C ₉ H ₂₀ O (Aldehyd)	5	3

2.2.1.3 Einflussfaktoren

Die generellen Zusammenhänge von Staubkonzentration, Lüftungsrate und „die Staubkonzentration beeinflussenden“ Faktoren lassen sich mit folgender Massenbilanzierung beschreiben, mit deren Hilfe GUSTAFSSON die Massenbilanz in Laborstallungen zur Schweinemast empirisch beschrieb [Gus89]:

$$m = q * (C_s - C_0) + S + F \quad \text{Gl. 2.2}$$

- m: Staubproduktion [mg/h]
- q: Lüftungsrate [m³/h]
- C_s: Staubkonzentration Abluft [mg/m³]
- C₀: Staubkonzentration Zuluft bzw. Außenluft [mg/m³] ~0
- S: Sedimentierter Staub [mg/h]
- F: Staubmenge von luftreinigenden Einrichtungen gebunden [mg/h]

GUSTAFSSON konnte nachweisen, dass die Staubproduktion linear mit der Belegungsdichte und dem Tiergewicht ansteigt und zudem stark durch die Tieraktivität beeinflusst wird. Die Staubsedimentation hängt von der Luftbewegung im Stall, der Sedimentationsfläche und der Staubkonzentration im Stall ab. Mit zunehmender Lüftungsrate steigt die emittierte Staubmasse, während die sedimentierte Staubmasse abnimmt. Dies erklärt den in späteren Untersuchungen festgestellten Effekt, dass die Gesamtstaubemissionen (inhalable dust < 20 µm) im Sommer (hohe Außentemperaturen bedingen hohe Lüftungsraten) 30 % höher sind als im Winter [TP+98]. Dieser Effekt zeigte sich jedoch nicht bei der Feinstaubemission (respirable dust < 5 µm). Die geringen Innenraumkonzentrationen im Sommer wurden durch die jahreszeittypischen hohen Lüftungsraten kompensiert, so dass

die Feinstaubemission keinen signifikanten jahreszeitlichen Effekt aufwies. Hier sei jedoch bemerkt, dass Feinstaub deutlich weniger stark bzw. langsamer sedimentiert und man eher von einem Konzentrationsgleichgewicht im Stall ausgehen kann, was den Effekt zu erklären hilft [SR+05]. Abschließend schlussfolgert GUSTAFSSON, dass die Lüftungsrate keinen großen Einfluss auf die Gesamtstaubmenge hat, was den Aussagen von TAKAI et al. nicht widerspricht. Die Ergebnisse zum Sedimentationsverhalten im Stall werden eindrucksvoll durch die Untersuchungen von WANG et al. unterstützt bzw. verfeinert. Staubmessungen an 25 räumlich gleichmäßig verteilten Positionen in einem Stall ließen die Erstellung eines dreidimensionalen Konzentrationsprofils aus den gewonnenen Messergebnissen zu und die Einflüsse der Lüftungsrate auf dieses Profil konnten untersucht werden. Bei geringen Lüftungsraten stellte sich ein sehr starkes vertikales Konzentrationsprofil ein, das im Maximum 30fach höhere Konzentrationen in Bodennähe gegenüber dem Deckenbereich zeigte. Des Weiteren wird das Konzentrationsprofil stark durch die Luftströmungen beeinflusst. Eine Erhöhung der Lüftungsrate führt zu einer besseren Staubvermischung und damit abnehmenden Konzentrationsgradienten und sinkenden durchschnittlichen Staubkonzentrationen. Der Effekt der besseren Vermischung bei höheren Lüftungsraten wird eindrucksvoll an Abbildung 2.3 deutlich [WZ+00]. Die berechnete theoretische Staubkonzentration („complete mixing“) des Innenraums, die generell der Staubkonzentration der Abluft entspricht, weicht bei niedrigen Lüftungsraten stärker von den gemessenen Staubkonzentrationen im Stall (Mittelwerte der räumlich verteilten 25 Messpunkte) als bei hohen Lüftungsraten ab. Dies ist auf die abnehmenden Konzentrationsgradienten mit zunehmenden Lüftungsraten zurückzuführen. Erst bei sehr hohen Lüftungsraten (Luftwechselzahl pro Stunde > 56) steigt die Staubkonzentration wieder leicht an, wie auf Abbildung 2.3 schwach zu erkennen ist. Der Effekt ist dadurch zu erklären, dass die Resuspension (Zurückführung des sedimentierten Staubs in die Luft) der Sedimentation überwiegt. Besonders an dem Versuchsaufbau von WANG et al. war die „Art“ der Staubquelle. Bei den Versuchen dienten nicht Tiere als Quelle, sondern aus 25 gleichmäßig über die Stallfläche verteilten künstlichen Staubemissionsquellen am Stallboden wurde „Arizona Dust“ kontinuierlich erzeugt. Dies hatte den Vorteil, dass Schwankungen in der Staubentstehung mit Schweinen als Quelle (Tieraktivität usw.) vermieden werden konnten. Der in Abbildung 2.3 dargestellte Effekt kann als Maß für die Abweichung zwischen Staubkonzentration der Abluft und tatsächlich vorherrschender durchschnittlicher Innenraumkonzentration herangezogen werden. Der gleiche Effekt wurde auch in Untersuchungen von PREDICALA et al. festgestellt. Die hohe Abweichung

zwischen Abluft- und Innenraumkonzentration bei niedrigen Lüftungsraten und geringen Abweichungen bei hohen Lüftungsraten wurde ebenfalls auf eine zunehmende Vermischung der Konzentrationsprofile im Stall zurückgeführt [PM04].

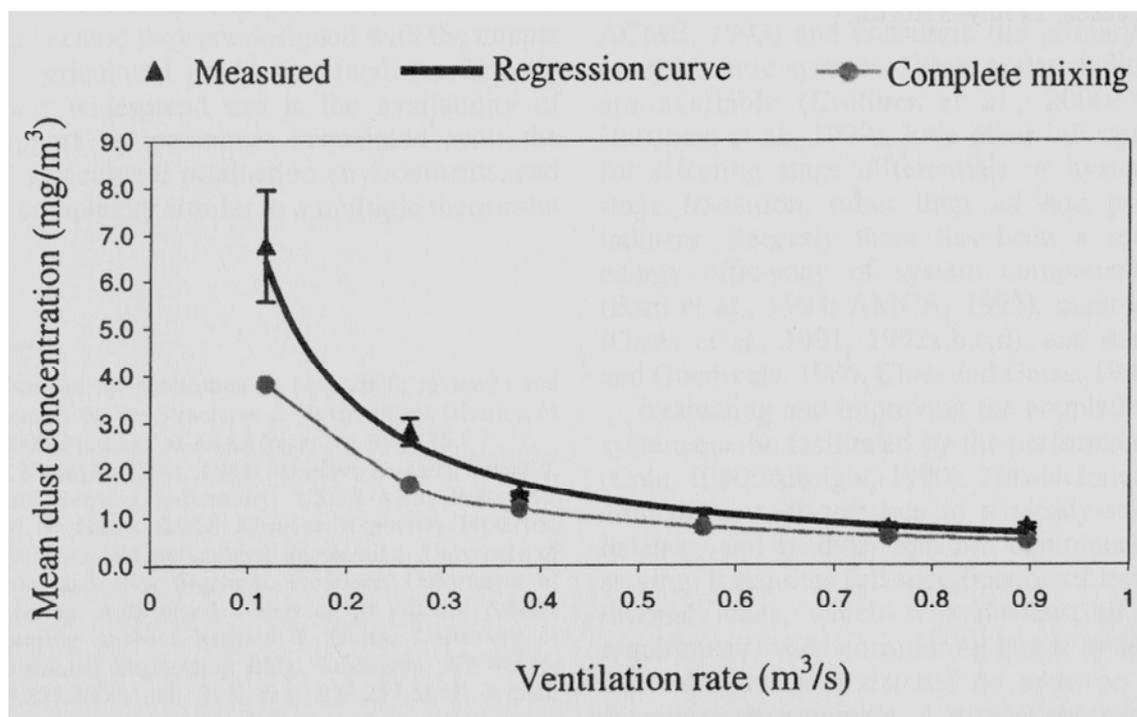


Abbildung 2.3: Zusammenhang zwischen durchschnittlicher Staubkonzentration und Lüftungsrate [WZ+00]

Die in verschiedenen Veröffentlichungen aufgezeigten Korrelationen von Außentemperatur oder Temperaturdifferenz innen/außen zur Staubkonzentration in Schweinestallungen lassen sich häufig auf den Einfluss der Lüftungsrate zurückführen. In Untersuchungen von HEBER et al. wurde eine direkte Proportionalität zwischen Staubmassenkonzentration (in diesem Fall als Nettokonzentration, d.h. abzüglich der Außenkonzentration) im Stall und Differenz von Innen- zu Außentemperatur nachgewiesen sowie eine negative Korrelation zur Außentemperatur und Luftfeuchtigkeit im Stall [HS+88]. Dies lässt sich aus den vorab dargestellten Zusammenhängen so erklären, dass Klimasteuerungen in Stallungen im Allgemeinen die Innentemperatur über die Luftvolumenrate regeln, soweit nicht Lüftungsminima unterschritten werden, oder gar die Innen-Außentemperaturdifferenz als Regelgröße mit einbeziehen. Bei niedrigen Außentemperaturen bzw. hohen Innen-Außentemperaturdifferenzen sind die Lüftungsraten vergleichsweise gering, was zu höheren Staubkonzentrationen aufgrund geringeren „Abtransports“ des von den Schweinen erzeugten Staubs und zu höheren

Innenraumfeuchten aufgrund geringeren „Abtransports“ der von den Schweinen erzeugten Feuchtigkeit führt.

Der Einfluss der Tieraktivität wurde erstmalig von PEDERSEN quantitativ analysiert. Der Zusammenhang ist durch die qualitative Darstellung in Abbildung 2.4 sehr deutlich erkennbar.

Abbildung 2.5 zeigt die Ergebnisse der quantitativen Analyse [Ped93]. Auch BÖNSCH beschrieb den Zusammenhang zwischen der motorischen Aktivität der Mastschweine und dem Schwebstaubgehalt bei Tiefstreuhaltung durch eine lineare Regressionsgleichung [Boe98]. Eine Zunahme der motorischen Aktivität der Mastschweine um 10 % erhöhte die Schwebstaubkonzentration um $0,54 \text{ mg/m}^3$ ($r = 0,97$).

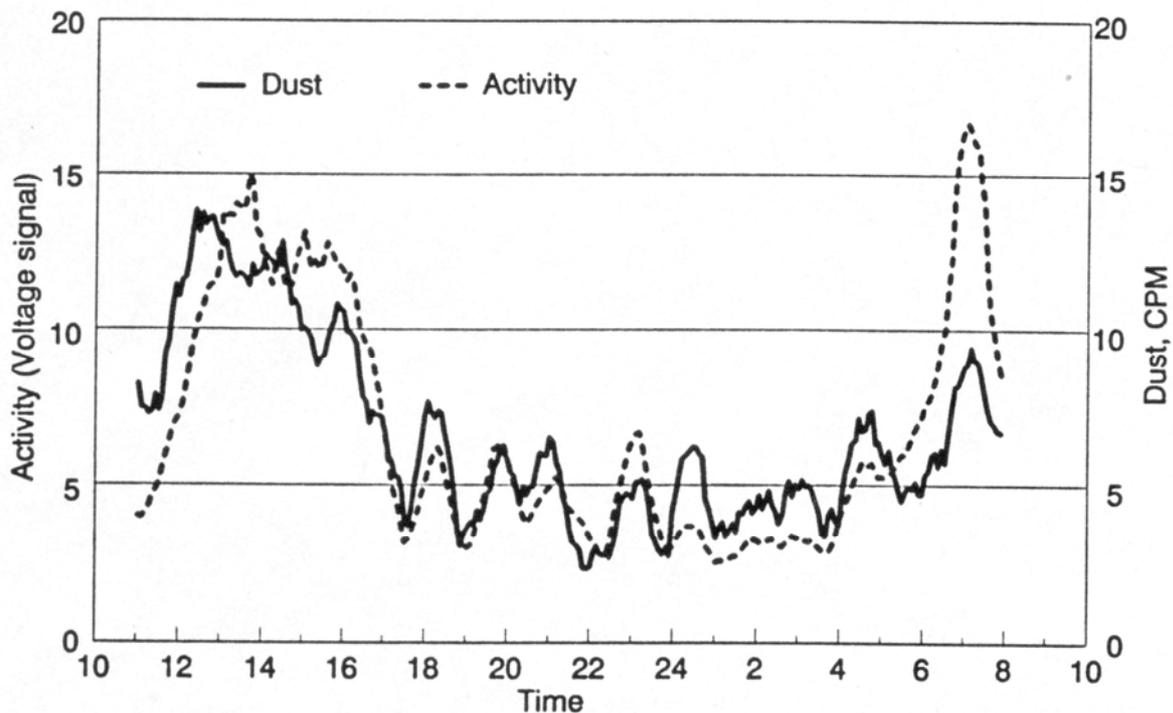


Abbildung 2.4: Aktivität und Staubgehalt im Tagesverlauf (dargestellt in fließenden Mittelwerten) [Ped93]

Die Tatsache, dass Futterbestandteile im Staub festgestellt wurden, deutet auf einen Einfluss der physikalischen Form des Futters oder der Art der Darreichung hin. Dieser Effekt wurde von GUINGAND bestätigt. Die Untersuchungen zeigten, dass Staubkonzentrationen bei Mastschweinen im Sommer, d.h. bei hohen Lüftungsraten, nicht von der Art des Futters beeinflusst wurden und somit Fütterung von Pellets im Vergleich zur Flüssigfütterung keinen signifikanten Unterschied hinsichtlich Staubkonzentration

zeigten. Im Winter hingegen, d.h. bei geringen Lüftungsraten, waren die Staubkonzentrationen bei „Pellet-Fütterung“ signifikant höher als bei Flüssigfütterung [Gui99]. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass man zum Einfluss der Fütterung häufig widersprüchliche Ergebnisse findet. So konnte BUNDY keinen signifikanten Unterschied in der Staubkonzentration durch rationierte Boden-Fütterung in Form von Futtermehl im Vergleich zu angefeuchtetem Futter (keine heutzutage typische Flüssigfütterung!) finden, jedoch einen deutlichen Unterschied im Vergleich rationierter zu nicht rationierter Fütterung feststellen. Bei der nicht rationierten Fütterung war die Staubkonzentration deutlich höher ($>$ Faktor 2), was durch verstärktes „Spielen“ mit dem Futter erklärt wurde [BH75].

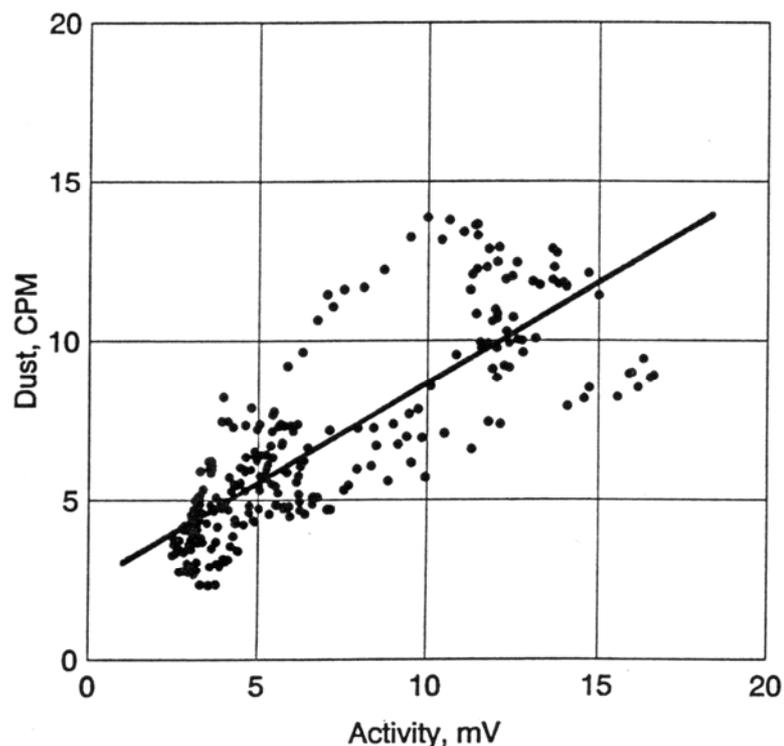


Abbildung 2.5: Korrelation zwischen Tieraktivität und Staub (CPM: „counts per minute“) [Ped93]

Der Einfluss der Luftfeuchtigkeit auf die Staubkonzentration gilt gemeinhin als sehr hoch, was in zahlreichen populärwissenschaftlichen Artikeln [Pes04] und Fachbeiträgen immer wieder erwähnt wird [Ped05]. Eine vermehrte Anzahl von Kondensationskeimen aus Wasser und Staubpartikeln bei hohen relativen Luftfeuchtigkeiten führt zu einer verstärkten Sedimentation und damit geringerer Staubkonzentration. Die Quantifizierung dieses Effekts gestaltet sich insofern schwierig, als eine erhöhte Luftfeuchtigkeit häufig

durch dominantere Einflüsse, wie z.B. einer veränderten Lüftungsrate, überlagert wird. Einzig die bei der Broiler-Mast häufig eingesetzte Verdunstungskühlung, d.h. Wasserverneblung unter Druck von 60 bis 120 bar, ist ein Mittel, um die Luftfeuchtigkeit einem Sollwert entsprechend einzustellen. Versuche, die sich eben diese Technik zu Nutze machten, zeigten folgende Ergebnisse [ED+99]:

- Der Versuchsstall, in dem die Luftfeuchtigkeit aktiv auf 75 % gehalten wurde, wies eine um durchschnittlich 17,8 % geringere Gesamtstaubkonzentration (inhalable dust) gegenüber dem ohne Befeuchtung betriebenen Stall auf.
- Die erhöhte Luftfeuchtigkeit hatte keinen Einfluss auf die Feinstaubkonzentration (respirable dust).
- Der Effekt wurde damit erklärt, dass nur „große“ Teilchen verstärkt Feuchtigkeit aufsaugen, wodurch ihr spezifisches Gewicht erhöht wird und die Teilchen dadurch schneller sedimentieren.

Zusammenfassend zum Thema des Einflusses auf die Staubemission lässt sich sagen, dass die Tieraktivität und die Lüftungsrate die Haupteinflussfaktoren auf die Staubkonzentration im Stall sind und damit die Emission maßgeblich beeinflussen. Die Lüftungsrate hat einen doppelten Einfluss. Zum einen als Faktor im Produkt von Staubkonzentration und Luftvolumenstrom, zum anderen durch die Beeinflussung der Vermischung im Stall und damit einer zunehmenden Gesamtemission bei zunehmenden Lüftungsraten über den „mathematischen Effekt“ (Faktor im Produkt) hinaus.

2.2.1.4 Quellstärken Staub

Erste wissenschaftliche Untersuchungen von GRÜTER ergaben bei gravimetrisch bestimmten Staubkonzentrationen zwischen 0,8 bis 7,7 mg/m³ kalkulatorische Quellstärken von 45 bis 302 mg/(h*Tier) [Grü75]. In den vergangenen Jahren wurden Forschungsvorhaben mit teilweise länderübergreifenden Untersuchungen zur Bestimmung der Quellstärken für Staub in Abhängigkeit der Haltungform durchgeführt. Die häufig zitierten Ergebnisse von TAKAI et al sind in Tabelle 2.4 wiedergegeben. Es sind nur die Werte für Mastschweine auf Spaltenböden detailliert angegeben und der Lebendmassebezogene Durchschnitt über alle Haltungsverfahren und -stufen, d.h. inklusive Sauen und Aufzucht in den verschiedenen Haltungsformen. Die Untersuchung umfasste ebenso detailliert Sauen- und Aufzuchtstallungen, Rindviehstallungen verschiedenster Ausprägung

und Geflügelstallungen verschiedenster Ausprägung. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass die Bestimmung der Lüftungsrate mit Hilfe der CO₂-Methode erfolgte, die, wie man aus der Veröffentlichung von HINZ et al. weiß, eine Messgenauigkeit im 24h-Mittel von 6,5 % aufweist, jedoch tageszeitbedingt um bis zu 20 % vom tatsächlichen Luftvolumenstrom abweichen kann [HL99].

Tabelle 2.4: Durchschnittliche Emissionsraten von Schweinen für „inhalable dust“ (< 20 µm) und „respirable dust“ (< 5 µm) bezogen auf den Stallbesatz in 500 kg Lebendmasse (GV) [TP+98]

Land	„inhalable dust“ [mg/(h GV)]	“respirable dust” [mg/(h GV)]
England	895	133
Niederlande	418	40
Dänemark	604	57
Deutschland	532	34
Durchschnitt über alle Haltungsstufen und -verfahren aller Länder	762	85

2.2.2 Geruchsemission

Geruch war in den „Frühtagen“ der Abluftfilterung in der Landwirtschaft der treibende Faktor für zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen. Konflikte mit Nachbarn zu intensiver Tierhaltung führten immer wieder zu Beschwerden und dem Suchen nach Abhilfe [Sch70; SB+71].

2.2.2.1 Geruchswahrnehmung

Die anatomisch physiologischen und psychologischen Grundlagen des Geruchs werden in der VDI 3881 „Olfaktometrie Geruchsschwellenbestimmung“ beschrieben und sollen zum besseren Verständnis des Sachverhalts hier verkürzt wiedergegeben werden: Zur Wahrnehmung von „Geruch“ beim Menschen müssen geruchsintensive Stoffe in ausreichender Konzentration in der Atemluft vorhanden sein, um über die Nasenschleimhaut in der Kuppel der Nasenhöhle aufgenommen werden zu können (notwendiges Konzentrationsgefälle zur Absorption und Diffusion) und an den Riechzellen

eine Reizung hervorzurufen (ausreichende Anzahl Geruchsstoffmoleküle müssen bei der Anlagerung an dazu passende Rezeptoren diese erregen, d.h. eine Überschreitung des kritischen Membranschwellenpotenzials verursachen). Man spricht in diesem Zusammenhang auch von der Empfindungsschwelle beim Menschen und der dieser entsprechenden Schwellenkonzentration des Geruchsstoffs. Der Geruchsstoff muss folgende chemisch-physikalischen Charakteristika besitzen, um an die Riechzellen gelangen zu können: Geruchsstoffe müssen ausreichend flüchtig sein und für die Durchdringung der Schleimschicht auf den Riechzellen hinreichend wasserlöslich. Zusätzlich ist eine gewisse Fettlöslichkeit erforderlich, damit der Geruchsstoff in die lipidhaltige Membran der Riechzellen oberflächlich eindringen kann.

Hinsichtlich chemischer Zusammensetzung müssen die Moleküle eine osmophile (geruchstragende) Gruppe enthalten. Man spricht von Euosmophoren (griechisch eu = wohl, gut), wenn folgende chemischen Gruppen enthalten sind: $-CHO$, $>CO$, $-CH_2OH$, $-COOR$, $-OR$, $-CN$ und NO_2 . Man spricht von Kakosmophoren (griechisch kakos = übel), wenn folgende chemischen Gruppen enthalten sind: $-SH$, $-SR$, $-CHS$, $-CSR$, $-NC$. Doppelbindungs- oder aromatische Systeme können ebenfalls osmophile Gruppen sein. Bei Geruchsstoffen aus der Tierhaltung handelt es sich um Riechstoff-Komplexe. Besonders ist hierbei, dass sich die Geruchsintensität von Einzelstoffen beim Auftreten in Riechstoff-Komplexen in unterschiedlicher Art ändern kann: Es können kompensatorische, additive und synergistische oder über-additive Wirkungen auftreten [Old89].

2.2.2.2 Quellen der Geruchsstoffe bei Schweinen

Als Quellen der Geruchsstoffe in der Tierhaltung können nach OLDENBURG folgende Stoffe ursächlich sein: Futtermittel, Exkremate (Kot und Harn) und tierspezifische Geruchs- und Schadgasquellen (Atmung, Schweißabsonderung, Speichel). Im Folgenden soll jedoch nur auf die in der Schweinehaltung dominierende Quelle der Exkremate und die mikrobielle Umsetzung ihrer organischen Komponenten eingegangen werden. In der umfassenden Literaturrecherche von ZHU et al. wurden flüchtige Fettsäuren VFA (volatile fatty acids) und unter diesen insbesondere die langkettigen (C_4 - C_9) als gute Indikatoren für den Schweinegeruch angesehen. Die Entstehung der VFAs wurde auf die mikrobielle Aufspaltung der Exkremate zurückgeführt. Die mikrobielle Umsetzung beginnt bereits im Gastrointestinaltrakt der Schweine in Form von mikrobieller Oxidation, Reduktion oder

Fermentation von Kohlenwasserstoffen und Proteinen. Dabei werden organische Säuren als ein Beiprodukt der anaeroben Umsetzung erzeugt. Dieser Abbauprozess wird außerhalb des Körpers entsprechend den gegebenen Bedingungen hinsichtlich Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert weiter fortgesetzt. Eine Übersicht über typische Bakterien im Zusammenhang mit der Schweinehaltung und ihren bevorzugten Umgebungsbedingungen ist in Tabelle 2.5 wiedergegeben, um die später diskutierten Effekte durch Flüssigmistbehandlung in Form von Säureeintrag zur pH-Wert-Senkung oder Lufteintrag zur Schaffung aerober Verhältnisse erklärbar zu machen [ZR+99].

Tabelle 2.5: pH-Werte und Temperaturbereiche für optimales bakterielles Wachstum [ZR+99]

Bakterien-Gattung	pH	Temperatur [°C] (optimale Beding.)	Sauerstoff-Toleranz
Peptostreptococcus	6,0-8,0	25-45 (35-37)	Nein
Streptococcus	4,0-9,6	15-45 (35-37)	Ja für die meisten Stämme
Eubacterium	6,5-7,5	20-45 (37)	Nein
Clostridium	6,5-7,0	15-69 (30-37)	Nein für die meisten Stämme
Propionibacterium	6,5-7,5	30-37 (35)	Nein bis aerotolerant
Bacterioides	5,0-8,5	25-45 (37)	Nein
Megasphaera	7,4-8,0	25-40 (30)	Nein

Die Autoren halten Clostridium und Eubacterium für die wahrscheinlich maßgeblichsten Verursacher geruchsintensiver VFAs. Des Weiteren würden die meisten Geruchsstoffe im Flüssigmist der Schweine aus dem Abbauprozess von Proteinen herrühren. Somit würde eine Reduzierung des Proteingehalts im Flüssigmist (stickstoffangepasste Fütterung) eine Verminderung des Flüssigmistgeruchs bewirken [ZR+99].

Dass es sich beim Schweinegeruch um ein Vielstoffgemisch handelt, wird eindrucksvoll in der von O'NEIL et al. durchgeführten Literaturrecherche deutlich. Insgesamt wurden in unterschiedlichsten Untersuchungen 168 verschiedene Substanzen im Schweinegeruch identifiziert, die von den Autoren in einer umfassenden Tabelle zusammengestellt wurden und, wenn vorhanden, um die Schwellenkonzentrationen ergänzt wurden. Von den zehn Substanzen mit den geringsten Schwellenkonzentrationen enthalten sechs Schwefel [OP92].

2.2.2.3 Einflussfaktoren auf den Geruchsstoffstrom

In umfangreichen olfaktometrischen Geruchsmessungen in den Sommermonaten an vier Maststallungen (je 1.000 Tiere mit Vollspaltenboden und Unterflur-Flüssigmistlagerung) in den USA wurden die vorgefundenen Zusammenhänge statistisch ausgewertet und mathematisch beschrieben. Durchschnittlich wiesen die Stallungen einen spezifischen Geruchsstrom von rund 75 GE/(s GV). Der mathematische Zusammenhang zwischen spezifischer Geruchsemission und Lüftungsrate kann statistisch signifikant ($p < 0,001$; $r^2 = 16,4 \%$) wie folgt beschrieben werden [SH+03] (modifizierte Darstellung).

$$e = f \left(\left(\frac{V/N}{V_{\min}} \right)^{1,029} \right) \quad \left[\frac{GE}{s * GV} \right] \quad \text{Gl. 2.3}$$

V	Luftvolumenstrom [m ³ /s]
N	Anzahl der vorhandenen Mastplätze
V _{min}	Minimaler Luftvolumenstrom je Tierplatz [m ³ /s]
GV	500 kg Lebendmasse

Des Weiteren wurde festgestellt, dass die Geruchsemission bei steigender Innenraumtemperatur in exponentieller Form zunimmt [SH+03].

Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von OLDENBURG, bei denen ebenfalls ein Anstieg der spezifischen Geruchsemission mit zunehmender Zulufttemperatur (und damit Innenraumtemperatur) festgestellt wurde. Dies wurde erklärt mit der höheren mikrobiellen Umsetzung aufgrund gestiegener Temperaturen, das auf Entwärmung ausgerichtete Tierverhalten und die gestiegenen Luftraten bei hohen Zulufttemperaturen. Somit wurden im Sommer höhere Geruchsemissionen festgestellt als im Winter [Old89]. Die Einflüsse auf den Gleichgewichtszustand zwischen gelöstem und gasförmigem Zustand der Geruchsstoffe folgen dem Henry'schen Gesetz und sind analog der an späterer Stelle beschriebenen Gesetzmäßigkeiten für Ammoniak zu sehen.

Darüber hinaus wurde von OLDENBURG eine Zunahme der Geruchsemission pro GV (Großvieheinheit entspricht 500 kg Lebendmasse) mit abnehmender durchschnittlicher Lebendmasse der Tiere festgestellt. Dies führt der Autor auf das höhere Temperaturniveau bei der Haltung jüngerer Tiere und eine eiweißreichere Rationszusammensetzung zurück. Höhere Temperaturen bewirken höhere mikrobielle Aktivität und eiweißreichere Nahrung höheren Proteinanteil in den Exkrementen, die sich somit in ihrer Wirkung verstärken. Es

konnte kein Unterschied zwischen Geruchsemissionen bei Trocken- und Flüssigfütterung beobachtet werden und auch zwischen Voll- und Teilspaltenboden konnte bez. Geruchsemission keine signifikante Differenz ermittelt werden. Steigende Geruchsemissionen bei zunehmendem Verschmutzungsgrad der Tiere und Stallflächen wurde beobachtet [Old89]. Der geruchsemissionsmindernde Effekt einer Eiweiß-angepassten Fütterung der Mastschweine liegt, wie bereits dargelegt wurde, nahe, konnte jedoch in wissenschaftlichen Untersuchungen nicht eindeutig nachgewiesen werden [AHK03]. Die Autoren schlussfolgern jedoch, dass „die tendenziellen Unterschiede in der Intensität und der Hedonik (Gefühlsassoziation bei der Geruchswahrnehmung) darauf hindeuten, dass die Eiweiß-angepassten gefütterten Tiere einen etwas milderen Güllegeruch verursachen und somit auch von einer qualitativen Änderung in den Geruchskomponenten ausgegangen werden kann“.

Über die dargestellten wissenschaftlichen Zusammenhänge und Einflussfaktoren der Geruchsentstehung hinaus gibt Abbildung 2.6 einen Überblick über alle auftretenden Einflussfaktoren. Nicht alle diese Einflussfaktoren wurden in der Vergangenheit wissenschaftlich untersucht bzw. belegt.

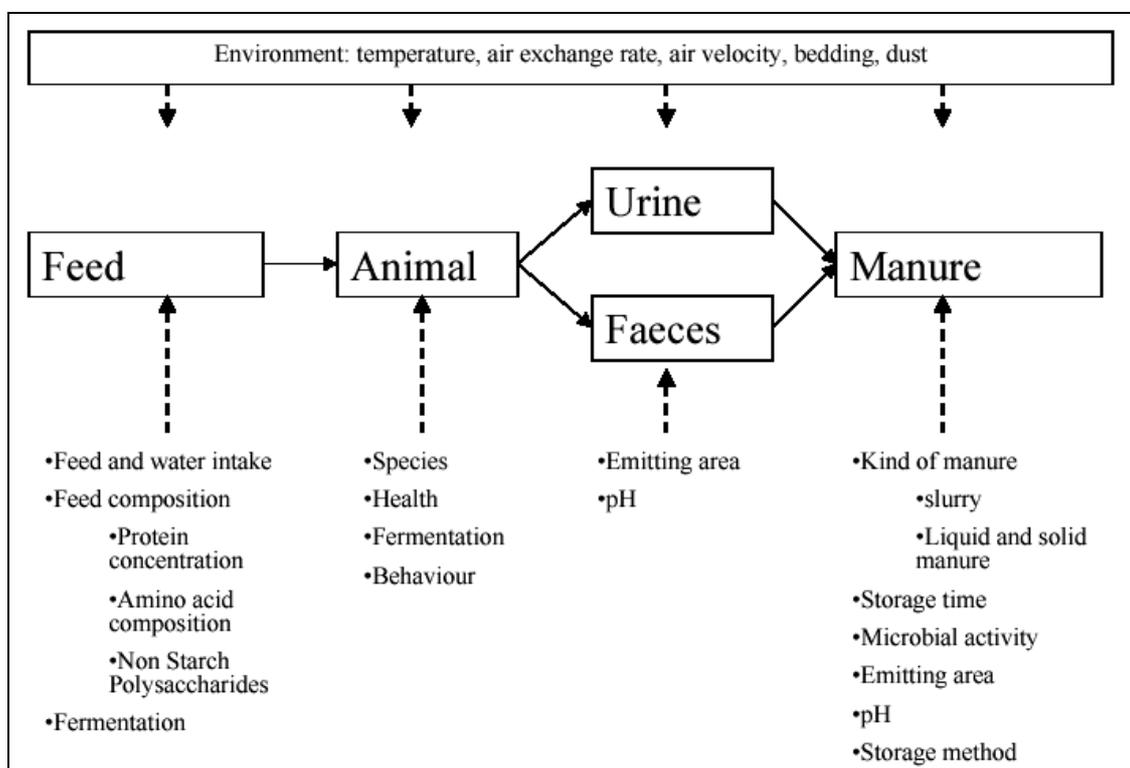


Abbildung 2.6: Einflussfaktoren auf die Geruchsemission in der Nutztierhaltung [OA05]

2.2.2.4 Quellstärken Geruch

Die bereits erwähnten wissenschaftlichen Untersuchungen ergaben im Falle von OLDENBURG 53 GE/(s GV) für Mastschweine (Flüssigfütterung und Durchschnitt der Stallungen mit Teil- und Vollspaltenboden) und im Falle von SCHAUBERGER et al. 75 GE/(s GV). Die Ergebnisse einer Literaturrecherche zeigen die große Streubreite der Untersuchungen zur Geruchsemission von Mastschweinen auf Vollspaltenboden mit Werten von 33 bis 175 GE/(s GV) [MH+98].

2.2.3 Ammoniak-Emission

2.2.3.1 Bedeutung für Gesundheit und Umwelt

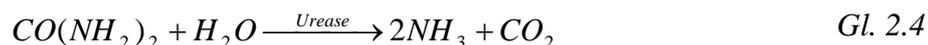
Konzentrationen unterhalb derer keine für Menschen gesundheitlichen Risiken wahrscheinlich sind, werden mit 7 ppm angegeben [DC99]. Der derzeitige MAK-Wert (maximale Arbeitsplatzkonzentration) beträgt 20 ppm [DFG04].

Konzentrationen unterhalb derer keine für Schweine gesundheitlichen Risiken wahrscheinlich sind, werden mit 11 ppm angegeben [DC99].

2.2.3.2 Ammoniak-Entstehung und Einflussfaktoren

Die Zusammenhänge der Ammoniak-Entstehung im Schweinestall wurden sehr systematisch von MONTENY [Mon01] und GROOT KOERKAMP et al. [GM+98] beschrieben und seien hier wiedergegeben:

Ammoniak in Schweinestallungen entsteht durch Abbau des durch die Tiere ausgeschiedenen Harnstoffs durch das Enzym Urease nach folgender Reaktionsgleichung [Mon01]:



Nach diesem Harnstoffabbau, bei dem die Urease-Aktivität Prozessschritt-bestimmend ist, steht Ammoniak mit der feuchten bzw. flüssigen Umgebung der Exkremente in einer Gleichgewichtsreaktion, die durch die Temperatur und den pH-Wert beeinflusst wird [Mon01]:



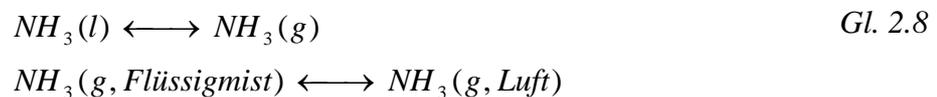
Der Harnstoff-Abbau durch Urease ist ein vergleichsweise schneller Prozess, was in Versuchen mit Rinderurin gezeigt wurde, bei dem ein vollständiger Abbau innerhalb von Stunden unter üblichen klimatischen Bedingungen erfolgt. Gleichung 2.5 kann auch wie folgt beschrieben werden [GM+98]:



Laut den Autoren ist unterhalb eines pH-Wertes von 7 fast alles Ammoniak in Form von Ammonium gebunden und neigt nicht zur Verflüchtigung. Höhere Temperaturen begünstigen höhere Ammoniak-Konzentrationen. Dies ist zurückzuführen auf den positiven Einfluss auf die Dissoziationskonstante, die definiert ist als [GM+98]:

$$K_a = \frac{[NH_3] * [H_3O^+]}{[NH_4^+]} \quad \text{Gl. 2.7}$$

Das Verdunstungsgleichgewicht folgt dem Henry'schen Gesetz für verdünnte Systeme [GM+98]:



Der Partialdruck des gasförmigen Ammoniaks ($NH_3(g)$) ist proportional der Ammoniak-Konzentration in der Flüssigkeit ($NH_3(l)$). Die Verflüchtigung des Ammoniaks aus dem Flüssigmist, der Massenfluss (mass flux) ist definiert als Produkt der Differenz der Partialdrücke zwischen den beiden Medien und dem Übergangskoeffizienten. Höhere Partialdrücke resultieren somit in einem höheren Massenfluss. Der Übergangskoeffizient nimmt mit zunehmender Luftgeschwindigkeit an der Grenzschicht zu.

Somit beobachtet man bei hohen Lüftungsraten im Sommer einen sich verstärkenden Effekt. Hohe Lüftungen verursachen einen verstärkten „Abtransport“ des gasförmigen NH_3 (sinkende Ammoniak-Konzentrationen) und damit eine Konzentrationsverschiebung hin zu sinkenden Ammonium-Konzentrationen entsprechend der Dissoziationskonstanten, d.h. einer in Summe verstärkten Ammoniak-Freisetzung. Zum anderen wird durch die höhere Luftgeschwindigkeit im Stall und damit auch über dem Flüssigmist der

Übergangskoeffizient erhöht, was ebenfalls zu einer vermehrten Ammoniak-Freisetzung führt. Die Umsetzungsgeschwindigkeit der Urease wird jedoch damit mehr und mehr der Geschwindigkeitsbestimmende Faktor des Gesamtprozesses. Der Einfluss der erhöhten Luftraten auf steigende Ammoniak-Emissionen wurde in Untersuchungen von HAHNE et al. bestätigt. Die Autoren stellten während der Sommerzeit im Mittel der Versuchsvarianten 23 % höhere Ammoniak-Emissionen pro Lebendtiermassezuwachs gegenüber der Winterperiode fest. Der Effekt wurde auf höhere Luftraten und Stalltemperaturen während der Sommermast zurückgeführt [HH+99]. Die Abhängigkeit der absoluten Ammoniak-Emission von Tierdichte und Tiergewicht liegt aufgrund der damit einhergehenden größeren umgesetzten organischen Masse nahe und wurde in Versuchen von HINZ et al. bestätigt. Die Autoren beschreiben den Zusammenhang mittels linearer Regression [HL99].

Der Einfluss der Luftgeschwindigkeit über „emittierenden“ Stalloberflächen wurde in Untersuchungen von HARTUNG und BÜSCHER belegt. Die Autoren beschrieben den Einfluss der Luftgeschwindigkeit auf den Stoffübergang mittels einer linearen Regression [HB95]. Die prozesstechnische Relevanz dieses Ergebnisses wurde in der Arbeit von KECK et al. [KB+95] deutlich, die den Einfluss der Lüftungsführung auf die Emission von Ammoniak in Maststallungen untersuchte. Eine impulsarme Zuluftführung (Rieselkanal oder Futterganglüftung) zeigte gegenüber einer Deckenstrahllüftung 20 % geringere Emissionen. Der Einfluss der Größe der emittierenden Fläche (verkotete Stalloberfläche, Flüssigmistlager, ...) wurde von OLDENBURG [Old89] und SIEBER [Sie03] belegt.

SOUSA et al. fanden darüber hinaus eine Korrelation zwischen Ammoniak-Emission und Tieraktivität. Der typische Tagesverlauf der Ammoniak-Emissionen fiel hinsichtlich der charakteristischen Peaks mit den typischen Aktivitätsspitzen zusammen [SP03].

Ammoniak wird darüber hinaus im mikrobiellen Abbau stickstoffhaltiger Proteine erzeugt. Nach dem enzymatischen Abbau von Proteinen und Polypeptiden zu Aminosäuren entsteht NH_4^+ in der darauf folgenden Deamination [ZR+99]. Somit ist die Ammoniak-Freisetzung über die beschriebenen „Ureaseabhängigkeiten“ hinaus proportional zum mikrobiellen Proteinabbau.

Die angeführte Tabelle 2.6 fasst die generellen Zusammenhänge hinsichtlich Entstehung und Emission von Ammoniak zusammen.

Tabelle 2.6: Schematischer Überblick hinsichtlich Prozess- und Einflussfaktoren bei der Entstehung von Ammoniak aus der Tierhaltung; nach [GM+98]

Prozess	Stickstoffverbindung und Erscheinungsform	Einflussfaktor
(1) Fäkalien-Produktion	Harnstoff, unverdaute Proteine	Tier (Anzahl, Gewicht)
(2) Abbau	Ammoniak/Ammonium im Flüssigmist	Reaktionsbedingungen im Flüssigmist: T, pH, A_w
(3) Verflüchtigung	Ammoniak in der Luft	Reaktionsbedingungen und \updownarrow Lokalklima
(4) Lüftung	Ammoniak im Stall	Lokalklima Luft: T, r.F., Luftgeschwindigkeit
(5) Emission	Ammoniak in der Umwelt	Abluftbehandlung

- T Temperatur
- pH pH-Wert
- A_w Aktivität des Wassers
- r.F. relative Luftfeuchtigkeit
- \updownarrow Interaktion zwischen Prozessbedingungen und Lokalklima

Eine sehr umfassende Beschreibung wurde von ROM und DAHL erarbeitet und diente als Grundlage für wissenschaftliche Untersuchungen zur Quantifizierung des Ammoniak-Gleichgewichts in der Mastschweinehaltung auf Vollspaltenböden. Abbildung 2.7 gibt diese umfassende Darstellung wieder.

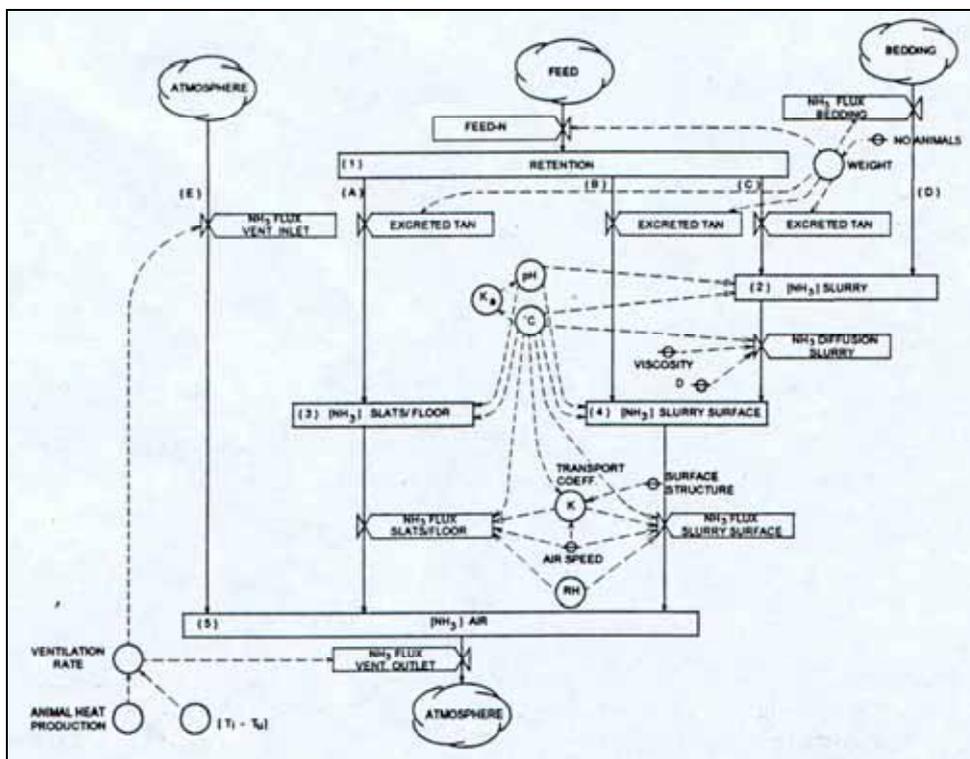


Abbildung 2.7: Systemanalyse des Ammoniak-N-Flusses in Schweinemastställen [RD97]

2.2.3.3 Quellstärken Ammoniak

Ammoniak-Emissionen aus Schweinehaltung sind in der Vergangenheit zahlreich untersucht worden. Die Ergebnisse variieren dabei in Abhängigkeit von Messprinzip, Jahreszeit und Haltungsform recht stark. So ermitteln GALLMANN et al. Ammoniak-Emissionen von 4,2 bis 6,3 g/(h GV). Oldenburg hingegen stellt für Vollspaltenbodenställe Emissionsraten von durchschnittlich 2,38 g/(h GV) fest. Dieser Wert deckt sich mit den Ergebnissen einer sehr umfangreichen, internationalen Untersuchung von GROOT KOERKAMP et al., die in Tabelle 2.7 wiedergegeben sind [GM+98].

Tabelle 2.7: Durchschnittliche Ammoniak-Emissionen für Mastschweine auf Vollspaltenboden (GV = 500 kg Lebendmasse); nach [GM+98]

Land	Ammoniak-Emissionen [mg/(h GV)]	Außentemperaturdurchschnitt [°C]
England	2.592	10,1
Holland	2.076	9,8
Dänemark	2.568	8,4
Deutschland	2.398	10,5

2.2.4 Sonstige Schadgasemissionen

Über das Schadgas Ammoniak hinaus sind vor allem Methan- und Schwefelwasserstoff-Emissionen bei der Intensivtierhaltung von Bedeutung. Lachgas ist bei der konventionellen Haltung auf Voll- oder Teilspaltenböden von untergeordneter Bedeutung, kann jedoch bei der Haltung mit Einstreumaterialien nicht vernachlässigt werden. So wurden kalkulatorische Emissionen von 0,15 kg N₂O pro Tierplatz und Jahr bei Haltung der Mastschweine auf Spaltenboden ermittelt (durchschnittliche Innenraumkonzentration von 0,2 ppm), bei Haltung auf Kompost hingegen 1,43 kg N₂O pro Tierplatz und Jahr (durchschnittliche Innenraumkonzentration von 2,0 ppm) [Hoy95]. Umfangreiche Messungen in fünf Mastschweineställen mit Vollspaltenboden über ein Jahr hinweg ergaben Methanemissionen von 2,8 bis 4,5 kg pro Tierplatz und Jahr. Die Methanemissionen liegen damit in einer Größenordnung vergleichbar mit Ammoniak, die in dieser Untersuchung mit 2,8 bis 3,7 kg pro Tierplatz und Jahr angegeben wurden. Schwefelwasserstoffemissionen beliefen sich auf 0,3 kg pro Tierplatz und Jahr.

Kohlendioxid (als typisches Prozessgas und weniger als Schadgas) ist hingegen mit Emissionen von 527 bis 660 kg pro Tierplatz und Jahr ein sehr bedeutendes Spurengas in der Schweinehaltung, das jedoch als direktes Hauptprodukt in der Prozesskette des „Organismus Schwein“ nicht zu vermeiden ist [HH+99].

2.2.5 Emission luftgetragener Keime

2.2.5.1 Bedeutung für Gesundheit und Umwelt

Untersuchungen zum Keimgehalt der Stallluft wurden bereits in den 60er Jahren durchgeführt, wie in der von MEHLHORN zusammengestellten Literaturübersicht deutlich wird [Meh85]. Die Keimflora der Stallluft setzt sich überwiegend aus Staphylokokken (etwa 60 %), Streptokokken (30 %), Pilzen und einer wechselnden Zahl anderer Mikroorganismen wie z.B. Enterobakterien zusammen [Har05].

Keime in der Stallluft sind aus verschiedener Sicht von Bedeutung: Zum einen ist der Keimgehalt bzw. Indikatorkeimgehalt ein Hygienemaß des Bestandes und damit ein Maß für die „Ansteckungswahrscheinlichkeit“ innerhalb des Bestandes [Meh85], zum anderen können die Keime für den Menschen von gesundheitlicher Relevanz sein. Dies ist speziell bei Endotoxinen der Fall, denen bei der Entstehung von Atemwegserkrankungen eine maßgebliche Rolle zugeschrieben wird. Endotoxine sind Teile der Zellwand gramnegativer Bakterien, die beim Zerfall der Bakterien freigesetzt werden. Chemisch sind sie Lipopolysaccharide [Har05]. In geringerem Maße kommt den Luftkeimen eine Gesundheitsgefährdung durch eine mögliche Krankheitsübertragung vom Tier auf den Menschen – den so genannten Zoonosen – zu [Bau05].

Hinsichtlich der Endotoxine findet man in der Literatur Angaben zu Grenzwerten. Konzentrationen unterhalb derer keine für Menschen gesundheitlichen Risiken wahrscheinlich sind: 614 EU/m³ für Gesamt-Endotoxine; 0,35 EU/m³ für respiratorische Endotoxine [DC99]. Endotoxin-Konzentrationen, unterhalb derer keine für Schweine gesundheitlichen Risiken wahrscheinlich sind, sind mit 1.540 EU/m³ angegeben [DC99].

Tabelle 2.8 enthält eine Zusammenstellung von pathogenen oder fakultativ pathogenen Bakterien, Pilzen, Viren, von denen bekannt ist, dass sie in Hühner- und Schweineställen über die Luft übertragen werden können, also im luftgetragenen Zustand für einige Zeit überlebensfähig sind.

Tabelle 2.8: Aerogen übertragbare Mikroorganismen und Viren bei Huhn und Schwein (nach Wathes 1994) [Har05]

Bakterien	Pilze	Viren
<i>Bordetella bronchiseptica</i>	<i>Aspergillus flavus</i>	African swine fever
<i>Brucella suis</i>	<i>Aspergillus fumigatus</i>	Avian encephalomyelites
<i>Corynebacterium equi</i>	<i>Aspergillus nidulans</i>	Avian leukosis
<i>Erysipelothrix rhuspathiae</i>	<i>Aspergillus niger</i>	Foot-and-mouth disease
<i>Escheria Coli</i>	<i>Coccidioides immitis</i>	Fowl plague
<i>Haemophilus gallinarus</i>	<i>Cryptococcus neoformans</i>	Hog cholera
<i>Haemophilus parasuis</i>	<i>Histoplasma farcinorum</i>	Inclusion body rhinitis
<i>Haemophilus pleuropneumoniae</i>		Infectious bronchitis of fowls
<i>Listera monocytogenes</i>	Protozoa	Infectious laryngotracheitis of fowls
<i>Leptospira pomona</i>	<i>Toxoplasma gondii</i>	Infectious nephrosis of fowls
<i>Mycobacterium arium</i>		Infectious procine encephalomyelitis
<i>Macobacterium tuberculosis</i>	Rickettsia	Marek's disease
<i>Mycoplasma gallispeticum</i>	<i>Coxiella burnetii</i>	Newcastle disease
<i>Mycoplasma hyorhinus</i>		Ornithosis
<i>Mycoplasma suipneumoniae</i>		Porcine enterovirus
<i>Pasteurella multocida</i>		Swine influenza
<i>Pasteurella pseudotuberculosis</i>		Transmissible gastroenteritis of swine
<i>Salmonella pullorum</i>		
<i>Salmonella typhimurium</i>		
<i>Staphylococcus aureus</i>		
<i>Streptococcus suis</i> type II		

2.2.5.2 Quellstärken Keime

Der Keimgehalt der Luft unterliegt ähnlich dem Staub bestimmten Einflussfaktoren. So steigt mit dem Tiergewicht in der Schweinemast die Keimkonzentration im Stall. Man erkennt des Weiteren einen deutlichen Tagesrhythmus der Keimkonzentration, die die Bewegungsaktivität der Tiere widerspiegelt. In Abhängigkeit von der Lüftungsintensität ist die bakterielle Kontamination der Stallluft in den Sommermonaten niedriger als in den Wintermonaten, wozu auch die stallklimatischen Parameter beitragen (Keimwachstum begünstigendes Temperaturniveau) [Meh85]. Ähnliche Beeinflussungsfaktoren von Staub- und Keimkonzentrationen in der Luft sind nahe liegend, angesichts der Tatsache, dass stallluftgetragene Mikroorganismen meist nicht isoliert vorkommen, sondern an Staubpartikeln, in so genannten Clustern, agglomeriert sind, die stark variierende Keimbelastungen aufweisen können. Daher schwanken die aerogenen mikrobiellen Konzentrationen in weiten Grenzen [See00].

In einer umfassenden internationalen Untersuchung wurden Konzentrationen an Endotoxinen, Gesamtbakterien, Enterobacteriaceae (als Indikatorkeim für Gram-negative Bakterien) sowie Pilzen und Hefen ermittelt und die entsprechenden Emissionsraten errechnet. Die Messungen erstreckten sich über verschiedene Tierarten und Haltungsformen. Durchschnittliche Innenraumkonzentrationen für die Schweinehaltung waren $5,1 \log \text{KBE}/\text{m}^3$ Gesamtbakterien und $3,7 \log \text{KBE}/\text{m}^3$ für Enterobacteriaceae. Durchschnittliche Endotoxinkonzentrationen in Ställen für Mastschweine beliefen sich auf $135,1 \text{ ng}/\text{m}^3$ bei Tag und $109,1 \text{ ng}/\text{m}^3$ bei Nacht für „inhalable Endotoxine“ und $13,0 \text{ ng}/\text{m}^3$ bei Tag und $11,4 \text{ ng}/\text{m}^3$ bei Nacht für „respirable Endotoxine“ [SH+98]. Es sei hier bemerkt, dass die Konzentrationen aus den Staubsammlungen heraus bestimmt wurden, die in „respirable dust“ und „inhalable dust“ differenziert wurden. Es kamen dazu zwei verschiedene Sammelköpfe zum Einsatz. Grob abschätzend kann man unter „inhalable dust“ Partikel $< 20 \mu\text{m}$ und unter „respirable dust“ Partikel $< 5 \mu\text{m}$ zusammenfassen.

Daraus ergeben sich Emissionszahlen von durchschnittlich $49,8 \mu\text{g}/(\text{h GV})$ für „inhalable“ Endotoxine und $5,2 \mu\text{g}/(\text{h GV})$ für „respirable“ Endotoxine [SH+98].

Quellstärken für die Gesamtbakterien, Enterobacteriaceae und Pilze der verschiedenen Tierarten und Haltungsabschnitte sind in Abbildung 2.8 wiedergegeben.

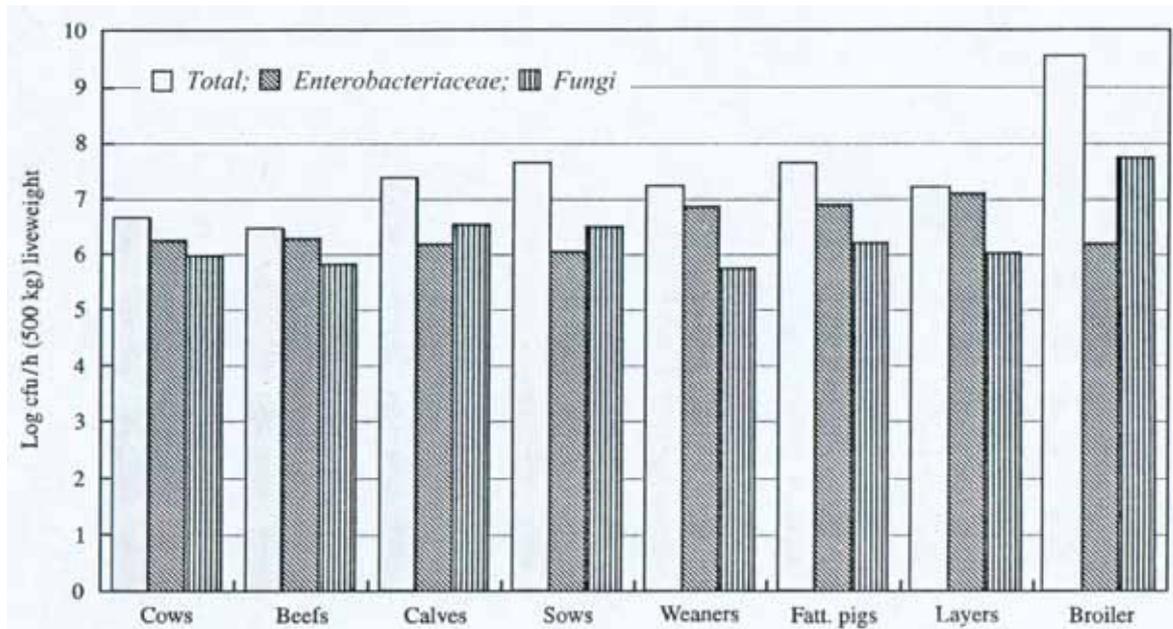


Abbildung 2.8: Emissionsraten von Mikroorganismen für verschiedene Tierarten und Haltungsabschnitte (cfu = colony forming unit = KBE) [SH+98]

2.3 Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung

Emissionsminderung im weitesten Sinne bedeutet eine verminderte Schadstoffaustragung des untersuchten Systems gegenüber dem jeweiligen Referenzsystem. Dies beinhaltet somit Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstoffentstehung, Maßnahmen zur Unterdrückung der Übertragung ebenso wie Maßnahmen zur Behandlung der die Schadstoffe enthaltenden Abluft. Die erste umfassende Übersicht zu Abluftreinigungsverfahren in der Landwirtschaft wurde bereits 1975 von SCHIRZ erstellt. Der Autor beschreibt alle damals denkbaren Filterverfahren hinsichtlich Wirkungsweise, Dimensionierung und zu erwartender Abscheideleistungen bezüglich Geruch, Ammoniak und Staub [Sch75].

Im Folgenden sollen alle im landwirtschaftlichen Einsatz erprobten und in wissenschaftlichen Artikeln erläuterten Verfahren beschrieben, deren Leistungsfähigkeit aufgezeigt und hinsichtlich ihrer Eignung zur Nachrüstung in dezentral entlüfteten Nutztierställen bewertet werden. Die Vielzahl der Verfahren lassen sich entsprechend Tabelle 2.9 gliedern.

Tabelle 2.9: Gliederung der Verfahren zur Emissionsminderung

Behandlung der Gülle bzw. Quelle	Luft-/Abluftaufbereitung	Behandlung der Abluft
Flüssigmistabdeckung	Maskierung	Wäscher: physikalisch, chemisch, biologisch
Flüssigmistzusätze: chemisch, biologisch, enzymatisch	Umluftbehandlung/ Umluftwäscher	Biofilter
Güllebelüftung und -kühlung	(Verdünnung der Abluft) → Imissionsminderung	Trockenabscheider
Angepasste Fütterung und Futterzusätze zur pH-Wert-Senkung		Thermische Behandlung
Behandlung der „Quelloberflächen“ mit Urease-Inhibitoren für NH ₃ und Raps-/Sojaöl für Staub		Redox-Verfahren (Katalyt-Filterstoff)
Lüftungssteuerung und „Verhaltensregeln“		Ozonbehandlung
(Trennung von fester und flüssiger Phase)		

Die thermische Behandlung kommt in der Landwirtschaft nur als Adsorber-Konzept in Frage, d.h., die Schadsubstanzen und Schadgase lagern sich an einem thermisch stabilen Adsorber an und werden periodisch durch thermische Behandlung regeneriert [SE01]. Beispielhaft seien hier die Untersuchungen mit Kupfer-Magnesium-Katalysatoren zur Geruchsreduzierung genannt [Mas05]. Der Übergang zu den Redox-Verfahren ist in diesem speziellen Fall fließend. Die Schadstoffe, insbesondere Schadgase, werden von dem Katalyt-Filterstoff in diesem Fall adsorbiert und oxidiert. Meist werden Aktivkohle oder Aktivkohlegemische verwendet. Anwendungen wurden in der Anfangsphase der Abluftfilterung zwar beschrieben [HK75; Sch75], verschwanden in den Folgejahren jedoch gänzlich. Untersuchungen mit Zeolithe als Katalyt-Filterstoff zur Ammoniak- und Geruchsreduzierung fanden in den USA statt [KM+80].

Diese beiden Verfahren (thermische Behandlung, Redox-Verfahren) seien der Vollständigkeit halber erwähnt, im Folgenden jedoch aufgrund der geringen Bedeutung für die Landwirtschaft nicht weiter erläutert.

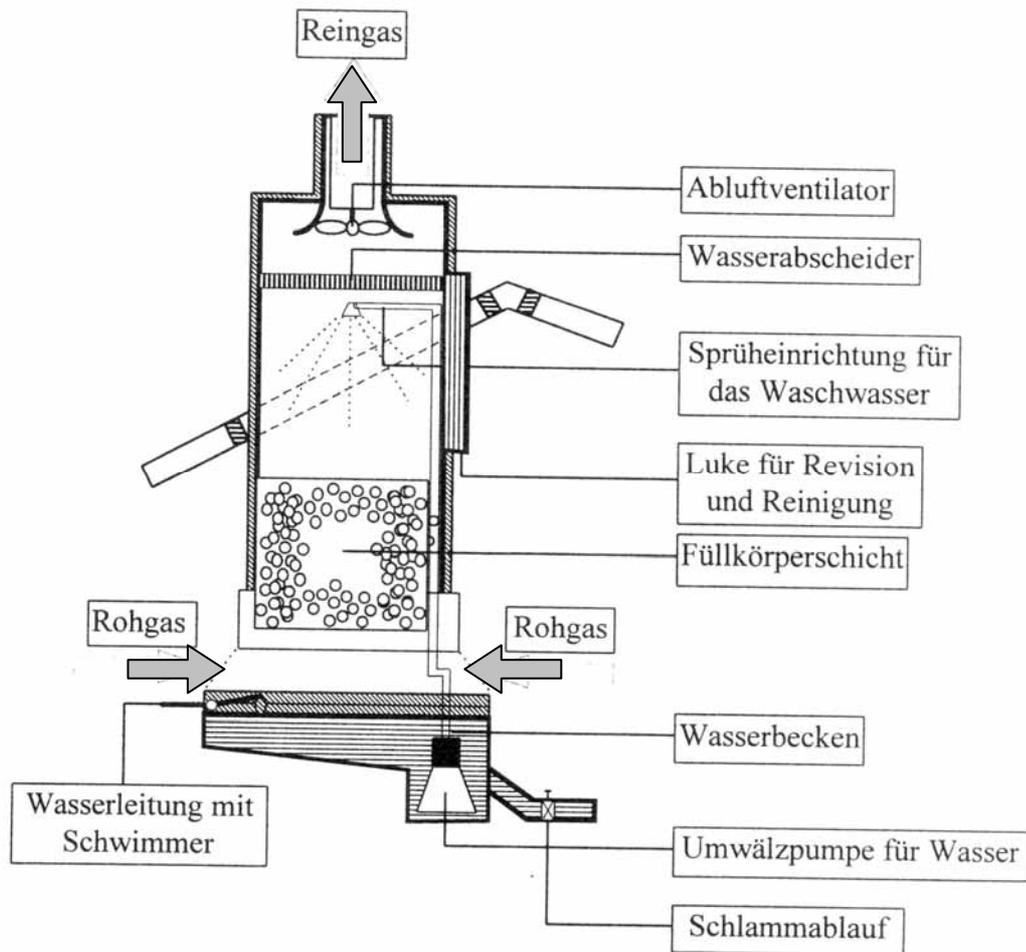


Abbildung 2.10: Prinzipskizze (Querschnitt) eines Gegenstromwäschers

Für beide Verfahrensarten der Absorption ist der Stoffübergang an der Phasengrenze Gas/flüssig geschwindigkeitsbestimmend für die Abscheidung und daher zentraler physikalischer Verfahrensschritt zur Auslegung der Anlage.

Damit ein Stoffstrom über die Phasengrenze fließt, muss eine Partialdruck-Differenz erzeugt werden. Der prinzipielle Verlauf der Konzentration über der Phasengrenze lässt sich in einem Diagramm als Dampfdruckverlauf darstellen (Abbildung 2.11), wenn man die Flüssigkeitskonzentration x_i durch ihren zugehörigen Gleichgewichtsdampfdruck $p_{i,GG}$ ausdrückt.

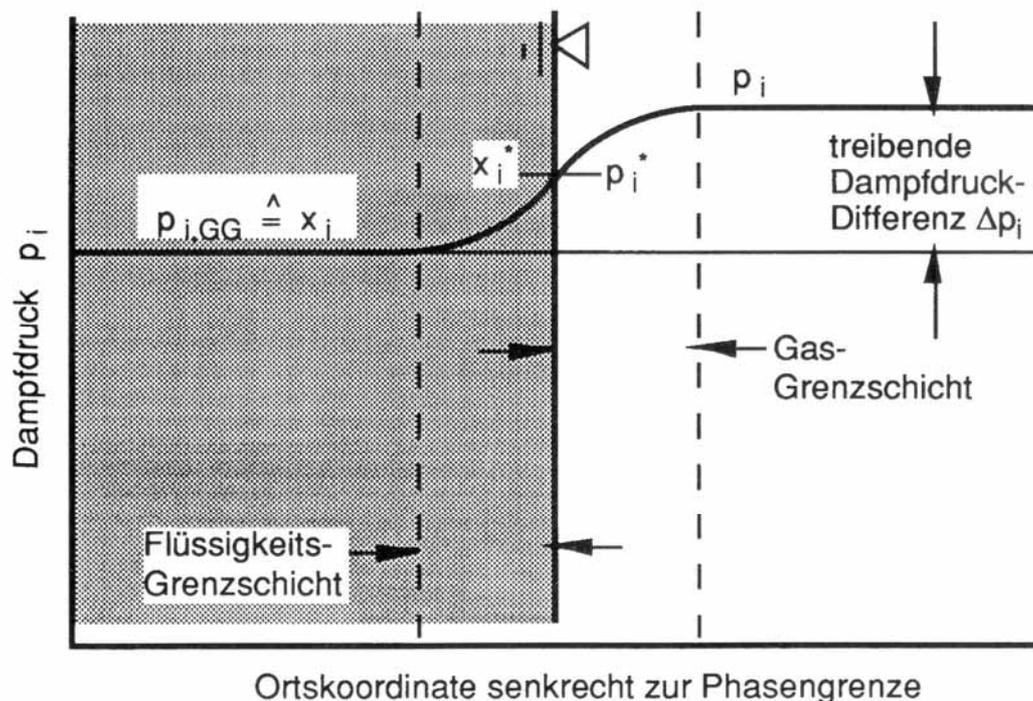


Abbildung 2.11: Konzentrationsverlauf an der Phasengrenze bei Absorption [Bra96]

Die treibende Partialdruck-Differenz (Gleichung 2.9) ändert sich über die Höhe der Kolonne bzw. des Wäschers [Bra96].

$$\Delta p_i = p_i - p_{i,GG} \quad \text{Gl. 2.9}$$

Die Geschwindigkeit des Stoffübergangs an der Grenzschicht wird bestimmt durch:

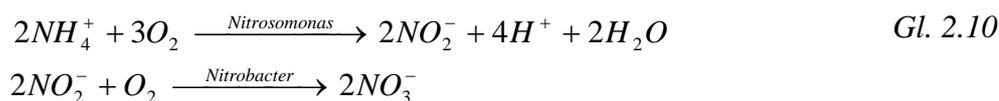
- Spezifische Phasengrenzfläche
- Stoffdurchgangskoeffizient
- Treibende Konzentrationsdifferenz der Reaktanden an der Phasengrenze

Dies sind auch die Hauptansatzpunkte bei der Optimierung von Abluftwäschern. Zur weiteren Auslegung eines solchen Wäschers sei auf die angegebene Literatur verwiesen. Wäschersysteme sind in der Abluftfilterung von Nutztierställen aufgrund ihres hohen Wirkungsgrades hinsichtlich Staubabscheidung und darüber hinaus erreichte gute Wirkungsgrade bei der Schadgasabscheidung, vornehmlich der Ammoniak-Abscheidung, weit verbreitet. Chemowäscher, die meist mit verdünnter Schwefelsäure als Absorptionsmedium arbeiten, zeigen Wirkungsgrade der Ammoniak-Abscheidung von 95 bis 98 % je nach Säurekonzentration. Dabei wird konzentrierte Schwefelsäure über eine pH-Wert-Regelung dem Waschwasser zudosiert, so dass der pH-Wert konstant auf pH 3,0

gehalten wird. Die Ausschleusung des flüssigen, konzentrierten Ammoniumsulfates (Reaktionsprodukt aus Ammoniak und Schwefelsäure) erfolgt bei Erreichen einer definierten Dichte bzw. einer definierten Leitfähigkeit [HB+98].

Reinigungsleistungen hinsichtlich Staub liegen schon bei einfachen Nassabscheidern bei > 60 % [Sie96] und können leicht Werte > 90 % erreichen [Sch75].

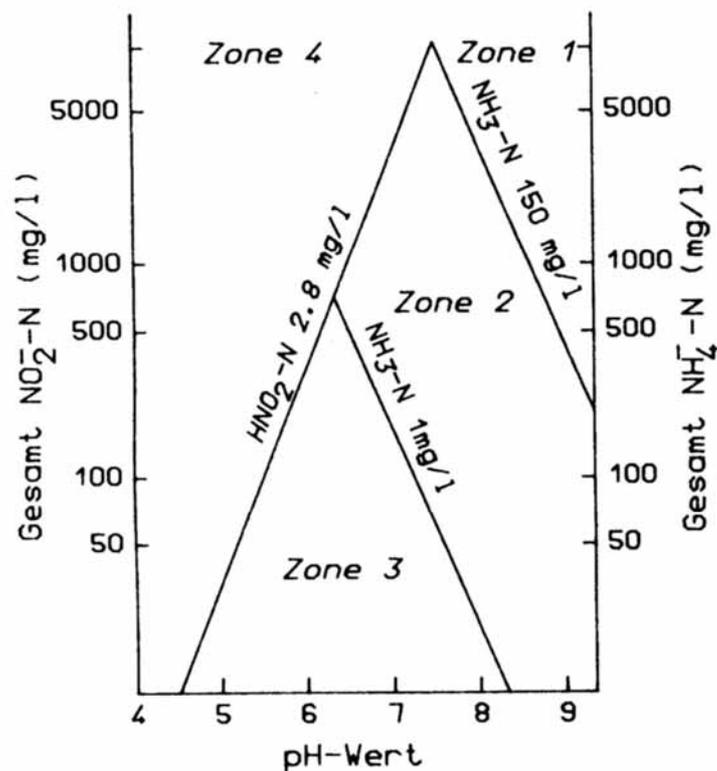
Gerade durch den Schwerpunkt der Geruchsemissions-Reduzierung beim Einsatz eines Wäschers in der Tierhaltung ist die Sonderform des Biowäschers bzw. Rieselbettreaktors stark verbreitet. Betrachtet man die Ammoniak-Abscheidung dieser Biowäscher, so wandeln die sich im Waschwasser und auf den Oberflächen der Füllkörper befindenden Mikroorganismen das gelöste Ammoniak (NH₃) bzw. Ammonium (NH₄-N) in Nitrit und Nitrat um. Diese Nitrifikation genannte Oxidation von Ammonium wird von C-autotrophen Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* entsprechend Gleichung 2.10 bewirkt.



Der optimale pH-Wert für nitrifizierende Bakterien ist pH 7 bis 8. Bei pH < 6,0 und pH > 10,2 stellt sich die Nitrifikation ganz ein. Bei der Nitritbildung durch *Nitrosomonas* fällt Säure an. Damit der optimale pH-Bereich aufrechterhalten wird, muss der Säureanfall ausgeglichen werden. Befinden sich im Wasser keine säurebindenden Stoffe (Alkalität), so müssen diese zugesetzt werden. Dies ließe sich erzielen, indem man pH-gesteuert Hydrogenkarbonat oder Lauge zusetzt oder dem Wasser Feststoffe mit Pufferwirkung beigibt. KOWALSKI stellte fest, dass bei Verwendung von Marmor als Zuschlagstoff eine gute Nitrifikation bei pH 4,5 möglich ist. Dies ist der Bildung einer biologischen Dünnschicht (Biofilm) auf dem Marmor zu verdanken. In dieser Schicht, direkt am Marmor, ist der pH-Wert erheblich höher als der im Wasser [Dem89].

ANTHONISEN et al. haben nachgewiesen, dass nicht Ammonium und Nitrit, sondern undissoziiertes Ammoniak und die undissoziierte salpetrige Säure sich hemmend auf die Nitrifikation auswirken. Eine Konzentration von 10 bis 150 mg/l an undissoziiertem Ammoniak hemmt die *Nitrosomonas*, und bereits eine Konzentration von 0,1 bis 1,0 mg/l hemmt die *Nitrobacter*. Die undissoziierte salpetrige Säure hemmt beide Organismen bei Konzentrationen von 0,22 bis 2,8 mg/l. Die Konzentration an undissoziiertem Ammoniak und undissoziierter salpetriger Säure ist stark pH-abhängig. Bei steigendem pH-Wert

nimmt das undissoziierte Ammoniak zu und die undissoziierte salpetrige Säure nimmt ab. Bei hohem pH-Wert hemmt das undissoziierte Ammoniak die Nitrifikation und bei niedrigem pH-Wert die undissoziierte salpetrige Säure [Dem89]. Die Zusammenhänge sind in Abbildung 2.12 plastisch dargestellt.



- Zone 1: Hemmung von Nitrosomonas und Nitrobacter durch NH_3
- Zone 2: Hemmung von Nitrobacter durch NH_3
- Zone 3: Komplette Nitrifikation
- Zone 4: Hemmung von Nitrobacter durch HNO_2

Abbildung 2.12: Die Hemmung der Nitrifikation durch undissoziiertes Ammoniak und salpetrige Säure in Abhängigkeit des pH-Wertes [Dem89]

Auch das gebildete Nitrat kann die Nitrifikation hemmen. Wenn Belebtschlamm plötzlich Nitrat ausgesetzt wird, wird die Nitrifikation stark gehemmt. Bei 0,5 g/l NO_3^- -N tritt eine 50%ige Hemmung der Nitrifikation auf. Wird der Belebtschlamm allmählich hohen Nitratkonzentrationen angepasst, wird bei 2 g/l NO_3^- -N die Nitrifikation noch nicht gehemmt. Bei 2,7 g/l NO_3^- -N tritt dann eine 50%ige Hemmung auf, und bei 4 bis 5 g/l NO_3^- -N stellt sich die Nitrifikation ganz ein [Dem89].

Das bedeutet, dass die Nitrifikation beim Einsatz der Biowäscher in der Abluftfilterung von Nutztierställen in der Praxis schlecht verläuft. Durch die geringe Alkalität des

benutzten Leitungswassers fällt der pH-Wert des Kreislaufwassers, sobald die Nitrifikation anläuft. Wegen der Senkung des pH-Werts verläuft die Nitrifikation langsamer. Durch den niedrigen pH-Wert kann mehr Ammoniak im Kreislaufwasser absorbiert werden. Daraus ergibt sich eine Anhäufung von Ammoniak, was eine Hemmung der Nitrifikation durch undissoziiertes Ammoniak verursacht. Die Nitrifikation kommt hierbei nicht über die Stufe der Nitritbildung hinaus, wobei der niedrige pH-Wert die Geschwindigkeit beschränkt. Die Senkung des pH-Wertes wird nur durch die Absorption von Ammoniak ausgeglichen. Um den Säureanfall bei der Bildung von 1 mg $\text{NO}_2\text{-N}$ auszugleichen, müssen 2 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ absorbiert werden. Im Kreislaufwasser ist also immer eine dem Nitrit entsprechende Ammoniummenge vorhanden.

Wird ein Wäscher im pH-Optimum von 7,3 gehalten, sind Nitrifikationsgeschwindigkeiten von bis zu 25 mg/(m² h) N möglich [Dem89].

Eine kurze überschlägige Rechnung (das Gewicht des Wasserstoffs im Ammoniak sei hier vernachlässigt) verdeutlicht die Problematik in der Tierhaltung. Laut Tabelle 2.7 belaufen sich typische Ammoniak-Frachten auf 2.000 bis 2.500 mg/(h GV). Dies würde eine Filterfläche von 100 m² je 500 kg Lebendmasse (GV) erfordern. Dieser Wert kann durch einen guten Belebtschlamm und eine Regelung der Abschlepprate sicherlich deutlich minimiert werden. Typische Flächenbelastungen für Biowäscher liegen laut GRIMM im Bereich von 1.450 bis 7.000 m³/(m² h) [Gri05]. Bei einer angenommenen Ammoniak-Konzentration von 10 ppm (1 ppm = 0,708 mg/m³ bei 20°C) entspricht dies überschlägig 10.000 bis 50.000 mg/(m² h). Dies bedeutet auch bei einer durch Optimierung auf 100 mg/(m² h) erhöhte Nitrifikationsgeschwindigkeit eine Unterdimensionierung um den Faktor 100 und mehr. Somit unterliegen alle Biowäscher in der Landwirtschaft dem Problem der Selbsthemmung oder aber benötigen eine Unterstützung der Abscheidung von Ammoniak mittels Schwefelsäure. Bestätigend schreiben die Autoren VLUGGEN und VAN DEN BERG bezüglich ihrer Erfahrung zum Nutzeffekt von Biowäschern in der Intensivtierhaltung:

„Die Umsetzung von Ammoniak in Nitrit verläuft zumeist gut. Aber durch die geringere Wachstumsgeschwindigkeit von Nitrobacter im Vergleich zu Nitrosomonas und die Anfälligkeit dieser Bakterien gegenüber undissoziiertem Ammoniak wird die Nitratbildung gehemmt. Hierdurch nimmt die gebildete Menge Nitrit nur durch das Ablassen von Waschwasser ab. Die Nitrifikation im Wäscher verläuft jetzt nicht vollständig und kann

allein durch Verminderung der Ammoniak-Belastung und/oder erhöhte Ableitung von Waschwasser wieder in Gang gesetzt werden.“ [VB89]

Diese Erfahrungen werden durch die Versuche von HAHNE und VORLOP an einem 2-stufigen Füllkörperwäscher (getrennte Waschstufen ohne Regelung des pH-Wertes) zur Reinigung der Abluft eines konventionellen Mastschweinstalls bestätigt. Anfänglich (bis zum 41. Tag) hohe Abscheideleistungen von bis zu 80 % brachen mit Erreichen der Ammoniak-Sättigung des Waschwassers auf Werte von durchschnittlich 24 % ein. Die pH-Werte in diesem Zeitraum lagen bei 8,3 bzw. 8,4. Ab dem 76. Tag setzte eine starke Nitrifikation (stark ansteigende Nitritkonzentrationen im Waschwasser) ein, die zum einen dazu führte, dass der pH-Wert auf 6,2 bis 6,7 sank und zum anderen die Ammoniak-Abscheidung wieder auf durchschnittliche Werte von 69 % stieg. Parallel stiegen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Waschwasser wieder deutlich an. Ebenso stiegen die Nitrat-Konzentrationen des Waschwassers tendenziell an. Die Nitrifikation führte jedoch auch zur verstärkten Bildung von Lachgas [HV04]. Diese direkte Abhängigkeit zwischen Nitritkonzentration des Waschwassers und Lachgasproduktion wurde in einer späteren Veröffentlichung der Autoren nachgewiesen [HA+05]. Die Langzeitversuche der Autoren ergaben damit Abscheidegrade von durchschnittlich 61 % für Ammoniak, jedoch aufgrund der Lachgasproduktion nur einen Abscheidegrad für Stickstoff von 46 %.

Die Erfahrungen aus dem Vergleich eines chemischen Wäschers (pH-Wert-Regelung mittels Schwefelsäurezugabe) mit einem Biowäscher ohne pH-Wert-Regelungen fassen die Autoren wie folgt zusammen [HA+05]:

„Bei der pH-geregelten Abluftwäsche fallen je Mastplatz und Jahr zwischen 30 und 40 Liter Waschwasser an. Aufgrund der hohen Empfindlichkeit der Nitrifikanten müssen bei der unregulierten Abluftwäsche je Mastplatz und Jahr ca. 800 Liter Waschwasser abgeschlämmt werden. Diese hohen Abschlämmraten ergeben sich aus den spezifischen Emissionsfaktoren (Schweinemastplatz: 3 kg NH_3 oder 2,47 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ im Jahr) und den Hemmgrenzen für die Nitrifikanten. Die Versuche haben gezeigt, dass die Nitrifikanten bei pH 7 etwa bei 1.500 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ gehemmt werden. Das Verhältnis zwischen reduziertem und oxidiertem Stickstoff betrug bei laufender Nitrifikation etwa 1:1. Demnach wären maximal 3.000 mg/l als tolerable N-Konzentration im Waschwasser bei einem pH-Wert um 7 anzusetzen. Zur Abschlämmung von 2,47 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ sind demzufolge 823 l Waschwasser mit einer maximalen N-Konzentration von 3.000 mg/l erforderlich. Der Einsatz von Abluftwäschern und Rieselbetтанlagen zur Ammoniak-Abscheidung ist ohne

pH-Wert-Regelung angesichts der hohen und notwendigen Abschlämmraten nicht empfehlenswert.“

Entsprechend den Ergebnissen von DEMMERS, der ein Verhältnis von 2:1 zwischen reduziertem und oxidiertem Stickstoff vorfand, wären ca. 550 Liter als jährliche Abschlämmrate pro Mastplatz denkbar.

Bestätigend ermittelte LAIS bei Langzeituntersuchungen dreier Biowäscher an Nutztierställen zur Schweinehaltung durchschnittliche Abscheidegrade hinsichtlich Ammoniak von 26, 36 und 22 % und hinsichtlich Geruch von 61, 89 und 85 %. Der Autor schlussfolgert daher, dass Biowäscher dieser Bauart zur Reduzierung von Ammoniak-Emissionen nicht geeignet sind. Darüber hinaus kam es bei hohen Volumenströmen zu Desorptionsvorgängen bezüglich Ammoniak und Geruch. Haupteinflussfaktoren auf die Ammoniak-Abscheidung waren die Verweilzeit der Abluft sowie die Höhe der Abschlemmrate [LB+96].

Die Ergebnisse von LAIS zeigen, dass Biowäscher in der Praxis meist mit zu geringen Abschlämmraten betrieben werden, so dass hohe Abscheidegrade an Ammoniak nicht erzielt werden können.

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass mit dem Ziel der Geruchsbekämpfung Chemowäscher auf H_2O_2 -Basis in Verbindung mit Vollmetallkatalysatoren untersucht worden sind. Laut HERBERT erhöht der Vollmetallkatalysator (Drahtmaterial mit thermisch behandelter Oberfläche -> katalytisch wirkende oxidische Struktur, die mit der metallischen Matrix fest verbunden ist) die oxidative Wirkung von H_2O_2 drastisch. Chemisch kommt es zu einer katalytisch bedingten Aufspaltung in OH-Radikale, die unter Einbeziehung des vorhandenen Luftsauerstoffs einen Radikalkettenmechanismus zum Abbau der Schadstoffe starten [Her97].

Ein weiterer interessanter Ansatz zur Leistungssteigerung der Biowäscher über Waschwasserregenerierung mittels H_2O_2 -Anreicherung und Aufbereitung in einem Sumpfbeet hat in erster Linie eine Verminderung des Endotoxin- und Keimaustrags aus dem Wäscher zum Ziel [UH03].

Abschließend sei noch darauf hingewiesen, dass der Stand der Technik im Bezug auf Biowäscher im Allgemeinen, d.h. für jegliche Form der Anwendung unabhängig von der Landwirtschaft, in der VDI 3478 beschrieben ist. Dort finden sich Bauartbeschreibungen, Funktionsbeschreibungen und Richtwerte zur Auslegung der Anlage.

Wäschersysteme zeichnen sich durch eine sehr kompakte Bauweise aus, d.h., hohe Filterflächenbelastungen sind möglich, und stellen dem Luftstrom einen relativ geringen Widerstand entgegen. Damit liegt nahe, Wäschersysteme auch dezentral – in jedem Abluftschacht eines dezentral entlüfteten Gebäudes – einzusetzen. Dies waren auch die in den 70er Jahren vorrangig entwickelten Lösungen. Abbildung 2.13 zeigt einen solchen Wäscher aus einer Veröffentlichung aus dem Jahre 1973 [Gle73].

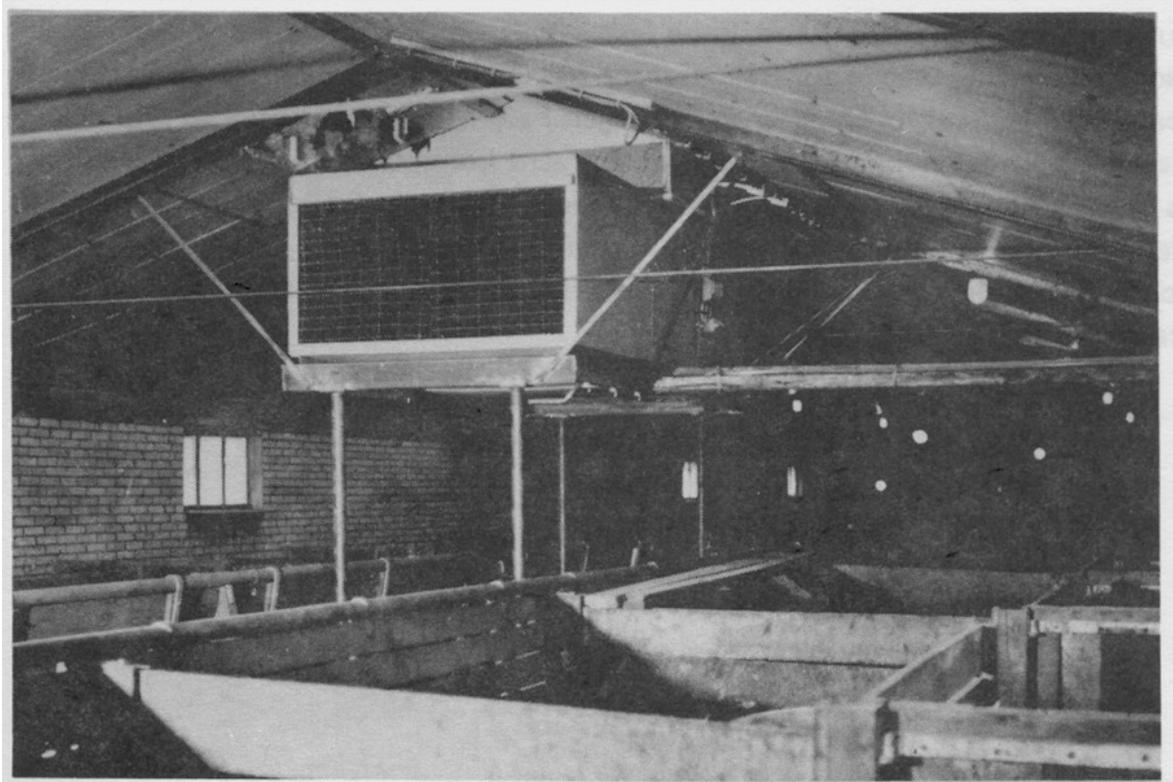


Abbildung 2.13: Dezentral eingesetzter Abluftfilter aus dem Jahre 1973 [Gle73]

SCHIRZ erwähnt bereits 1970 die dezentral einsetzbaren „Geruchsschleusen“ der Firma RIMU, die einem typischen Wäscherkonzept entsprechen [Sch70]. Generell wurde sowohl von GLERUM als auch von SCHIRZ der hohe Wartungsaufwand dieser Systeme bemängelt [Sch75].

2.3.1.2 Biofilter

Biofilter finden im Anlagenbau generell dann Anwendung, wenn Geruchsbelästigungen vorliegen oder zu erwarten sind. Somit findet man Biofilter häufig in der Nahrungs- und Genussmittelproduktion, bei der industriellen Verwertung von Reststoffen bzw. der Entsorgung im Allgemeinen oder in der Chemischen Industrie. Der Stand der Technik

bezüglich Biofiltern ist in der VDI 3477 beschrieben. Den typischen Aufbau eines Biofilters, wie er auch in der Landwirtschaft Anwendung findet, gibt Abbildung 2.14 wieder. Es handelt sich dabei um die meist realisierte Bauform des Flächenfilters.

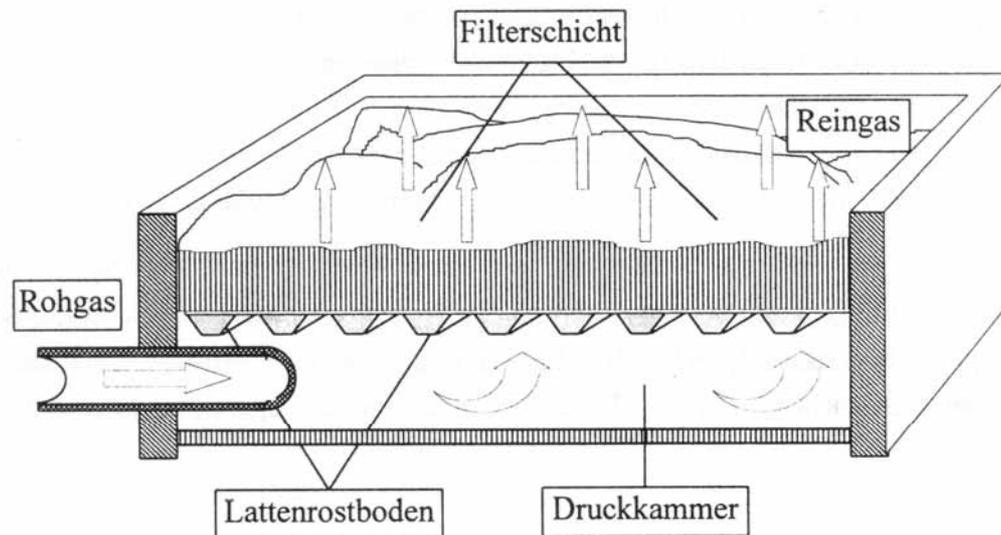


Abbildung 2.14: Prinzipieller Aufbau eines Biofilters in Form eines Flächenfilters [Sie96]

Das Funktionsprinzip biologischer Abluftreinigungsverfahren beruht auf dem Abbau anorganischer und organischer Abluftinhaltsstoffe durch Mikroorganismen. Da die Aktivität der Mikroorganismen stark wassergebunden ist, müssen die Stoffe von der Luft in die sauerstoffhaltige wässrige Phase absorbiert werden. Anschließend werden die Stoffe von Mikroorganismen unter Sauerstoffzehrung aus dem Wasser als Nährstoffe aufgenommen und in Zellsubstanz und in Energie sowie in die Stoffwechselprodukte Kohlendioxid und Wasser umgesetzt. Um diese Prozesse zu gewährleisten, sollte eine möglichst große feuchte Oberfläche (Wirkoberfläche für die Mikroorganismenpopulation) zur Absorption und zum nachfolgenden Abbau vorhanden sein [Har03]. Generell erfüllt das Filtermaterial der Biofilter mehrere Aufgaben. Neben den bereits beschriebenen Aufgaben als Trägermaterial hoher Oberfläche für die Mikroorganismen und der Sorption der Abgasinhaltsstoffe (Lösung/Bindung der Abgasinhaltsstoffe im Wasserfilm) auf der Oberfläche der Schüttung, ist das Filtermaterial gleichzeitig Nährstoff- und Nährsalzquelle, Feuchtespeicher und Puffer- bzw. Speichermedium für die Abbauprodukte (bei der ammoniakhaltigen Abluft in der Tierhaltung besonders auch Nitrit und Nitrat). Typische Filtermaterialien sind Rindenkompost, Fasertorf, Kokosfasern, gerissenes Wurzelholz, Blähton und Kompost grober Siebung [VDI 3477]. Um eine Austrocknung des

Filtermaterials zu vermeiden, wird zum einen die eintretende Rohluft in einer vorgeschalteten Konditionierungsstufe befeuchtet, zum anderen das Filtermaterial – besonders im Falle der offenen Flächenfilterbauform – über eine Beregnungseinheit befeuchtet. Speziell bei der Anwendung in der Landwirtschaft dient die Vorbefeuchtung vor allem auch der Staubabscheidung. Man unterscheidet bei Biofiltern die offene und geschlossene Bauform und innerhalb der geschlossenen Bauform das „Downstream-Verfahren“ und das „Upstream-Verfahren“. Beim Downstream-Verfahren wird die Rohluft von oben nach unten durch den Filter gedrückt, was insbesondere hinsichtlich einer besseren und gleichmäßigeren Befeuchtung und dem Vermeiden des Witterungseinflusses und Bewuchses Vorteile aufweist. Abbildung 2.15 zeigt die Skizze eines typischen Biofilters für die Abluftfilterung aus Nutztierställen mit vorgeschalteter Rohluft-Konditionierung bzw. Nassentstaubung im Upstream-Verfahren.

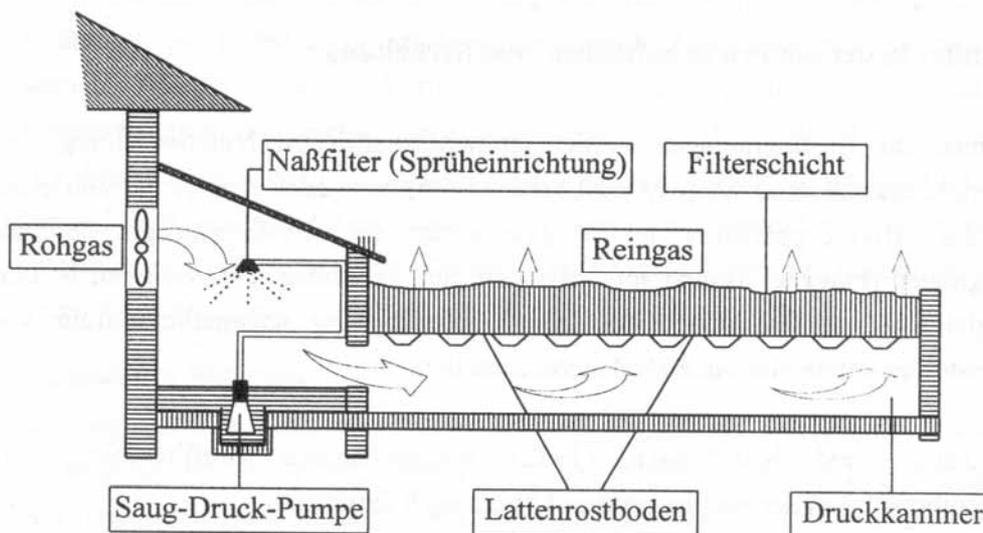


Abbildung 2.15: Biofilter in Upstream-Bauweise mit Nassentstaubung [Sie96]

Umfangreiche Messungen an einem in der Praxis betriebenen Biofilter zur Filterung der Abluft eines Mastschweinestalls zeigten bezüglich des Wirkungsgrades der Geruchsabscheidung eine maßgebliche Beeinflussung durch die Rohluftkonzentration bzw. die spezifische Filterbelastung. Oberhalb einer Schwelle von ca. 500 GE/m^3 in der Rohluft bzw. einer spezifischen Filterflächenbelastung von $100 \text{ GE}/(\text{m}^2 \text{ s})$ war ein Wirkungsgrad von ca. 80 % zu beobachten, bei geringerer Filterbelastung lag der Wirkungsgrad zwischen $< 0 \%$ und $> 80 \%$. Die dargestellte Abhängigkeit zwischen der spezifischen Reinigungsleistung für Geruch [$\text{GE}/(\text{m}^2 \text{ s})$] und der spezifischen Flächenbelastung [$\text{GE}/(\text{m}^2 \text{ s})$] wurde von MANNEBECK mittels linearer Regression bei einem

Bestimmtheitsmaß von 0,987 beschrieben [Man95]. Gleiche Gesetzmäßigkeiten mit ähnlich hoher Bestimmtheit wurden bei den Untersuchungen von HARTUNG et al. ermittelt. Die Autoren erhielten bei ordnungsgemäßem Betrieb und relativ frischem Filtermaterial Abscheidegrade an Ammoniak von 26 bis 52 % [HM+97]. Altes Filtermaterial hingegen zeigte Werte von 15 bis 36%. Bei altem Filtermaterial nimmt aufgrund der fortgeschrittenen Verrottung der Druckwiderstand der Anlage zu und es kommt vermehrt zu Filterdurchbrüchen (Bereiche des Filters, durch die die Luft meist aufgrund mangelnder Befeuchtung nahezu ungefiltert hindurchströmt). Die Autoren schlussfolgern daraus, dass in Bezug auf Geruchsabscheidung der Biofilter eine kostengünstige und effektive Lösung darstellt. Für die Abscheidung von Ammoniak sind die Filter jedoch als nicht effektiv zu bewerten. [HM+97]. Da die mikrobiellen Abbauvorgänge für Ammoniak den Vorgängen im Biowäscher entsprechen, tritt auch im Biofilter aufgrund der hohen Ammoniak-Frachten der Stallluft eine Selbsthemmung der Abbauleistung auf. Zu bemerken sei jedoch die Tatsache, dass die vorherrschenden Filterflächenbelastungen beim Biofilter mit 250 bis 350 m³/(m²h) um den Faktor 5 bis 20 gegenüber typischen Biowäschern geringer sind [Gri05]. Die Überlastung des regelmäßig gespülten Biofilters mit Ammoniak wurde in den Untersuchungen von HAHNE und BRANDES sehr anschaulich deutlich. Nach [HB02] leicht verändert:

- Phase 1 (Tag 1 bis 61): Ammoniak-Akkumulation im Biofilter und Sumpfwasser mit steigendem pH-Wert (8,0 bis 8,3) als Folge (Ammonium ist eine schwache Base)
- Phase 2 (Tag 62 bis 89): Phase guter Nitrifikation; das gebildete Nitrit wurde vollständig abgebaut, wobei im Wesentlichen Nitrat entstand und im Filtermaterial akkumuliert wurde. Ansteigende Ammonium-Konzentrationen deuten auf eine einsetzende Überlastung hin und stellen den Anfang der Selbsthemmung dar.
- Phase 3 (Tag 89 bis 148): Zunehmende Denitrifikation mit einhergehender Zunahme der Lachgasemissionen und sinkendem pH-Wert (4,4 bis 4,7) aufgrund der Salpetersäure-Bildung.

Zwar zeigte der Filter in Summe einen Abscheidegrad an Ammoniak von 68 %; das Gesamtsystem musste jedoch aufgrund der sehr hohen Lachgas- und Stickoxidproduktion, welche aus klimaschutztechnischer Sicht deutlich stärker wiegt, negativ bewertet werden. Untersuchungen von CLEMENS et al. an Biofiltern im Praxis- und Labormaßstab ergaben, dass 22 bis 28 % des im Biofilter abgeschiedenen NH₃-N in Form von N₂O emittiert wird.

Die Autoren schließen mit der Bewertung, dass Biofilter zur Reinigung von Stallabluft mit einer NH_3 -Vorabscheidung mittels Säurewäsche versehen werden müssen, um eine beträchtliche Neubildung von N_2O zu vermeiden [CC+03].

Staubabscheidegrade von $> 80\%$ sind typisch, insbesondere bei vorgeschalteter Rohluftkonditionierung [Sie96].

Die dargestellten Zusammenhänge legen eine Kombination von Chemowäscher und Biofilter nahe. Der Chemowäscher zeigt hervorragende Abscheideleistungen hinsichtlich Ammoniak, aber nur mangelhafte Abscheideleistungen hinsichtlich Geruch; für den Biofilter sind entgegengesetzte Eigenschaften charakteristisch. So wurden die so genannten Kombiverfahren speziell für den Einsatz in der Landwirtschaft bereits 1996 konzipiert und in den Folgejahren entwickelt [HH96]. Typisch für diese Systeme ist die kompakte Bauform, die durch die Verwendung von Waschwänden (Padwände aus imprägnierter Cellulose; „CELLdeck“ Firma Munters 1993) und einer relativ dünnen (ca. 60 cm), senkrecht angeordneten Wurzelholzschicht erreicht wird. Abbildung 2.16 gibt die Bauform eines typischen Kombiverfahrens wieder.

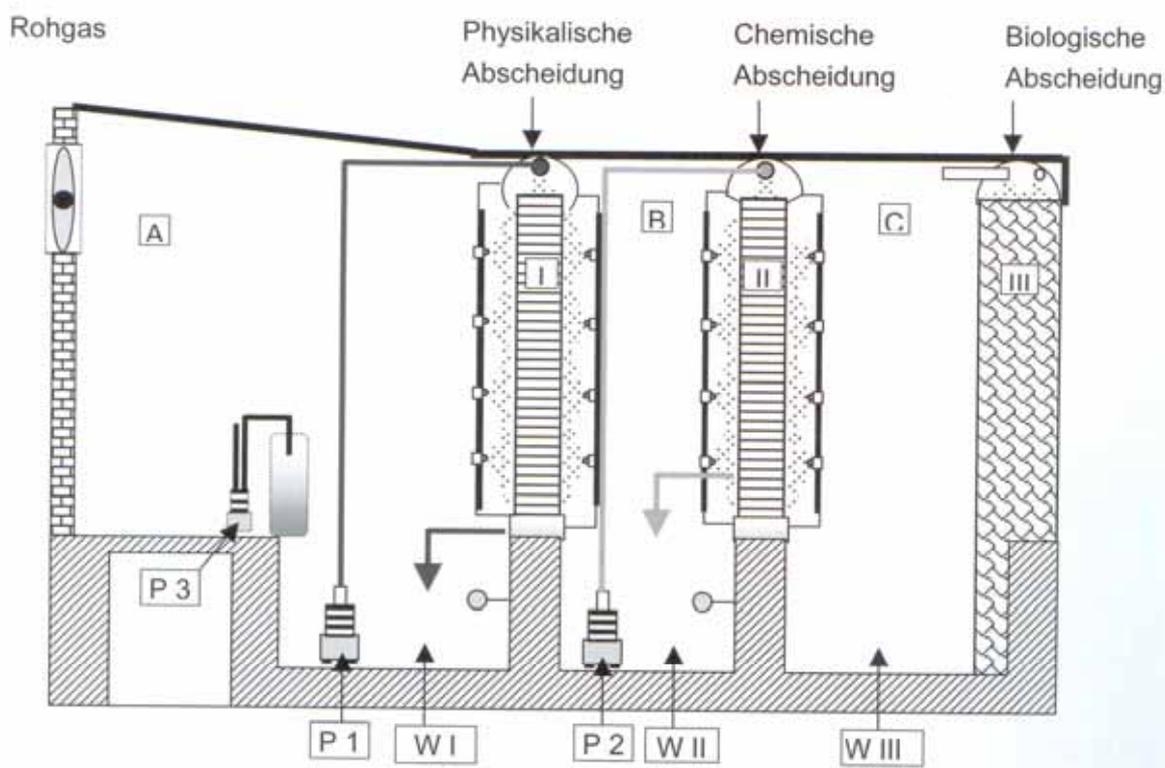


Abbildung 2.16: Schematische Darstellung eines Kombifilters (P = Pumpe, W = Waschlüssigkeitsreservoir/Rezirkulations-Becken [SS+01]

Aufgrund ihrer typischerweise großflächigen Dimensionierung eignen sich Biofilter zur Nachrüstung bei dezentraler Abluftführung nur dann, wenn ausreichend Platz in Längsrichtung des Stalles vorhanden ist. Eine giebelseitige Anordnung des Biofilters würde wieder eine zentrale Luftführung voraussetzen. Abbildung 2.17 zeigt, wie eine solche Biofilter-Nachrüstung prinzipiell aussehen könnte.

Nachrüstlösungen im Sinne von „Hochleistungsbiofiltern“ in Containerbauweise finden in der Industrie bereits Anwendung und wurden auch als Modullösung für die Landwirtschaft konzipiert. Diese Bauform könnte, laut HOPP, Filterflächenbelastungen von $> 1.000 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ ermöglichen, so dass Filtereinheiten in Serienfertigung erstellt werden könnten und dank ihrer kompakten Abmaße eine flexible Aufstellung unter beengten Verhältnissen (z.B. auf Dächern) möglich wäre [HH96].

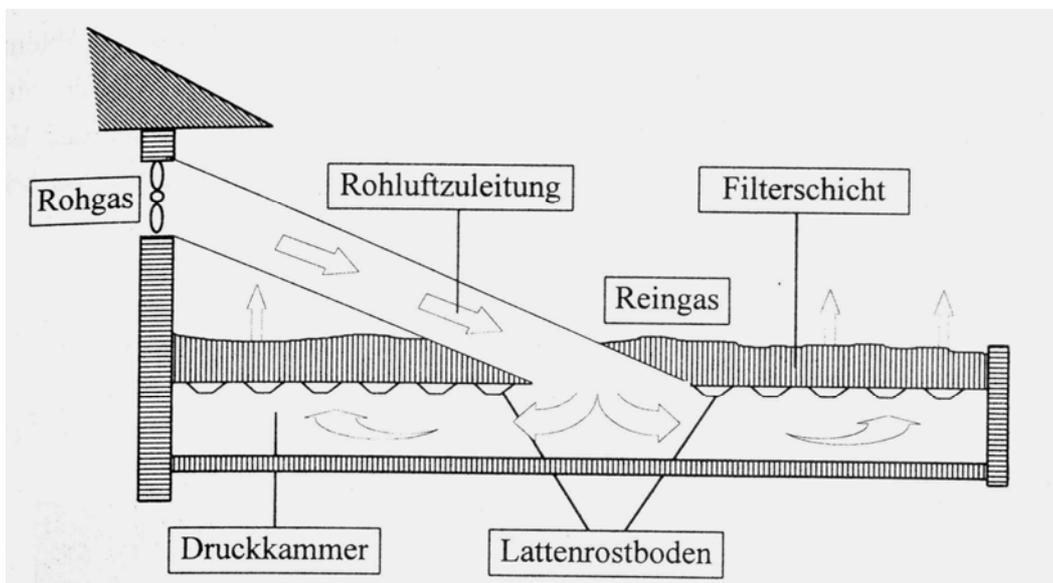


Abbildung 2.17: Prinzipskizze zur Nachrüstung eines Biofilters [Sie96]

Optimierungen des Filtermaterials, wie sie in wissenschaftlichen Untersuchungen von MARTINEC et al. vorgenommen wurden, sind hinsichtlich Optimierung der Abscheideleistung und der Verminderung des Strömungswiderstandes zielführend. In vergleichenden Untersuchungen der Filtermaterialien Kokosfaser-Fasertorf-Gemisch, Biochips (gehackte Kokosnussschalen), BioContact-Filterpellets aus feinem Kompost und Rinde, Biokompost und Rindenhackholzmischung schnitten die Biochips bei ähnlich guter Geruchsreduktionsleistung, aber verminderter Druckdifferenz, positiv ab [Mar01].

2.3.1.3 Trockenabscheider

Trockenabscheider sind zur Staubabscheidung in der verarbeitenden Industrie weit verbreitete Anlagen. Man unterscheidet dabei generell:

- Zyklonabscheider (arbeiten nach dem physikalischen Prinzip der Zentrifugalkraft)
- Elektroabscheider (arbeiten nach dem physikalischen Prinzip der elektrostatischen Anziehung)
- Filternde Abscheider (arbeiten unter Ausnutzung mechanischer Rückhaltung der Partikel an Geweben, Vliesen und Filzen)

Es finden sich wissenschaftliche Untersuchungen zum Einsatz jedes dieser Verfahren. Aufgrund des rein auf die Partikelreduktion beschränkten Wirkungsfeldes und dem mit Ausnahme der Zyklone hohen Wartungsaufwandes setzten sich diese Systeme jedoch nicht durch.

Bereits 1975 wurde der Einsatz so genannter Rollgewebefilter vorgestellt (im damaligen Fall mit nachgeschalteter UV-Bestrahlung zur Schadgasreduktion). Die Untersuchungen von ZEISIG zeigen eindrucksvoll den starken Anstieg des Strömungswiderstandes mit zunehmender Betriebszeit durch Verschmutzung bei verschiedenen Filtermaterialien [HK75; Zei89]. Wirkungsgrade bezüglich Staubreduktion von $> 80\%$ sind dabei zu erreichen. Hinsichtlich Nachrüstbarkeit sind die filternden Abscheider sicherlich sehr positiv zu bewerten, die rein auf die Partikel beschränkte Wirkungsweise und der hohe Wartungsaufwand bzw. der starke Anstieg des Strömungswiderstandes bei Verschmutzung machen sie für den Einsatz in der Landwirtschaft jedoch wenig brauchbar.

Staubbindung unter Ausnutzung der Elektrostatik (oder vielmehr die Beschleunigung der Ablagerung der Staubpartikel durch elektrische Aufladung dergleichen) wurde bereits 1974 für den Einsatz in der Intensivtierhaltung wissenschaftlich untersucht. Die für die Industrie typische Bauform der Elektroabscheider sieht die Unterbringung von Ionisator und Sammlerplatten in einer geschlossenen Einheit vor, durch die die zu entstaubende Abluft hindurchgeführt wird. In der Landwirtschaft wurde jedoch meist die „offene“ Bauform gewählt. Die Ionisierungs-Köpfe (so genannte Sprühelektroden) werden gleichmäßig im Stall verteilt (von der Decke hängend) angebracht. Als Niederschlagselektroden dienen die elektrisch neutralen Wände, Decken und Stalleinrichtungen oder es werden positiv geladene Niederschlagselektroden im Stallraum angebracht. Stallluftionisierung wird bei Gleichspannung von 12 bis 22 kV durchgeführt

[BH+74; BV87]; Werte in der Industrie liegen bei 30 bis 100 kV. Den Abscheidemechanismus verdeutlicht Abbildung 2.18. Die im Gas suspendierten Staubteilchen oder Nebeltröpfchen werden elektrisch negativ aufgeladen und unter dem Einfluss des starken elektrischen Feldes zu den Niederschlagselektroden transportiert und dort abgeschieden. Die Aufladung der Teilchen erfolgt bei Partikeldurchmessern $> 1 \mu\text{m}$ unter der Einwirkung des elektrischen Feldes (Stoßaufladung). Mit kleiner werdender Partikelabmessung gewinnt die thermische Bewegung der Ionen immer mehr an Bedeutung, so dass zunehmend Diffusionsgesetze den Aufladevorgang bestimmen [Bra96]. Zum Erreichen einer Sättigungsladung von 90 % der Maximalladung brauchen beispielsweise Partikel von $0,2 \mu\text{m}$ Durchmesser 3-fach länger als Partikel von $5 \mu\text{m}$ Durchmesser. Abbildung 2.19 zeigt das in der Tierhaltung meistuntersuchte Konzept der Staubbindung. Durch die Wirkungsweise direkt im Stall, gehört es eher in die Kategorie Luft-/Abluftaufbereitung, da das Verfahren in dieser offenen Bauform die Sedimentationsgeschwindigkeit des Staubs im Stall erhöht. Es wird jedoch durch die Zugehörigkeit zu den Trockenabscheidern in diesem Kapitel mit aufgeführt.

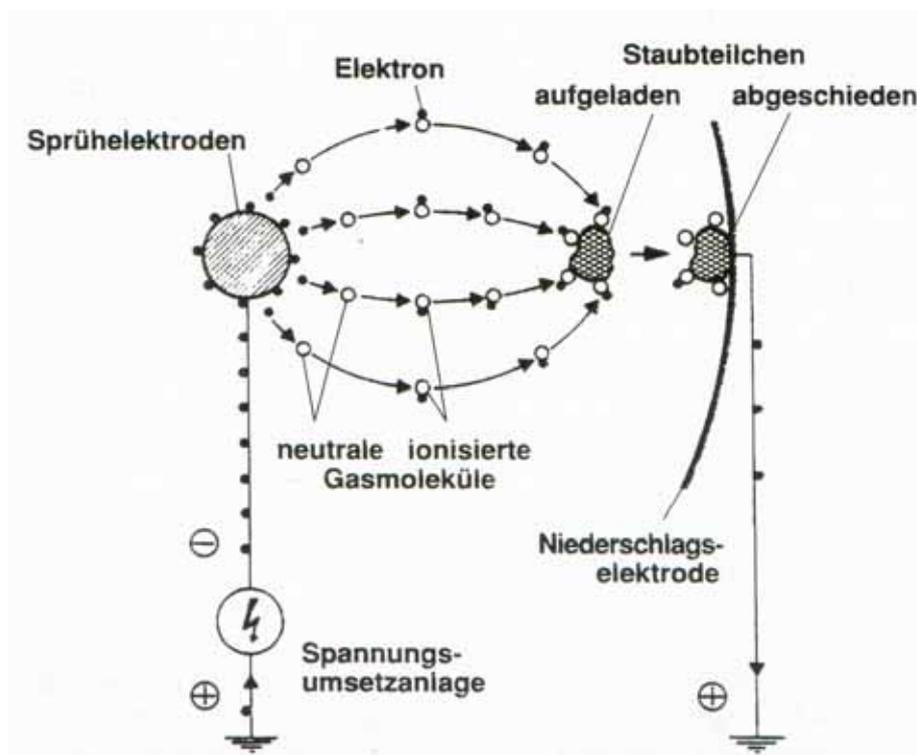


Abbildung 2.18: Auflade- und Abscheidemechanismus von Teilchen im elektrischen Feld [Bra96]

Bezüglich der Abscheideleistung solcher Systeme finden sich recht ähnliche Angaben in der Literatur. So berichten TANAKA et al. von einer Reduzierung der Staubkonzentration

im Stall von 12,7 bis 31,0 % (Durchschnitt 19,8 %) und -1,2 bis 35,7 % (Durchschnitt 20,4 %) in der Abluft [TZ97]. LYNGTVEIT und EDUARD ermittelten bei Einsatz der Luftionisation in Stallungen zur Käfighaltung von Hühnern Staubreduzierungen von durchschnittlich 13 % [LE92]. BUNDY et al. zeigten eindrucksvoll die erhöhte Sedimentationsgeschwindigkeit von Aerosolen im Stall bei Einsatz von Luftionisation [BV87].

Abscheideleistungen einer Filtereinheit geschlossener Bauform variierten zwischen 33 % bei 3,1 m/s Strömungsgeschwindigkeit durch den Filter und 81 % bei 1,5 m/s Strömungsgeschwindigkeit [C+89]. Der erzielte Effekt auf Abteilebene wurde in Untersuchungen am SjöF (National Institute of Agricultural Engineering) in Dänemark mit 43 bis 44 % Staubreduzierung angegeben wie zu erwarten ohne Effekt auf die Ammoniak-Konzentration [P+94]. Abbildung 2.20 zeigt eine solche Filtereinheit.

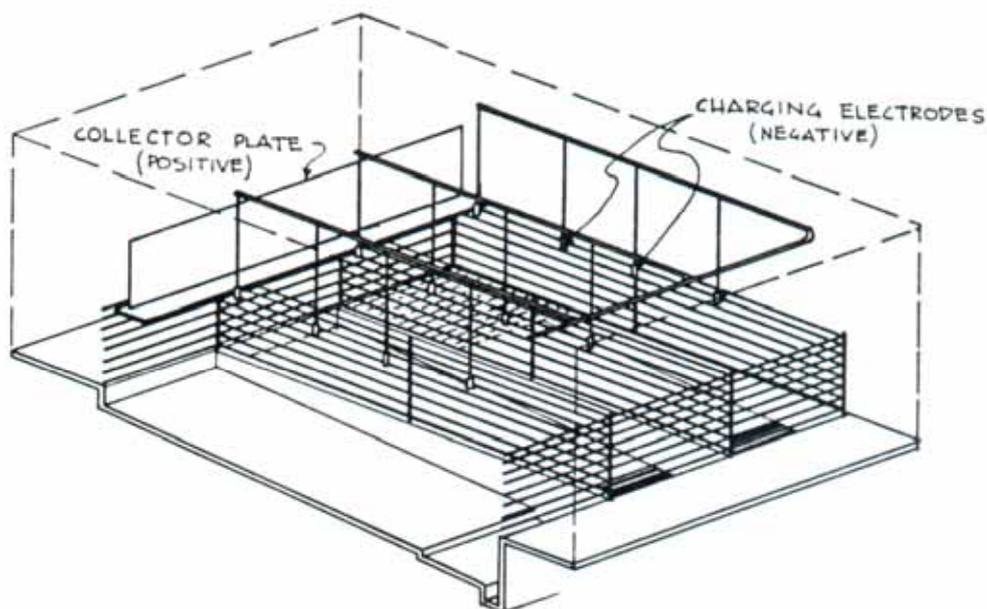


Abbildung 2.19: Ionisierung der Stallluft bzw. Elektroabscheider im „offenen System“ [BH+74]

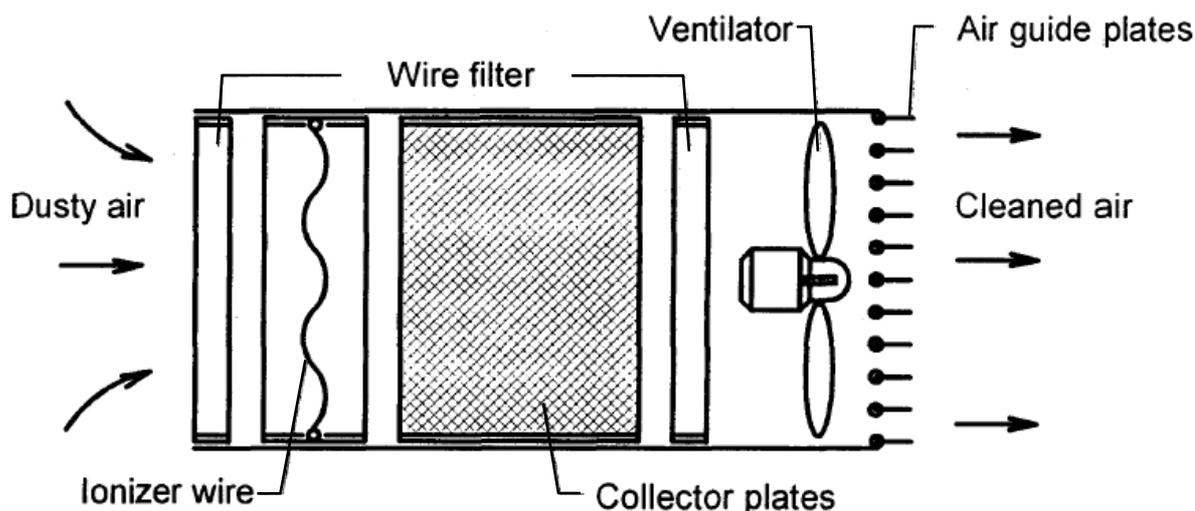


Abbildung 2.20: Elektrischer Abscheider – geschlossene Bauform [P+94]

Die anfänglich rein theoretische Bedeutung der Zyklone zur Staubabscheidung in der landwirtschaftlichen Intensivtierhaltung bekam erst durch die Kombination des Zyklons mit einem Sprühwäscher Praxisrelevanz. Der ursprünglich von den Autoren entwickelte Zyklon wurde zur Erhöhung der Abscheideleistung feiner Partikel und zur Ammoniak-Abscheidung um einen Sprühwäscher ergänzt. Die Gesamteinheit bekam den Namen DCS (diffusion, coagulation and separation). Im Sprühwäscher, der aus in Gegenstrom-Richtung sprühenden Düsen besteht, koagulieren kleine Partikel zu größeren, die dann im Zyklon zusammen mit den Wassertröpfchen abgeschieden werden. Der Zyklon besteht dabei nur aus zwei ineinander geschobenen Röhren, durch deren Zwischenraum die Luft geführt wird, wobei die Luft durch einen feststehenden Strömungsrichter bei Eintritt in Drall versetzt wird. Der Strömungswiderstand beträgt dabei 50 bis 200 Pa, je nach Strömungsgeschwindigkeit. Staubabscheidegrade des Zyklonen ohne Sprühwäscher lagen bei 85 %; in Kombination mit dem Sprühwäscher wurden Werte von 93 % erreicht, wobei auch die kleineren Partikel vermehrt abgeschieden wurden und Ammoniak-Abscheidegrade zwischen 20 und 84 % gemessen wurden [ZT+05].

Alle genannten Realisierungsformen der Trockenabscheider eignen sich zur Nachrüstung im Stall aufgrund ihrer kompakten Bauform recht gut. Durch ihre sehr selektive Wirkung, die rein auf die Abscheidung von Partikeln beschränkt ist, sind sie in Summe für eine Nachrüstlösung in Altstallungen zu aufwendig. Allein die Kombination aus Zyklon und Sprühwäscher ist vielversprechend.

2.3.1.4 Ozonbehandlung

Generell wird Ozon als oxidierendes Prozessgas für die Oberflächenvorbehandlung, Entkeimung und Wasserreinigung eingesetzt. Wegen seiner chemischen Instabilität kann Ozon nicht gelagert werden und muss am Verbrauchsort aus Luft oder Sauerstoffströmen erzeugt werden. Dazu werden elektrische Felder oder elektromagnetische Felder, welche unter dem Begriff des nichtthermischen Plasmas in der Literatur zu finden sind, oder UV-Bestrahlung sauerstoffhaltiger Luft erzeugt [Bra96]. Die Verfahren dienen in erster Linie der Geruchsminderung und Entkeimung.

Bei der UV-Bestrahlung entsteht Ozon (O_3) aus dem Luftsauerstoff, welches dann in direkter Reaktion mit den Geruchsstoffen reagiert und diese oxidativ zerstört, oder das Ozon bildet mit dem Wasser der natürlichen Luftfeuchtigkeit Wasserstoffperoxid, welches den oxidativen Abbau der Geruchsmoleküle bewirkt. Bei der UV-Induzierung von Katalysatormaterialien für die photokatalytische Oxidation dienen reine oder dotierte Halbleiter, z.B. TiO_2 , ZnO , CdS oder $Fe(III)$ -dotiertes TiO_2 , die auf Röhren, Geflechten, Silika-Gel oder Ähnlichem aufgebracht werden, als Katalysator. Die Katalysatoren werden durch die UV-Bestrahlung derart angeregt, dass Radikalkettenreaktionen ausgelöst werden, die den Abbau der Geruchsmoleküle zur Folge haben [ZY03].

Zur Anwendung des nichtthermischen Plasmas (NTP) in der landwirtschaftlichen Intensivtierhaltung finden sich deutlich mehr Literaturquellen. KOSCH et al. beschreiben die Ergebnisse einer NTP-Anlage im Labormaßstab zur Verminderung des Ammoniaks der Stallluft und geben die möglichen Reaktionsgleichungen an. Neben der vornehmlichen Bildung von Ozon werden auch die darüber hinaus möglichen Radikalkettenreaktionen beschrieben sowie die durch das NTP möglicherweise direkt ausgelösten Reaktionen des Ammoniaks. Die Wirkungsgrade der NTP-Anlage bezüglich NH_3 -Abscheidung beliefen sich auf 6 bis 18 % [KD+05]. Untersuchungen von GOODRICH et al., in denen die Gas- und Geruchskonzentrationen zweier Abteile verglichen wurden, wobei das eine Abteil mit einer kommerziellen Ozonierung ausgestattet worden war, ließen kein klares Ergebnis zu [GB+00]. Die generell recht schwache Wirkung der Ozonbehandlung konnte auf Abteilebene keinen klaren Effekt bewirken bzw. nur einen tendenziellen Effekt während der Wintermonate, die sich durch geringe Luftwechselzahlen auszeichnen.

Bewertet man die Nachrüstbarkeit, so sind die Verfahren zur Ozonbehandlung aufgrund der kompakten Bauform sicherlich gut geeignet. Der schlechte Wirkungsgrad hinsichtlich

Ammoniak-Abscheidung, der hohe Wartungsaufwand und der darüber hinaus sehr selektive Einsatz für die Geruchs- und Schadgasreduzierung (keine Staubminderung) lassen die Ozonierungsverfahren über den Labormaßstab hinaus keine Praxisrelevanz gewinnen. Hinsichtlich Keimreduzierung sind die Verfahren jedoch recht wirkungsvoll, was es im Praxiseinsatz noch zu untersuchen gilt.

2.3.2 Behandlung der Quelle

Die Konzepte zur Flüssigmistabdeckung haben zum Ziel, die Emissionen aus dem gesammelten Flüssigmist in erster Linie mechanisch zu unterbinden. Wissenschaftliche Untersuchung zur Wirksamkeit unterschiedlichster Schwimmschichten aus organischen Materialien wie Sägemehl, Holzrinde, Reisschalen, gemahlene Maisspindeln oder Grasschnitt wurden durchgeführt [MC82]. Reisschalen-Öl-Mix-Schwimmschichten und Gras-Öl-Mix-Schwimmschichten waren hinsichtlich Geruchsunterdrückung, NH_3 - und H_2S -Permeabilitätsunterdrückung am besten geeignet. (Reis-Öl bewirkte NH_3 -Reduktion um 69 % und H_2S -Reduktion um 96 %). Da diese Verfahren, ähnlich wie Flüssigmistpülverfahren, vornehmlich die Lagerung des Flüssigmistes betreffen und keine Einflussmöglichkeiten während der Mast bzw. Tierhaltung darstellen, werden sie im Folgenden nicht weiter erläutert.

Die Flüssigmistbelüftung war eines der ursprünglichen Verfahren in der geschichtlichen Entwicklung der Abluftfilterung bzw. Emissionsminderung in Deutschland. Schon in den 70er Jahren versuchte man durch gezielte Belüftung des Flüssigmistes (durch Rühren) oder stetiges Umpumpen, die durch anaerobe Mikrobiologie bedingte Entstehung der Geruchsstoffe zu unterdrücken. Negative Effekte, wie z.B. eine erhöhte Ammoniak-Emission, waren damals von untergeordneter Bedeutung. Die Geruchsreduzierung (bzw. die Unterdrückung der Geruchsentstehung) durch eine starke Sauerstoffzufuhr im/zum Flüssigmist und die damit bewirkte Unterdrückung der geruchsbildenden Mikrobiologie wird verständlich, wenn man die kaum vorhandene Sauerstofftoleranz der an der Geruchsentstehung beteiligten Bakterien, entsprechend Tabelle 2.5, betrachtet. Der Begriff des „Oxidationsgrabens“ oder der Umpülverfahren wurde geprägt. Extreme Konzepte von Mastschweinehaltung in Rundställen, bei denen ein Rührwerk die stetige Belüftung des Flüssigmistes bewerkstelligen konnte, wurden erdacht [Hab78, Rüp84]. Auch das

Verfahren der Flüssigmistbelüftung sei der Vollständigkeit halber erwähnt, nachfolgend aber nicht näher ausgeführt.

2.3.2.1 Flüssigmistzusätze (chemisch, biologisch, enzymatisch)

Flüssigmistzusätze wurden in der Vergangenheit und auch in heutiger Zeit immer wieder untersucht. Die biologischen und enzymatischen Mittel bezwecken dabei, gezielt auf die Mikrobiologie des Flüssigmistes Einfluss zu nehmen, um so eine bessere Fließfähigkeit oder geringere Geruchs- und Schadgasemissionen zu bewirken. Vergleichende Ammoniak-Messungen bei Einsatz des biologisch abbaubaren Produktes „Alliance“ der Firma Monsanto zeigten eine Reduzierung der Ammoniak-Emission der behandelten Ställe gegenüber der Referenz von durchschnittlich 24 %. Das Mittel wurde in sehr verdünnter Konzentration (0,44 %) auf den Flüssigmist im Güllekeller der Vollspaltenställe gesprüht. Durch die hohe Menge eingesetzter Flüssigkeit wurde der Flüssigmistanfall um 20 % erhöht [HN+00]. Die Wirkungsweise des Zusatzes konnte dabei nicht erklärt werden, was jedoch wünschenswert wäre angesichts unveränderter pH-Werte (laut Messung) bei Mitteleinsatz.

Wie bereits in Kapitel 2.2.3.2 beschrieben, liegt unterhalb eines pH-Wertes von 7 nahezu das gesamte Ammoniak in Form von Ammonium gebunden vor und neigt nicht zur Verflüchtigung. Die Wirkung auf die Geruchsemission ist in einer Hemmung der geruchsbildenden Bakterien zu sehen, deren pH-Optimum meist über einem pH-Wert von 6 liegt.

Wissenschaftliche Untersuchungen des Einflusses einer Flüssigmistansäuerung durch Zugabe von 80%iger Milchsäure auf die Methan- und Ammoniak-Emissionen bestätigen den dargestellten Effekt der pH-Wert-Senkung. Bei einer Aufwandsmenge von 15 Litern 80 %iger Milchsäure je m³ Flüssigmist konnten Reduzierungen der Ammoniak-Emissionen von 26,4 % und der Methanemissionen von 58,0 % festgestellt werden [FB01].

Ammoniak- und Geruchsmessungen in einem Stall, der mit einer kommerziellen Güllebehandlungseinheit ausgestattet wurde, zeigen gegenüber der Referenz Reduzierungen der Ammoniak-Emissionen von 70 bis 77 % ohne Beeinflussung der Geruchsemissionen. In einer Pumpstation-ähnlichen Einheit wird Schwefelsäure dem Flüssigmist zugegeben, bis ein pH-Wert von 5,5 erreicht ist. Dieser angesäuerte Flüssigmist dient im Folgenden dazu, die Güllekanäle des Stalles zu spülen (6-mal täglich),

um auch dort eine pH-Wert-Senkung zu bewirken. Zur Absenkung des pH-Wertes des Flüssigmistes wurden je Tonne Flüssigmist 5 kg konzentrierter Schwefelsäure benötigt [Ped03].

Flüssigmistbehandlung ist im Allgemeinen recht einfach nachzurüsten. Darüber hinaus besteht durch die Senkung der Ammoniak-Konzentrationen im Stall ein positiver Effekt auf das Stallklima. Die Ammoniak-Bindung durch die Säure wird sicherlich ebenfalls zu einer Emissionsminderung bei der Flüssigmistausbringung führen, jedoch eine massive Versauerung des Bodens zur Folge haben. Auswirkungen auf die Betonoberflächen der Flüssigmistkanäle des Stalles und des Flüssigmistlagerbehälters werden ebenfalls nicht beschrieben.

2.3.2.2 Angepasste Fütterung und Futterzusätze

Die Eiweiß-reduzierte Fütterung von Mastschweinen ermöglicht es, ursachenorientiert die Stickstoffausscheidungen und damit die Ammoniak-Emissionen zu senken. Eine Reduzierung der Stickstoffaufnahme um 16 % ohne Einbußen auf Seiten der Mastleistungen und Fleischqualitäten ist möglich. Die Stickstoffausscheidungen verringern sich dabei um 22 %, was zu einer durchschnittlichen Minderung der Ammoniak-Emissionen von 18,2 % führt [Hei94]. Die Arbeitshypothese von ANDREE et al., dass durch Verminderung von Proteinüberhängen in den Mastschweinerationen die Konzentration der aus dem Proteinstoffwechsel resultierenden Geruchsstoffe gesenkt werden könne, wurde in den von den Autoren durchgeführten Versuchen nicht bestätigt. Es konnten keine signifikanten Unterschiede in der olfaktometrisch bestimmten Geruchsstoffkonzentration festgestellt werden, jedoch schienen die eiweißreduziert gefütterten Gruppen etwas längere Latenzphasen aufzuweisen, in der die Geruchsschwelle zwar überschritten, die Wahrnehmung jedoch schwach/neutral war [AH+03].

Kommerziell erhältliche Futterzusatzstoffe, wie z.B. VevoVital von DSM, geben vor, bei einer Beimischung von 0,5 bis 1 % zum Futter eine Absenkung des pH-Wertes der Exkremate zu erreichen, was die Ammoniak-Entstehung minimiert (Angaben Produktbeschreibung DSM).

In vergleichenden Untersuchungen zwischen Mastschweinen, die mit „De-Odorase“-Zusatz (einem Yucca-Schidigera-Extrakt) von 150 ppm gefüttert wurden, zeigten durchschnittlich 49 % geringere Ammoniak-Innenraumkonzentrationen im Vergleich zur

Referenzgruppe (Gruppengröße ca. 120 Tiere) [HW93]. Die Qualität der Aussage der Untersuchung leidet dabei jedoch stark an der unzureichenden Messmethodik und der fehlenden Erfassung der Randparameter (Luftwechselzahlen, Temperaturen, ...).

Die Eiweiß-angepasste Fütterung sollte, soweit sie es heute nicht schon ist, zur Ressourcenschonung und zur Vermeidung unnötiger Schadgasemissionen zum praxisüblichen Fütterungskonzept werden. Die Wirkung der Futterzusätze sollte, aufgrund der Unsicherheit durch die vorherrschenden multivarianten Einflüsse, detailliert bekannt sein, bevor eine Empfehlung zum Einsatz dieser Mittel ausgesprochen werden kann. Obwohl die dargestellten Verfahren gegenüber der praxisüblichen Referenz als Emissionsminderung verstanden werden können, wird es genehmigungstechnisch schwer fallen, sie als emissionsmindernde Maßnahmen in Konkurrenz zur Abluftreinigung anerkennen zu lassen. Über Nachrüstbarkeit kann man in diesem Zusammenhang daher auch nicht sprechen, da es sich streng genommen nur um eine Prozess- bzw. Materialänderung handelt.

2.3.2.3 Behandlung der Quelloberflächen

Neben dem Verstreuen von Mineralstoffen, die durch Aufsaugen und Neutralisieren der Exkremate auf den Böden die Schadstoffentstehung minimieren sollen, oder das Versprühen von Urease-Inhibitoren auf den Stalloberflächen, um die enzymatische Spaltung des Harnstoffs zu hemmen und damit die Ammoniak-Entstehung zu vermindern, sind vor allem die Verfahren zum Versprühen pflanzlicher Öle in Schweineställen zur Verringerung der Staubkonzentration im Stall sehr vielversprechend.

Erste Versuche hierzu wurden bereits 1985 in Dänemark durchgeführt [C+89]. Das Verfahren wurde in den Folgejahren hinsichtlich eingesetzter Ölmengen und Ausbringungstechnik von Forschungseinrichtungen in Dänemark, den USA und Kanada optimiert. Mit Ölmengen von 5 bis 40 ml pro Tier und Tag werden Reduzierungen der Staubkonzentration im Stall von 40 bis 90 % erreicht. Dies gilt sowohl für Gesamtstaub als auch Feinstaub. Die Ausbringung der Öl-Wasser-Emulsion – meist einmal täglich – erfolgt in der Regel mittels Pflanzenschutzdüsen bzw. Sprinkleranlagen, die bei einem Druckniveau von ca. 4 bar arbeiten [TM+95, ZT+96]. Beim Versprühen entstehen dabei vornehmlich Tropfen und wenig Aerosole. Der Effekt der Staubreduktion wird durch das Anhaften der Staubpartikel an den mit Öl benetzten Oberflächen (Gitter, Spaltenböden, ...)

erklärt. Abweichend von dieser Art der Anwendung wurden in Deutschland und Holland Versuche zur Staubbildung mit Öl-Emulgator-Aerosolen gemacht. Hierzu wurden zum einen Rotationsdüsen eingesetzt, wobei eine Staubreduktion im Kompoststall von 18 % bei 80 ml/m² Ölmenge pro Tag erzielt wurde [BH96]. Zum anderen wurden Versuche im Hähnchenmaststall mit konventioneller Sprühbefeuchtung durchgeführt, die mit Hochdruck von 120 bar arbeitete. Die Staubreduktion lag im Bereich von 2 bis 12 % [DB+99]. IKEGUCHI führte Versuche mit Ultraschallsprühköpfen zur Aerosolanwendung einer Rapsöl-Emulsion in der Legehennenhaltung und der Hähnchenmast durch. In der Legehennenhaltung konnten bei Einsatz von 0,28 g Öl pro Tag und Tier die Staubkonzentrationen um 42 bis 49 % reduziert werden. Für die Hähnchenmast hielt der Autor das Verfahren trotz ähnlich guter Konzentrationsreduzierung für nicht geeignet [Ike00]. Der Effekt der Staubreduktion wird bei diesen drei Verfahren dadurch erklärt, dass die Aerosoltröpfchen mit den Staubpartikeln Kondensationskeime bilden und damit die Sedimentation fördern.

Die erste Untersuchung dieser Verfahren im Hinblick auf Minderung der Staubemission (also nicht nur der Innenraumkonzentration) wurde in Kombination mit Fütterungsversuchen durchgeführt [GL+01]. In erster Linie war es dabei Ziel, die Geruchs- und Gasemission zu senken. Reduzierung der Staubemission um bis zu 95 % und Reduzierung der Ammoniak-Emission um bis zu 38 % wurden erzielt. Die Reduzierung der Ammoniak-Emission ist dabei jedoch auf die angepasste Fütterung zurückzuführen. Zum Einsatz kam bei diesen Untersuchungen die zwei Jahre zuvor vorgestellte Ölsprüheinheit, die – anders als bis dahin üblich – mit reinem Öl ohne Einsatz von Emulgator und Wasser arbeitete [LB+99]. Eine signifikante Senkung der H₂S-Konzentration im Stall durch Versprühen des Öls konnte im Rahmen dieser Versuche nachgewiesen werden.

Bei keiner der genannten Untersuchungen konnte eine Reduktion der Ammoniak-Konzentration durch Öleinsatz festgestellt werden (sofern diese mitgemessen wurde). Verfahrensvarianten, die eine direkte Ölapplikation auf die Tiere durch von den Tieren selbst ausgelöste, Öl-benetzte Roller vorsehen, seien hier nur am Rande erwähnt [OK+99].

PEDERSEN, der sicherlich einer der Pioniere des Rapsöleinsatzes zur Staubminderung in Schweineställen ist, kommentierte unlängst [Ped05]: „Bei Praxisuntersuchungen der Branchenorganisation der dänischen Schweineproduzenten und Schlachthöfe in Schweineställen, die eine niedrigere Staubkonzentration aufwiesen (2,5 mg/m³ Gesamtstaub und 0,4 mg/m³ einatembare Staub), hatte die Rapsölmethode eine geringere

Wirkung (40 % Reduktion) (unveröffentlicht). Dies zeigt, dass die Maßnahme in Ställen mit einer hohen Staubkonzentration wirksamer ist als in Ställen mit niedriger Staubkonzentration.“ Dieser Effekt ist in der Abluftreinigung generell für Staub, Ammoniak und Geruch zu beobachten: Sind die Schadstoffkonzentrationen hoch, sind hohe Abscheidgrade leichter zu erzielen als bei geringen Konzentrationen. PEDERSEN fasst seine Erfahrung zur Wirkungsweise von Maßnahmen zur Staubreduzierung im Stall sehr übersichtlich zusammen. Diese Übersicht ist in Abbildung 2.21 wiedergegeben.

Die Verfahren zur Behandlung der Quelloberflächen im Allgemeinen und die Staubbindung mittels Versprühen organischer Öle im Besonderen sind zum einen für eine Nachrüstung gut geeignet (einfach nachrüstbar), zum anderen in ihrem Effekt recht wirkungsvoll und darüber hinaus stellen die Verfahren eine Lösung dar, die nicht nur zur Emissionsminderung beiträgt, sondern auch eine Klimaverbesserung zum Wohl für die Tiere und die im Stall arbeitenden Menschen bewirkt.

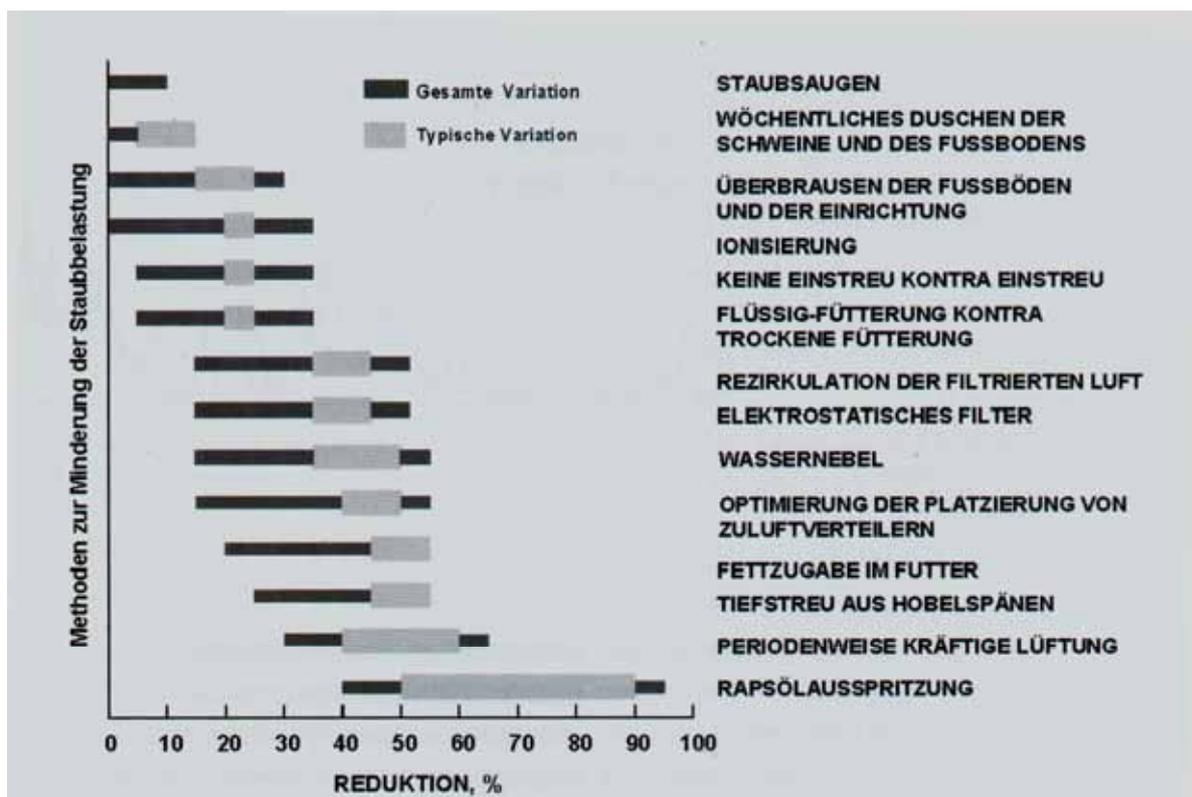


Abbildung 2.21: Methoden zur Minderung der Staubbelastung in Ställen [P+94]

2.3.2.4 Lüftungssteuerung

Eine restriktive Lüftung führt aufgrund verminderter Verdünnung zum Anstieg der Schadgas- und Staubkonzentrationen im Stall. Hohe Staubkonzentrationen bedingen eine starke Sedimentation des Staubs im Stall und damit geringere Staubemissionen. Hohe Ammoniak-Konzentrationen hemmen – gemäß der Gleichgewichtskonstanten – die Freisetzung gasförmigen Ammoniaks und führen dadurch bedingt zu geringeren Ammoniak-Emissionen. Wie auch in Kapitel 2.2.3.2 und 2.2.1.3 dargelegt, führt somit eine vergleichsweise restriktive Lüftung zu (in Summe) geringeren Emissionsströmen, jedoch auch zu unerwünscht hohen Schadstoffkonzentrationen mit negativen Einflüssen auf Wohlbefinden und Gesundheit der Tiere. Eine schadgasgeregelte Lüftungssteuerung ergänzt durch eine Befeuchungskühlung führt somit zu vergleichsweise geringeren Emissionsströmen [HF+05].

Eine impulsarme Lüftungsführung in Kombination mit einer Unterflurabsaugung vermindert zwar nicht die Ammoniak-Emissionen, verringert jedoch das Konzentrationsniveau im Tierbereich [KB+95]. Diese und ähnliche Maßnahmen, die allein durch Lüftungseinstellung oder Prozessmanagement (erhöhte Stallsauberkeit) eine Verringerung der Schadstoffemissionen bewirken, finden sich in einigen Veröffentlichungen, sind jedoch auch generell in der VDI 3471 „Emissionsminderung Tierhaltung Schwein“, VDI 3472 „Emissionsminderung Tierhaltung Hühner“, im Entwurf der VDI 3473 „Emissionsminderung Tierhaltung Rinder“ oder dem Entwurf zur VDI 3474 „Emissionsminderung Tierhaltung Geruchsstoffe“ beschrieben.

2.3.3 Abluft-/Luftaufbereitung

Die Überdeckung von Geruchsstoffen, d.h. das Verbreiten von Geruchsstoffen, die so stark die Wahrnehmung bestimmen, dass unangenehme Geruchsstoffe nicht mehr auffallen, ist auch in der Landwirtschaft untersucht worden. Zum einen waren die gemessenen Effekte eher schwach, zum anderen bekämpft dieses Verfahren nur die Symptome, wobei die eigentlichen Schadschubstanzen weiterhin in ihrer Wirkung unvermindert vorhanden sind [Sch75]. Dieses Verfahren scheint somit wenig zielführend für eine Nachrüstlösung in der Abluftfilterung und sei nachfolgend nicht weiter ausgeführt.

2.3.3.1 Umluftbehandlung/Umluftwäsche

Umluftbehandlung im Allgemeinen und Umluftwäsche im Speziellen sind als Verfahren bildlich vergleichbar mit einem Filter im Aquarium. Die Verfahren dienen dazu, die Schadsubstanzen an einem Ort im Stall aufzukonzentrieren und sie dabei zu neutralisieren bzw. der Wirkung auf Tier und Mensch im Stall zu entziehen. Das Konzept als solches unterscheidet sich von allen bisher genannten Verfahren. Die Realisierung dieses Konzeptes kann dabei mit gleichen Wirkprinzipien (Luftwäscher, Biofilter, ...) geschehen. Somit fallen auch schon manche Ausführungsformen bereits genannter Verfahren in diese Kategorie. Das Wirkprinzip als Gliederungskriterium war jedoch vorrangig vor der Unterscheidung zwischen Abluft- oder Umluftwirkung. Prinzipiell können, wie schon angemerkt, alle genannten Verfahren im Umluftbetrieb eingesetzt werden; typisch war dies jedoch bislang nur bei der Ozonbehandlung und den elektrischen Abscheidern geschlossener Bauform.

In der Literatur finden sich nur sehr vereinzelt Quellen (es sind derzeit nur drei Quellen bekannt), die dieses Konzept aufgreifen. Dabei kamen ein elektrischer Abscheider geschlossener Bauform, ein Filter mit mechanischer Abscheidung und ein Luftwäscher zum Einsatz. Die Ergebnisse waren recht vielversprechend; das Konzept wurde jedoch aufgrund recht hohen Energiekonsums nicht weiter verfolgt [P+94].

Die Umluftbehandlung eignet sich sehr gut zur Nachrüstung, da einerseits keine Anforderungen an die vorhandene Bauhülle oder Luftführung gestellt werden und andererseits dabei ein standardisiertes Serienprodukt zum Einsatz kommen könnte. Die dabei realisierbaren Abscheideleistungen und Optimierungspotenziale aus bedarfsgerechter Steuerung sind dabei noch unbeantwortet.

2.3.3.2 Verdünnung

Generell sind die Verdünnung der Stallabluft durch so genannte Weitwurfdüsen, die aktiv Frischluft dem Abluftstrom zuführen, oder die Erhöhung des Emissionspunktes (höhere Abluftkammine und damit einhergehende bessere Verdünnung in der Atmosphäre) Verfahren der Immissionsminderung und nicht der Emissionsminderung. Da diese Verfahren aber häufig in einem Atemzug mit den Emissionsminderungsmaßnahmen genannt werden (siehe VDI 3471/72), seien sie erwähnt, jedoch nicht weiter ausgeführt [KL03].

2.4 Bewertung der praxisrelevanten Verfahren zur Abluftbehandlung

In der Praxis kommen derzeit meist nur vier Verfahren zur Anwendung: Chemische Wäscher, Rieselbettreaktoren, Biofilter und Kombinationsverfahren. Als Ergebnis einer umfassenden Datenerhebung bei den Herstellern dieser Anlagen vergleichen GRIMM et al. die Reinigungsleistungen dieser Systeme entsprechend Tabelle 2.10.

Tabelle 2.10: Reinigungsleistung praxisrelevanter Verfahren zur Abluftbehandlung [GS+05]

	Chemischer Wäscher	Rieselbettreaktor (Biowäscher)	Biofilter	Kombinationsverfahren (3-stufig)
Reinigungsleistung Geruch	–	++	++	++
Reinigungsleistung Ammoniak	++	+	–	++
Reinigungsleistung Staub	+	+	+	++
Einsatzbereich (Tierarten)	Schweine, Mastgeflügel	Schweine	Schweine	Schweine, Geflügel

Reinigungsleistung bei ordnungsgemäßer Auslegung und Betrieb:

- ungeeignet
- + mindestens 70 %
- ++ mindestens 90 % (Geruch: kein Stallgeruch in der Reinluft wahrnehmbar bzw. Reingaskonzentrationen < 300 GE/m³)

Die dabei realisierten Auslegungs-Parameter und Kosten sind in Tabelle 2.11 aufgeführt.

Aufgrund der Literaturrecherche und unter Einbeziehung persönlicher Erfahrungen mit den Verfahren zur Abluftfilterung ergibt sich das in Abbildung 2.22 dargestellte Eignungsprofil. Die Trockenabscheider werden dabei als Verfahren mitberücksichtigt und die Nachrüsteignung wird in die Bewertung einbezogen.

Tabelle 2.11: Auslegungsparameter und Kosten praxisrelevanter Systeme zur Abluftfiltration [GS+05]

Parameter	Chemischer Wäscher	Rieselbettreaktor (Biowäscher)	Biofilter	Kombinationsverfahren (3-stufig)
Luftführung	zentral	zentral	zentral u. dezentral	zentral
Bauweise	Turm/Kompaktbauw.	Turm/Kompaktbauw.	Flächenfilter	Filterhaus
Flächenbelastung [m³/(m² h)]*	5.000-7.500	1.450-7.000	250-350	1.000-1.690
Volumenbelastung [m³/(m³ h)]*	25.000	1.450-5.800	275-1.000	–
Strömungsgeschw. [m/s]*	3	0,4-2,0	< 0,1	< 1,0-1,5
Verweilzeit [s]*	2	1-3	3,6-12,0	0,8-0,9**
Druckverlust [Pa]*	< 40	< 60-70	< 20-100	< 60-100
Ansäuerung/pH-Regelung	ja	–/ja	–	ja
Pumpen (Anschlussleistung 1.000 Mastplätze) [kW]	3	1,2-4,0	0-1,5	2-3
Investitionskosten pro Mastplatz [€]	39-58	52-70	23-35	45-70
Betriebskosten pro Mastschwein [€]	1,75-2,55	0,60-1,75	1,15-1,75	1,15-2,05
Gesamtkosten pro Mastschwein [€]	3,20-4,70	2,50-4,35	2,00-3,05	2,80-4,65

* Bezogen auf die maximale Luftrate

** Nur Filterwände

Unter den in diesem Kapitel dargestellten Verfahren überzeugen besonders diejenigen, die bereits ihre Wirkung im Stall entfalten, um so über die Emissionsminderung hinaus einen positiven Effekt auf die Gesundheit und das Wohlbefinden von Tier und Mensch zu bewirken. Gegenüber den heute praxisrelevanten Verfahren, die ausschließlich eine zusätzliche Kostenbelastung ohne die Chance zum Mehrerlös oder zur Kostenreduktion in der tierischen Veredlung darstellen, können die im Stall wirkenden Verfahren einen Teil ihrer Kosten in Form eines verbesserten Stallklimas wieder nutzbar machen.

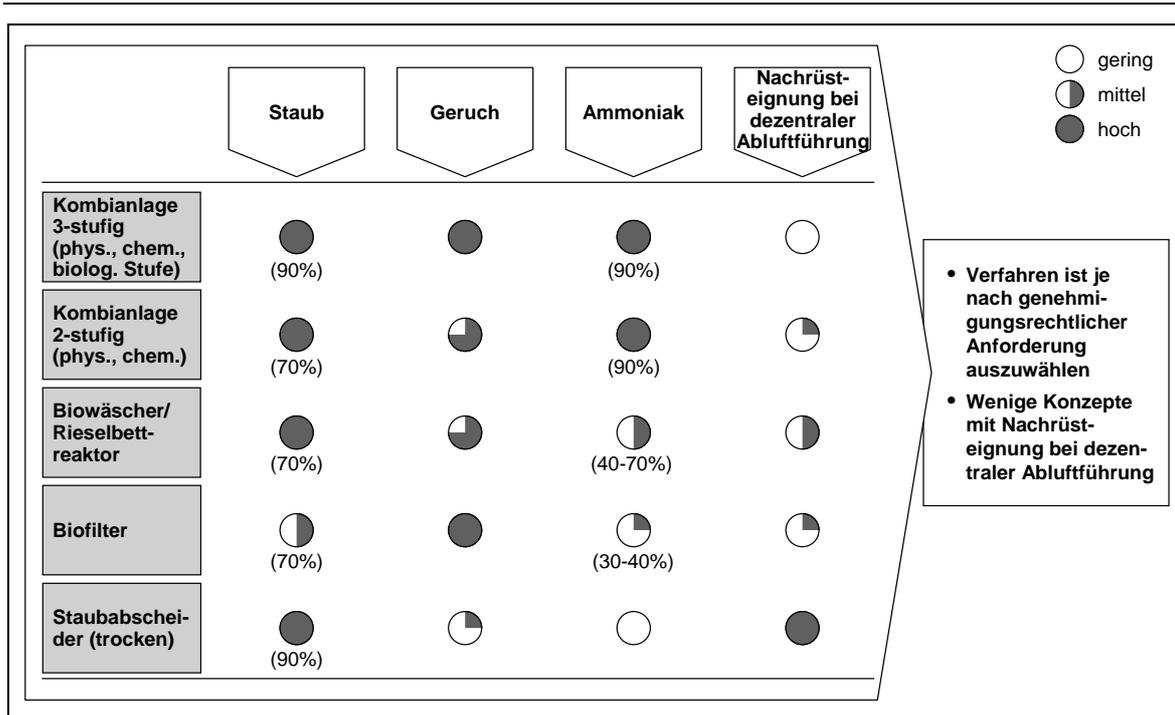


Abbildung 2.22: Zusammenfassende Darstellung des Eignungsprofils heutiger Abluftfilterkonzepte

3 Patentrecherche und Konzeptfindung

Ziel der Patentrecherche war es, einen generellen Überblick über alle theoretisch möglichen Konzepte zur Abluftfilterung zu bekommen, unabhängig davon, ob diese Konzepte bereits realisiert wurden oder überhaupt realisierbar wären. Dementsprechend war für die Patentrecherche ohne Bedeutung, ob es sich um ein tatsächlich erteiltes Patent handelte oder nur um eine Offenlegungsschrift. Die Patentrecherche diente somit als Mittel zur Lösungsfindung des gemäß Aufgabenstellung beschriebenen Problems.

3.1 Vorgehen Patentrecherche

Als Quelle dienten die per Internet zugängliche „EPODOC“-Patentdatenbank des Europäischen Patentamtes und die „DPMApublikationen“ des Deutschen Patent- und Markenamtes. Bei der kleineren Datenbank des deutschen Patentamtes war es möglich, allein durch Stichwortsuchen in Überschrift und Zusammenfassung die relevanten Patente zu recherchieren. Bei der deutlich umfassenderen EPODOC-Datenbank wurden die Klassifizierungssymbole, d.h. die vom Patentprüfer vergebene, europaweit feststehende Klassifizierung, zur Hilfe genommen. Des Weiteren halfen Suchen nach Herstellern oder in relevanten Patentschriften angegebene Verweise im Sinne einer „Schneeball-Recherche“ weiter. In Summe wurden so 19 verschiedene Suchabfragen durchgeführt und aus gesamthaft über 1.000 Treffern 138 relevante Patent- oder Offenlegungsschriften gewonnen. Einen Überblick zu Zielen, Quellen und Vorgehen zeigt Abbildung 3.1.

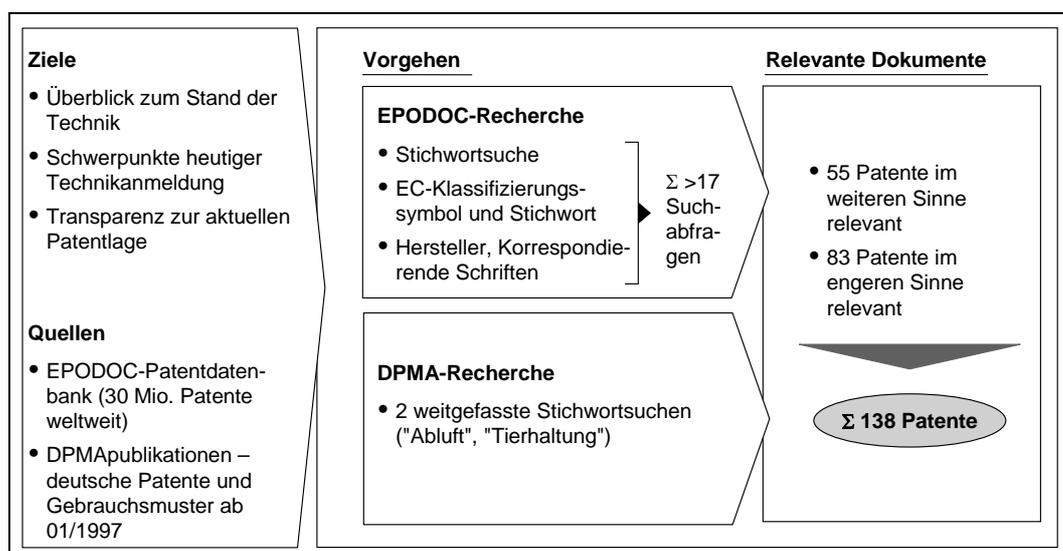


Abbildung 3.1: Patentrecherche – Ziele, Quellen, Vorgehensweise

3.2 Ergebnisse der Patentrecherche

Im ersten Schritt zur Analyse der 138 Patentschriften wurden diese einer in Anlehnung an Tabelle 2.9 gewählten Kategorisierung zugeordnet. Dementsprechend wurden die Patente zum einen eingeteilt in die rein Abluft-filternden Konzept-Varianten zu Biofiltern, Biowäschern und Rieselbettreaktoren, chemischen Abluftbehandlungskonzepten und Kombinationsanlagen. Zum anderen wurden die Patente eingeteilt in die Kategorie mit Konzepten, die der Luftbehandlung bzw. Luftkonditionierung dienten. Darüber hinaus wurden auch Patente, die im entfernteren Sinne durch Emissionsminderung mittels Güllebehandlung o.Ä. oder durch eine interessante Lüftungsregelung – und damit interessant für eventuelle Nachrüstkonzepte – von Interesse waren, mit aufgenommen und unter „Sonstiges“ gruppiert. Im zweiten Schritt der Analyse wurde die Nachrüstbarkeit bewertet. Hier sei bemerkt, dass dabei die subjektive Einschätzung zugrunde lag, ob das Patent eher zur Nachrüstung dezentral entlüfteter Stallungen geeignet schien oder eher eine zentrale Abluftführung voraussetzte. Abbildung 3.2 gibt zum einen die Kategorisierung wieder und zum anderen in stichpunktartiger Form die inhaltlichen Schwerpunkte der Anmeldungen bzw. Veröffentlichungen.

Übergreifend lässt sich zur Patentrecherche festhalten, dass generell sehr viele Patente/Offenlegungsschriften zur Abluftfilterung in der Intensivtierhaltung existent sind, die in der Mehrheit jedoch Biofilter und Biowäscher beschreiben. In jüngster Zeit, d.h. in Anmeldungen/Offenlegungen der letzten Jahre, werden vermehrt Kombinationsanlagen oder Anlagen mit Ozon- bzw. Additivbehandlung beschrieben. In Summe gehen bei der Vielzahl der Patente nur zwei explizit auf die Nachrüstbarkeit ein.

Ein ganz neuer Aspekt bezüglich der Konzeptionierung der Abluftbehandlungsanlagen wurde durch die Patentrecherche insofern deutlich, als in einigen wenigen Patenten die Einbindung der Filtereinheit in die Lüftungssteuerung des Stalles beschrieben wurde. Die von der Windrichtung abhängige Zu- und Abschaltung der Filtereinheit bzw. die Bypass-Schaltung der Anlage zur Energieeinsparung, wenn die Windrichtung- und Stärke keine Beeinträchtigung der Nachbarschaft erwarten lässt, sei nur ein Beispiel. Besonders erwähnenswert ist das TOLSMA-Patent (EP1053674), welches eine Umluft-Abluft-Zuluft-Behandlung beschreibt. Gereinigte Stallluft wird dabei der Zuluft bedarfsgeregt (Bedarf an Zuluft für Sauerstoffzufuhr und Bedarf an Abluft zur Wärmezufuhr) zugemischt und die „überschüssige“ Stallluft abgeführt. Eine Auflistung der Patente und ihre Zuordnung entsprechend Abbildung 3.2 findet sich im Anhang.

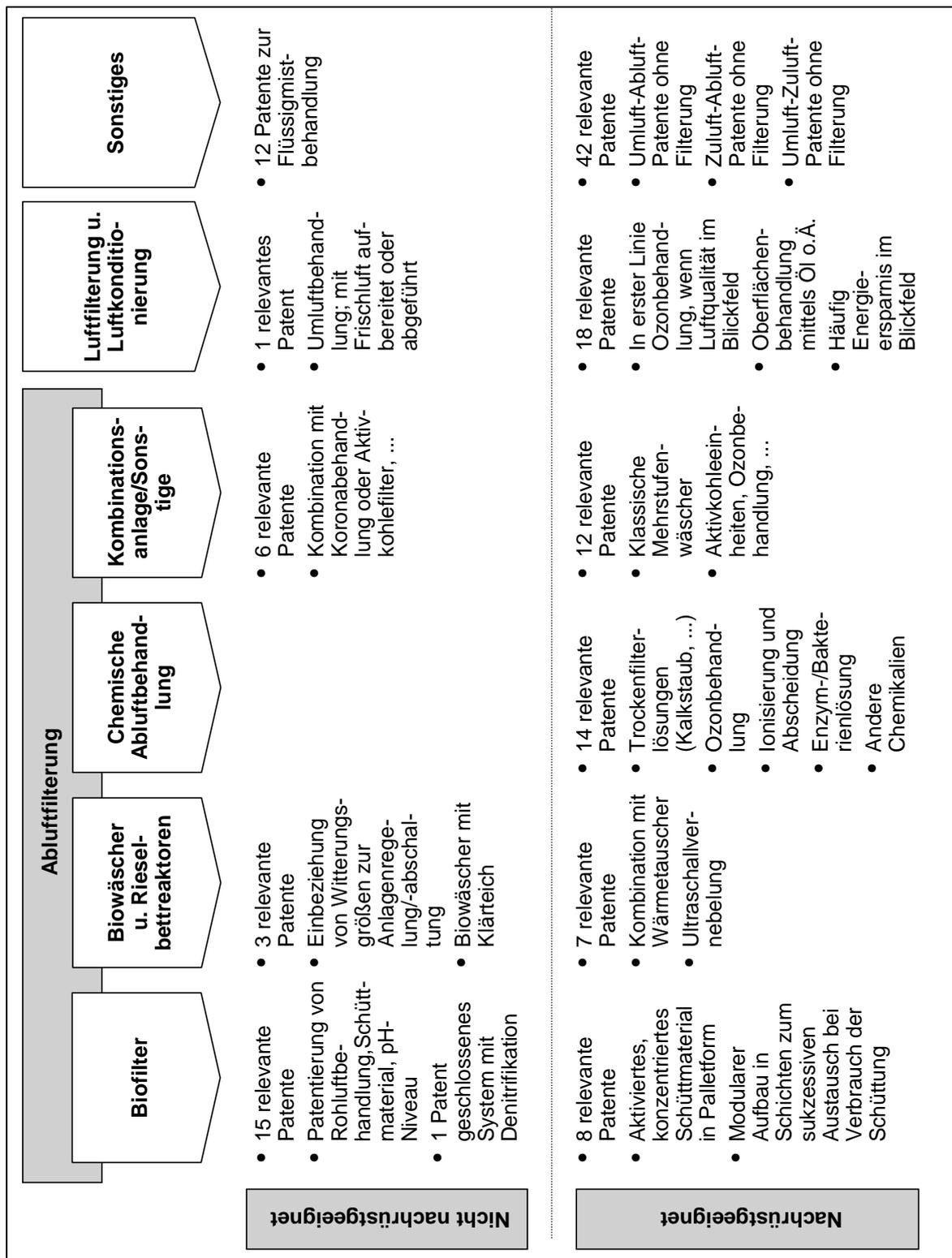


Abbildung 3.2: Kategorisierung und inhaltliche Schwerpunkte der relevanten Patente

Es lag nahe, alle möglichen Formen der Einbindung einer Luftreinigung gegenüberzustellen. Diese Konzepte sind übergeordnet zu sehen, da sie die Aufgabe im Gesamtsystem Stall beschreiben, jedoch nicht die Art und Weise der Reinigung, die gemäß

Abbildung 3.2 durch einen Biofilter, Biowäscher oder Rieselbettreaktor, eine chemische Luftaufbereitung oder durch eine Kombination dieser Verfahren erfolgen kann. Die biologische und enzymatische Behandlung der Luft und die Ozonierung seien hier nicht getrennt aufgeführt, sondern bei der „Chemischen Behandlung“ bzw. unter „Sonstige“ mit eingliedert.

Als eine Synthese der Patentrecherche zu verstehen, stellt Abbildung 3.3 einen entsprechenden Konzeptüberblick über die theoretischen Möglichkeiten zur Nachrüstung von Altsubstanz dar. Die Abbildung geht dabei über die in den Patenten beschriebenen Ansätze hinaus.

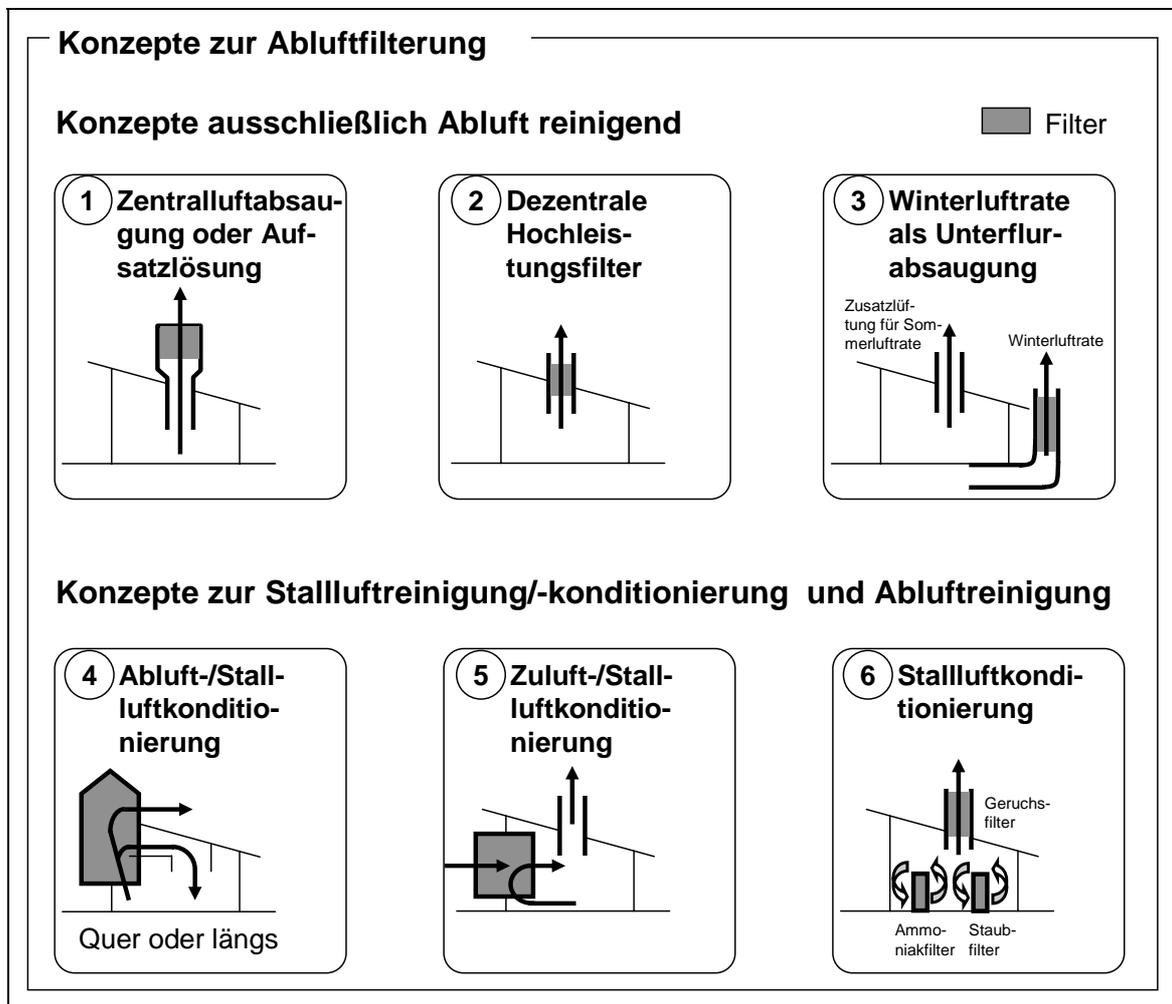


Abbildung 3.3: Lösungsansätze zur Emissionsminderung dezentral entlüfteter Altstallungen im Sinne einer Nachrüstung

Generell können die Konzepte in ausschließlich Abluft-filternde Verfahren (Konzepte 1 bis 3) und in Verfahren, die über eine Senkung des Konzentrationsniveaus der Schadsub-

stanzen in der Stallluft eine Senkung der Emissionskonzentrationen des „Gesamtsystems Stall“ bewirken (Konzepte 4 bis 6), gegliedert werden.

Konzept 1 steht zum einen für Systeme, die eine Umgestaltung der Luftführung zu einer Zentralabsaugung voraussetzen und zum anderen für Systeme, die auf die Abluftschächte aufgesetzt werden können. Konzept 2 beschreibt zum einen regenerative HochleistungsfILTER wie Keramikfilter o.Ä., zum anderen aber auch verbrauchende Systeme mit „Wechselkartuschen“. Konzept 3 ist eine Lüftungstechnische Variante aus Unterflurabsaugung und konventioneller Unterdrucklüftung, bei der der Vorteil besteht, die Filterbelastung durch einen relativ konstanten Unterflurvolumenstrom relativ konstant zu halten, um so das Betriebsoptimum der verwendeten Filterart ausnutzen zu können. Darüber hinaus wird eine Luftverbesserung im Tierbereich durch geringere Schadstoffkonzentrationen in Bodennähe erreicht, wie Untersuchungen an einer typischen Unterflurabsaugung gezeigt haben [KB+95]. Konzept 3 nutzt ebenfalls den Effekt, durch eine konstante Filterbelastung (relativ gleich bleibender Volumenstrom) den Filter dauerhaft im verfahrenstechnischen Optimum betreiben zu können. Konzept 5 zeichnet sich in erster Linie durch die energetisch günstige Wirkung der Mischung warmer, aufbereiteter Stallluft mit unbelasteter, aber zur Winterzeit kalter Frischluft aus. Konzept 6 zielt auf eine Senkung des Konzentrationsniveaus der belastenden Bestandteile im Stall durch die Anwendung von „Staub-, Ammoniak- oder Geruchsfallen“ bzw. durch eine Hemmung der jeweiligen Quelle. Der Vorteil der Konzepte 3 bis 6 liegt vor allem in ihrer Wirkungsentfaltung im Stall, die damit eine Verbesserung der Arbeitsbedingungen für den Menschen und der Lebensbedingungen für das Tier bewirken. Die Vor- und Nachteile dieser sechs Konzepte sind in detaillierterer Form in Tabelle 3.1 wiedergegeben.

Tabelle 3.1: Vor- und Nachteile der theoretischen Filterkonzepte zur Nachrüstung dezentral entlüfteter Stallungen

Konzept	Vorteile	Nachteile
1) Zentralluftabsaugung oder Aufsatzlösung	<ul style="list-style-type: none"> • Frei gestaltbare Filtergeometrie und -aufbau • Filterfläche erweiterbar • Frei zugängliche Filterstufen 	<ul style="list-style-type: none"> • Schlechte Nachrüstbarkeit bei dezentral entlüfteter Altsubstanz • Keine Verbesserung der Stallluft

Konzept	Vorteile	Nachteile
2) Dezentrale Hochleistungsfilter	<ul style="list-style-type: none"> • Keine bauartliche Anpassung bei Nachrüstung dezentral entlüfteter Altsubstanz notwendig; damit schnelle, einfache Nachrüstung möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • Höhere variable Kosten durch Filterauswechslung oder hohe Fixkosten bei teuren Filterwerkstoffen • Keine Verbesserung der Stallluft
3) Winterluftrate als Unterflurabsaugung	<ul style="list-style-type: none"> • Verbesserung der Luftqualität hinsichtlich NH₃ und Staub im Tierbereich • Geringer Eingliederungsaufwand in Lüftung/Gebäude bei Nachrüstung • Filter kann dauerhaft im optimalen Betriebspunkt betrieben werden 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine 100% Filterung möglich • Geringe Gesamtwirkung bei hohen Luftraten (Sommer)
4) Abluft-/Stallluftkonditionierung	<ul style="list-style-type: none"> • Filter kann dauerhaft im optimalen Betriebspunkt betrieben werden • Luftkonditionierung, d.h. Plus für Tier und Mensch • Bei Längseinbau große Filterfläche zur Verfügung 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwendige Nachrüstung • Höherer Energiebedarf für Dauerzirkulation
5) Zuluft-/Stallluftkonditionierung	<ul style="list-style-type: none"> • Filter kann dauerhaft im optimalen Betriebspunkt betrieben werden • Luftkonditionierung, d.h. Plus für Tier und Mensch • Zuluft Temperatur- und Feuchte-geregelt 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwendige Nachrüstung • Höherer Energiebedarf für Dauerzirkulation
6) Stallluftkonditionierung	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzung „sehr großer Oberfläche“ • Luftkonditionierung, d.h. Plus für Tier und Mensch • Sehr robuster, einfacher, kostengünstiger Aufbau 	<ul style="list-style-type: none"> • Direktkontakt mit vernebelten Substanzen und Einatmen der Aerosole durch die Tiere im Falle von Versprühen • Höherer Energiebedarf für Dauerzirkulation im Falle von Umluftbetrieb

Bei genauerer Betrachtung oder Detaillierung des Konzeptes 6 ergeben sich prinzipiell zwei Realisierungsoptionen. Dies ist zum einen die Reduzierung der Schadsubstanzkonzentrationen durch Installation von Filterstufen im Stall, die als Standardeinheiten ausgelegt werden können und im Umluftbetrieb arbeiten, und zum anderen eine Quellbehandlung mittels Direktvernebelung im Stallraum. Abbildung 3.4 gibt diese beiden Optionen skizzenhaft wieder.

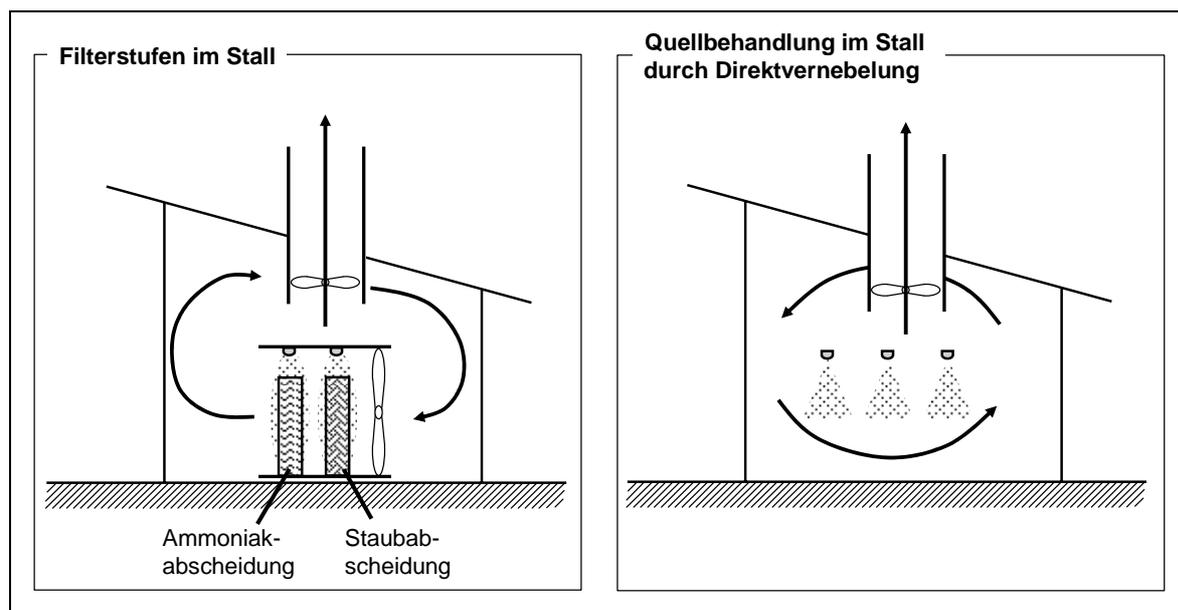


Abbildung 3.4: Realisierungsoptionen zum Konzept Stallluftkonditionierung

Die Bewertung der dargestellten sechs Konzepte erfolgte entlang den Kriterien: Filtereigenschaften bez. Staub, Ammoniak und Geruch; Nachrüstbarkeit; Tiergerechtigkeit; Arbeitsplatzverbesserung und Energieeffizienz. Die Tiergerechtigkeit und die Arbeitsplatzverbesserung wurden in der Bewertung berücksichtigt, da diese Argumente in der Diskussion um „emissionsmindernde Anlagen“ zu einer Nachrüstung auf „freiwilliger“ Basis motivieren. Eine Verbesserung der Stallluftqualität kann, wie in Kapitel 2.2.1.1 dargelegt wurde, einen positiven Einfluss auf die allgemeine Belastungssituation der Tiere nehmen und damit zu besseren Mastleistungen und tendenziell geringeren Lungenschädigungen beitragen.

Die Gewichtung der Bewertungskriterien, die jeweilige subjektive Benotung und die sich daraus ergebende Gesamtbewertung gibt Abbildung 3.5 wieder. Es sei darauf hingewiesen, dass die Filterleistung jeweils für das Gesamtsystem Stall bewertet wurde. In Summe

schneiden die beiden Verfahrensvarianten zur Stallluftkonditionierung in der Gesamtwertung am besten ab.

		Lösungsvariante						
		1	2	3	4	5	6a	6b
Kriterien	Gewichtung	Aufsatzlösung	Hochleistungsfilter	Winterluftrate als Unterflurabsaugung	Abluft-/Stallluftkonditionierung	Zuluft-/Stallluftkonditionierung	Stallluftkonditionierung Quellbeh.	Stallluftkonditionierung Umluftfilter
Staubfiltercharakteristik	15%	5	4	4	5	5	3	4
Ammoniakfiltercharakteristik	15%	5	4	4	5	5	3	4
Geruchsfiltercharakteristik	10%	5	3	4	5	5	4	4
Nachrüstbarkeit	30%	1	5	2	2	2	5	4
Tiergerechtigkeit	10%	1	1	4	5	5	5	5
Arbeitsplatzverbesserung	10%	1	1	2	5	5	5	5
Energieeffizienz	10%	4	4	4	3	3	5	3
	100%	2,9	3,6	3,2	3,9	3,9	4,3	4,1

Abbildung 3.5: Nutzwertanalytische Bewertung der Filterkonzepte zur Nachrüstung dezentral entlüfteter Stallungen; Mittel zur Ergebnisfindung bez. der zu untersuchenden Anlagentechnik

4 Material und Methoden

Als Synthese aus Literaturrecherche und Konzeptfindung wurden zwei Systeme zur Stallluftkonditionierung ausgewählt, um im Sinne der Aufgabenstellung untersucht zu werden. Dabei schien das Verfahren der Ölapplikation im Stall besonders unter dem Gesichtspunkt der einfachen Nachrüstung und den nachgewiesenermaßen hohen Staubabscheideraten vielversprechend. Die Effektivität eines im Stall arbeitenden Umluftwäschers bezüglich Staub- und Ammoniak-Reduzierung war in der Vergangenheit wenig detailliert betrachtet worden und die damit erzielte Reduzierung der Emissionsströme des Gesamtsystems Stall nicht bekannt. Die Chance, dabei ein standardisiertes System zu schaffen, welches unabhängig vom Stallraum nachgerüstet werden könnte, war schließlich die Motivation zur Untersuchung eines solchen Verfahrens im Praxiseinsatz.

4.1 Auslegung der Pilotanlagen

4.1.1 Auslegung Sprühsystem

Eine Aerosolapplikation, d.h. die Ausbringung durch flächige Vernebelung der Ölgemisch-Wasser-Emulsion im Vergleich zum bislang meist untersuchten Versprühen (d.h. größere Tropfendurchmesser) wurde aufgrund der zu erwartenden Aufwandsmengen-Optimierung ausgewählt. Durch die entstehenden feinen Tröpfchen und die bei jedem Sprühintervall ausgebrachte kleine Ölgemischmenge war die Entstehung eines sehr feinen, homogen verteilten Ölfilms im Stall beabsichtigt. Die Summe ausgebrachten Öls, so war die Vermutung, wäre durch diese homogenere Verteilung bei gleicher Wirkungsweise im Vergleich zu den heute üblichen Verfahren geringer. Bei den in der Vergangenheit angewandten Verfahren wurde meist einmal täglich eine Ölemulsion im Stall verteilt (siehe Kapitel 2.2.2.3). Die verbesserte Abscheideleistung feiner Aerosole im Vergleich zu herkömmlichen Tropfen ist aus Literaturquellen ableitbar. Bewegt man einen Tropfen der Größe D durch eine Luftströmung, die Partikel der Größe x enthält, so kann man das auf das Tropfenvolumen bezogene, von diesem gereinigte Gasvolumen m , wie von BARTH erstmalig 1959 vorgeschlagen, berechnen [Bra96]. Wie in Abbildung 4.1 zu erkennen, gibt es offenbar Optimalwerte der Tropfendurchmesser im Bereich des Kurvenmaximums, welches durch die Wahl des Hochdrucksystems in Kombination mit den Düsengrößen zu

erreichen versucht wurde. Eine Erhöhung der Ausbringungsfrequenz sollte darüber hinaus einer optimierten Schadgasbindung dienen. Durch häufige, aber kurze Sprühintervalle (über den Tag verteilt) würde das Stallklima nicht negativ beeinflusst, die Stallluft jedoch regelmäßig von Schwebstaub und Schadgasen befreit bzw. ihre Konzentration gesenkt. Durch die Verwendung eines speziellen Ölgemisches aus organischen Ölen und ausgewählten ätherischen Ölen sollte in Ergänzung die Vermehrung von Keimen und Pilzen gehemmt bzw. die Konzentration an aerogenen Keimen und Pilzsporen gesenkt werden. Durch die Wahl des Ölgemisches und durch das Verfahren (Druckniveau und Düsengeometrie) und die Frequenz der Ausbringung würde so über die Staubbinding hinaus eine Schadgasbindung und Keimreduktion im Stall möglich, die die bekannten Verfahren bis dahin nicht gewährleisten konnten. Somit war die Ausbringung in Form feiner Tröpfchen bzw. durch Vernebelung zum einen Voraussetzung für eine Aufwandsmengen-minimierte Ausbringung, zum anderen sollte die Bindung mit den Schadgasen der Stallluft (insbesondere Ammoniak) aufgrund der sehr großen Oberfläche der vielen Aerosole begünstigt werden.

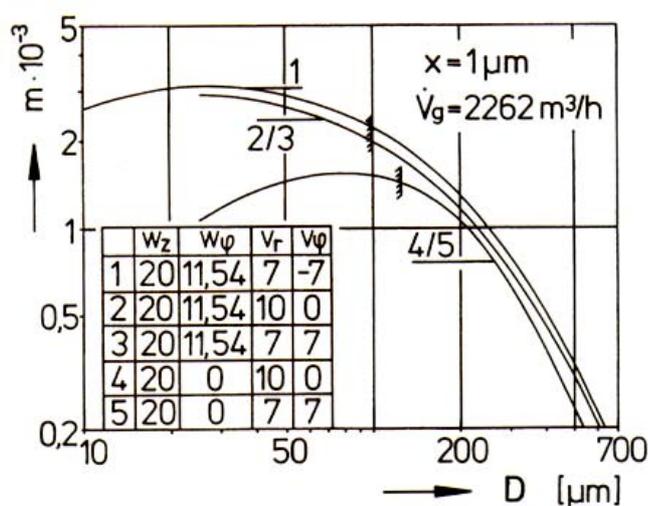


Abbildung 4.1: Spezifisches gereinigtes Gasvolumen m in Abhängigkeit vom Tropfendurchmesser D (w : Gasgeschwindigkeit, v : Tropfengeschwindigkeit) [Bra96]

Aus diesen Vorüberlegungen heraus wurde eine konventionelle Hochdrucksprühbefeuchtung für den Einsatz zur Ölgemisch-Aerosolapplikation modifiziert. Dabei wurde das System um eine Proportionaldosierpumpe ergänzt, die vor der Druckerhöhung das Ölgemisch dem Wasserstrom zudosierte. Das Wasser fungierte demgemäß als Trägermedium der eigentlichen Wirksubstanz. Über vier parallel im Stallabteil verteilte

Düsenstränge, die mit maximal 80 Düsen versehen werden konnten, wurde eine flächige Ausbreitung des Mittels im Stall gewährleistet. Um den Effekt der Aerosolgröße auf das Abscheideverhalten bewerten zu können, wurden drei verschiedene Düsengrößen ausgewählt:

- Klein: 80 Düsen mit je 5,3 l/h bei 70 bar Wasserdruck
- Mittel: 40 Düsen mit je 10,6 l/h bei 70 bar Wasserdruck
- Groß: 40 Düsen mit je 19,2 l/h bei 70 bar Wasserdruck

Die Düsenanzahl war derart gewählt, dass bereits bei 40 Düsen eine rechnerische Flächendeckung (aus Sprühwinkel und Installationshöhen) des Stallabteils möglich war. Abbildung 4.2 gibt den prinzipiellen Aufbau wieder. Der für die Untersuchungen ausgewählte Versuchsstall wies zwei räumlich vollständig voneinander getrennte Abteile auf. Abteil 1 nahm ca. 680 Tiere auf, Abteil 2 nahm ca. 430 Tiere auf. Das Sprühsystem wurde in Abteil 1 installiert. Im Sinne einer Einhaltung der Ceteris-Paribus-Bedingungen wurde versucht, alle sonstigen Randparameter möglichst gleich zu halten bzw. in gleicher Art und Weise zu verändern. Die Belegdichte war annähernd gleich und es wurde nahezu zeitgleich aufgestellt, die Lüftungssteuerung regelte nach gleichen Eingangsparametern und Regelmechanismen, und auch die Fütterung war identisch (4-mal täglich rationierte Flüssigfütterung). Die Abluft wurde über maximal sechs (Abteil 1) bzw. maximal fünf (Abteil 2) dezentral angeordnete Ventilatoren an der Mittelachse des Stalls abgeführt. Die Ventilatoren wurden mittels Stufenregelung (vier Stufen) in ihrer Leistung geregelt. Die Zuluftführung erfolgte über Rieseldecken (Schilfrohr).

Jede halbe Stunde wurde für 1 bis 2 Minuten gesprüht. Dabei wurde bei Variation der Düsen – und damit der Durchflussmenge – die in Summe in den Stall eingetragene Ölmenge konstant gehalten, indem die Sprühzeit entsprechend angepasst wurde. Die Ölmenge betrug ca. 2 bis 4 Liter pro Tag, d.h. ca. 3 bis 6 ml/Tier und Tag. Abteil 2 diente als Referenzabteil. Die eingetragene Ölmenge wurde aus den aufgezeichneten Durchflussmengen an Wasser und der eingestellten Proportionalität berechnet. Die Proportionalitätspumpe wurde zu Anfang der Versuche kalibriert. Aufgrund eines Fehlers der Anzeige konnte jedoch die exakte Ölmenge nicht ermittelt werden. Der auftretende Fehler war aber systematischer Art, da die verschiedenen Düsentypen mit gleichem Fehler beprobt wurden und dieser nur in der zweiten der drei Messperioden auftrat. Generell war die eingetragene Ölmenge bewusst gegenüber den aus der Literatur bekannten Werten von > 5 ml je Tier und Tag minimiert worden. Abbildung 4.3 zeigt den Grundriss des Stalles,

in dem das Sprühsystem installiert und die Versuche durchgeführt wurden und den im jeweiligen Abteil gewählten Messort.

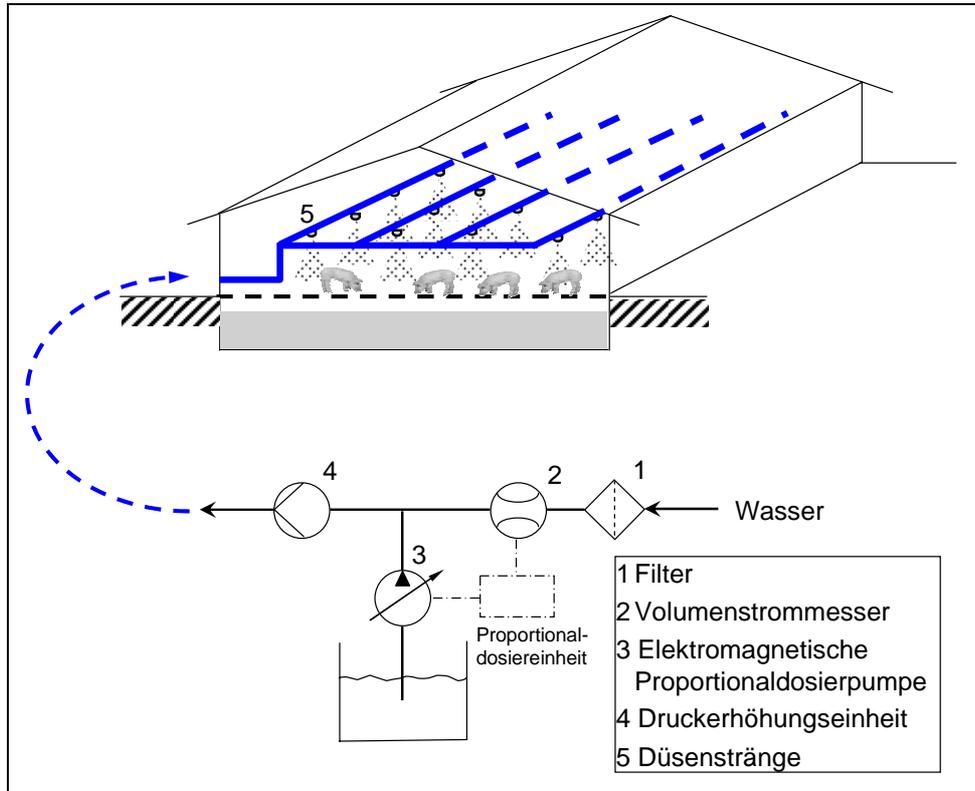


Abbildung 4.2: Prinzipskizze der Pilotanlage zum Sprühsystem

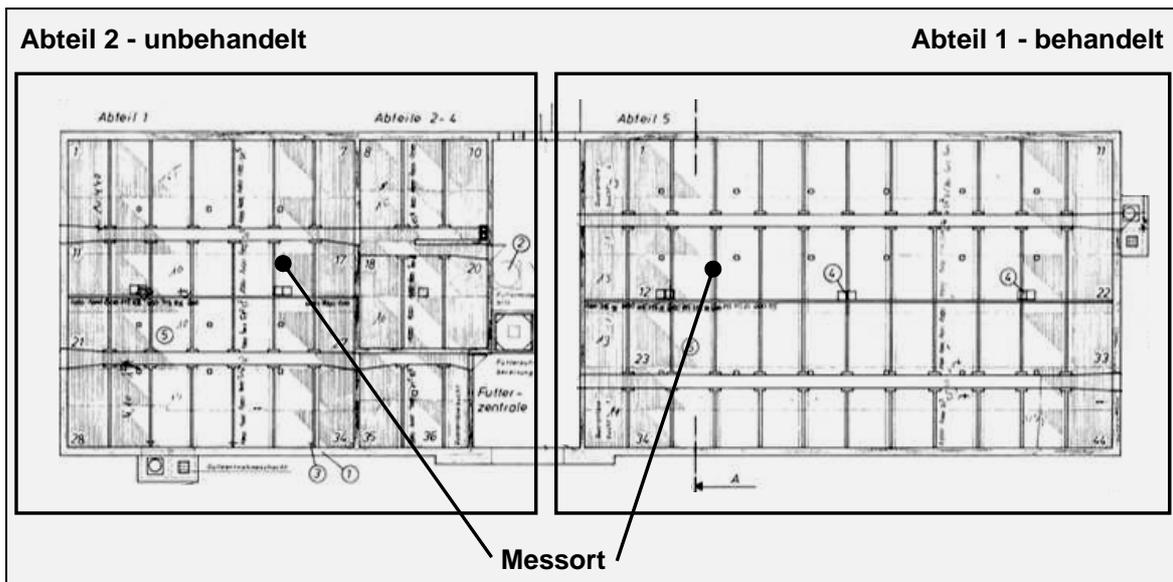


Abbildung 4.3: Grundriss des Versuchsstalls für das Sprühsystem

Generell wurde der Stall im Rein-Raus-System betrieben. Die Ferkel wurden mit einem durchschnittlichen Gewicht von ca. 25 kg in zwei Partien mit 1,5 Wochen Abstand geliefert und entstammten einem Zuchtbetrieb.

4.1.2 Auslegung Umluftwäschersystem

Bei der Auslegung des Umluftwäschersystems war zum einen die Dimensionierung des Wasserdurchsatzes zu berücksichtigen und zum anderen die Auslegung des Säureeinsatzes zur Ammoniak-Abscheidung durchzuführen. Es sollten im Abteil 1 des Versuchsstalls, welches ca. 515 Mastschweine aufnahm, zwei Umluftwäscher zum Einsatz kommen. Die eingesetzten Axialventilatoren hatten eine maximale Förderleistung von 10.000 m³/h. Grundriss des Versuchsstalls, Installationsort der Umluftwäscher und Messort sind Abbildung 4.4 zu entnehmen. Die Steuerung der Lüftung erfolgte temperaturgeregelt, wobei drei Lüfter in der Förderleistung stufenlos einstellbar waren und die restlichen Lüfter (max. vier weitere) je nach Bedarf mit 100 % Leistung zugeschaltet wurden. Die Zuluftführung erfolgte über eine Klappe je Abteil längs des Stalles in Traufenhöhe, dessen Öffnungsweite in die Lüftungsregelung mit einbezogen war. Die Fütterung erfolgte 4-mal täglich. Es wurde dabei in flüssiger Form rationiert gefüttert.

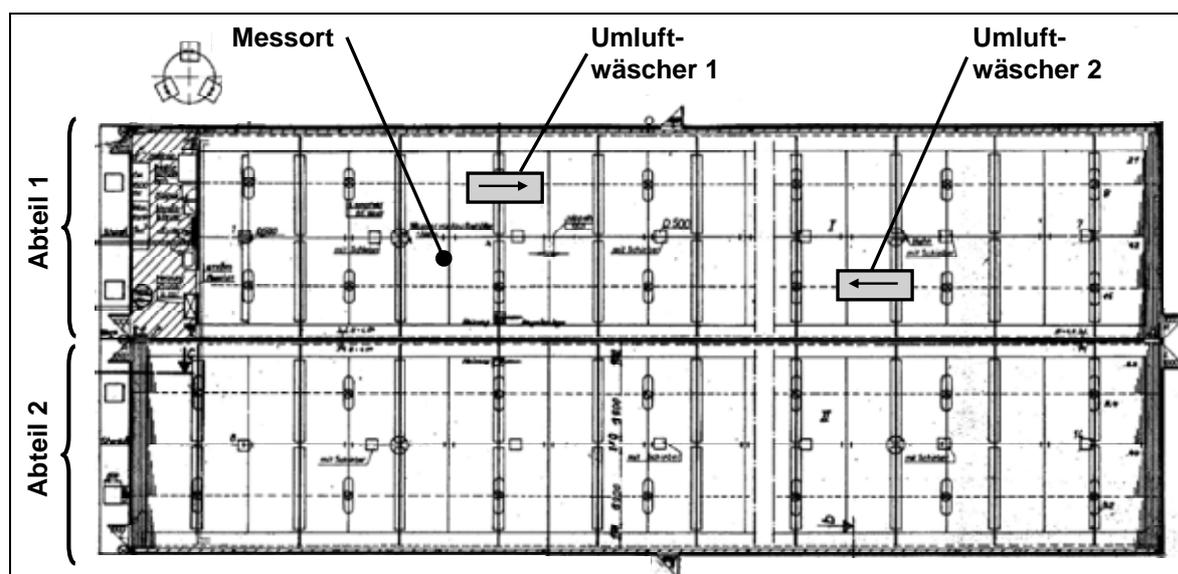


Abbildung 4.4: Grundriss des Versuchsstalls für das Umluftsystem

Die Umluftwäscher wurden derart im Abteil installiert, dass eine zirkulierende Strömung erzeugt wurde. Der Messort wurde dabei so gewählt, dass eine direkte Beeinflussung des Konzentrationsniveaus durch die Luftströmung eines Wäschers auszuschließen war und die durchschnittliche Raumkonzentration gemessen wurde. Die Wäscher wurden als reine Sprühwäscher konzipiert, da diese besonders kompakt und investitionsarm waren. Sie wurden mit Frischwasser aus dem Stallvorraum getrennt voneinander versorgt. Das versprühte Wasser wurde nicht im Kreislauf geführt, sondern in den Flüssigmistkanal geleitet. Zum einen war die Pilotanlage auf diese Weise einfacher zu realisieren, zum anderen weniger wartungsintensiv (Düsenverstopfung durch Staubbestandteile im zirkulierenden Wasser). Darüber hinaus würde die nicht vollständig reagierte Säure im Flüssigmistreservoir zur pH-Wert-Senkung beitragen, was den Gesamtprozess im Sinne einer reduzierten Ammoniak-Entstehung positiv beeinflussen würde. Die Zudosierung der Säure erfolgte ebenfalls im Stallvorraum. Abbildung 4.5 gibt den prinzipiellen Aufbau der Anlage wieder.

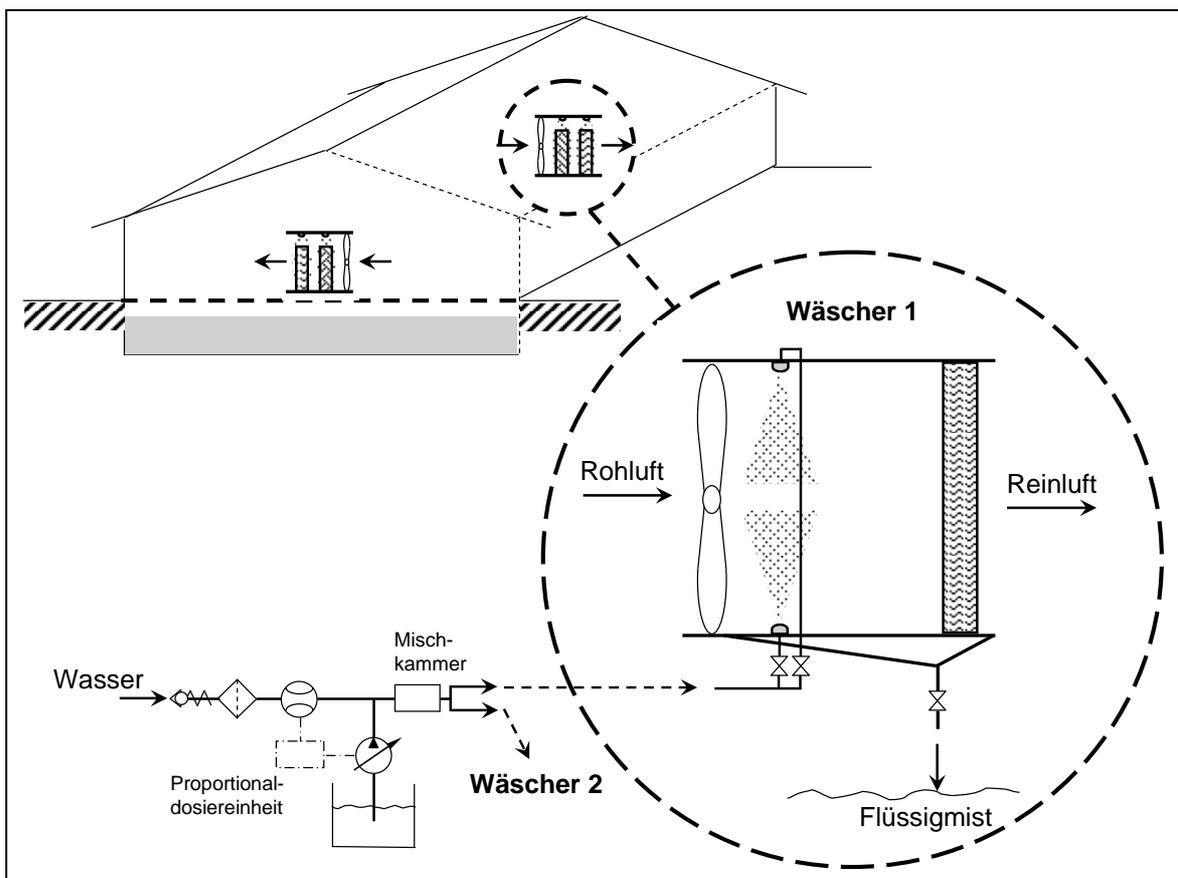


Abbildung 4.5: Prinzipskizze des Umluftwäscher-Systems

Jeder Wäscher sollte, um einen guten Wassereintrag in den Luftvolumenstrom gewährleisten zu können, mit zwei Düsen ausgestattet werden. Zum einen war nun die Größe dieser Düsen und damit ihre Durchflussleistung bei 4 bar Stallwasserversorgungsdruck zu bestimmen bzw. auszulegen. Die Dimensionierung der elektromagnetischen Proportionaldosierpumpe war daraufhin mit den Werten des zu erwartenden Säurebedarfs für die Ammoniak-Abscheidung und der durch die Düsen strömenden Wassermenge möglich.

4.1.2.1 Dimensionierung des Wasserdurchsatzes

Der minimale, theoretische Wasserdurchsatz des Wäschers ergibt sich aus der Wassermenge zur Feuchtesättigung der den Wäscher durchströmenden Luftmenge. Die Annahmen seien wie folgt:

Eintretender Luftvolumenstrom: $\dot{V}_{L1} = 10.000 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$

Relative Luftfeuchtigkeit bei Eintritt: $\varphi_1 = 65\%$ und Austritt: $\varphi_2 = 100\%$

Temperatur der Luft bei Eintritt: $T_1 = 23^\circ\text{C}$

Die zu bestimmenden Größen:

Zuzuführender Wassermassenstrom: \dot{m}_w

Austretender Luftvolumenstrom: \dot{V}_{L2}

Temperatur der Luft bei Austritt: T_2

Es liegt bei dem betrachteten Prozess der thermodynamische Fall adiabater Zumischung von Wasser vor. Bei Zufuhr von Wasser verläuft die Zustandsänderung im h-x-Diagramm auf einer Geraden parallel zur Ursprungsgeraden mit der Steigung $h_w = \frac{\Delta h}{\Delta x}$ [BK+95]. Da sonst adiabate Bedingungen herrschen, wird die Enthalpieänderung allein durch die Enthalpie des zugeführten Wassers bei 10°C bestimmt. Laut VDI-Wärmeatlas hat Wasser bei 10°C eine spezifische Enthalpie von $h_{w_{10^\circ\text{C}}} = 42,117 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} = 0,042 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}}$. Die Zustandsänderung hat demnach näherungsweise die Steigung 0 und verläuft auf Linien gleicher spezifischer Enthalpie. Demgemäß kann man aus dem h-x-Diagramm für feuchte Luft entsprechend Abbildung 4.6 folgende physikalischen Werte entnehmen:

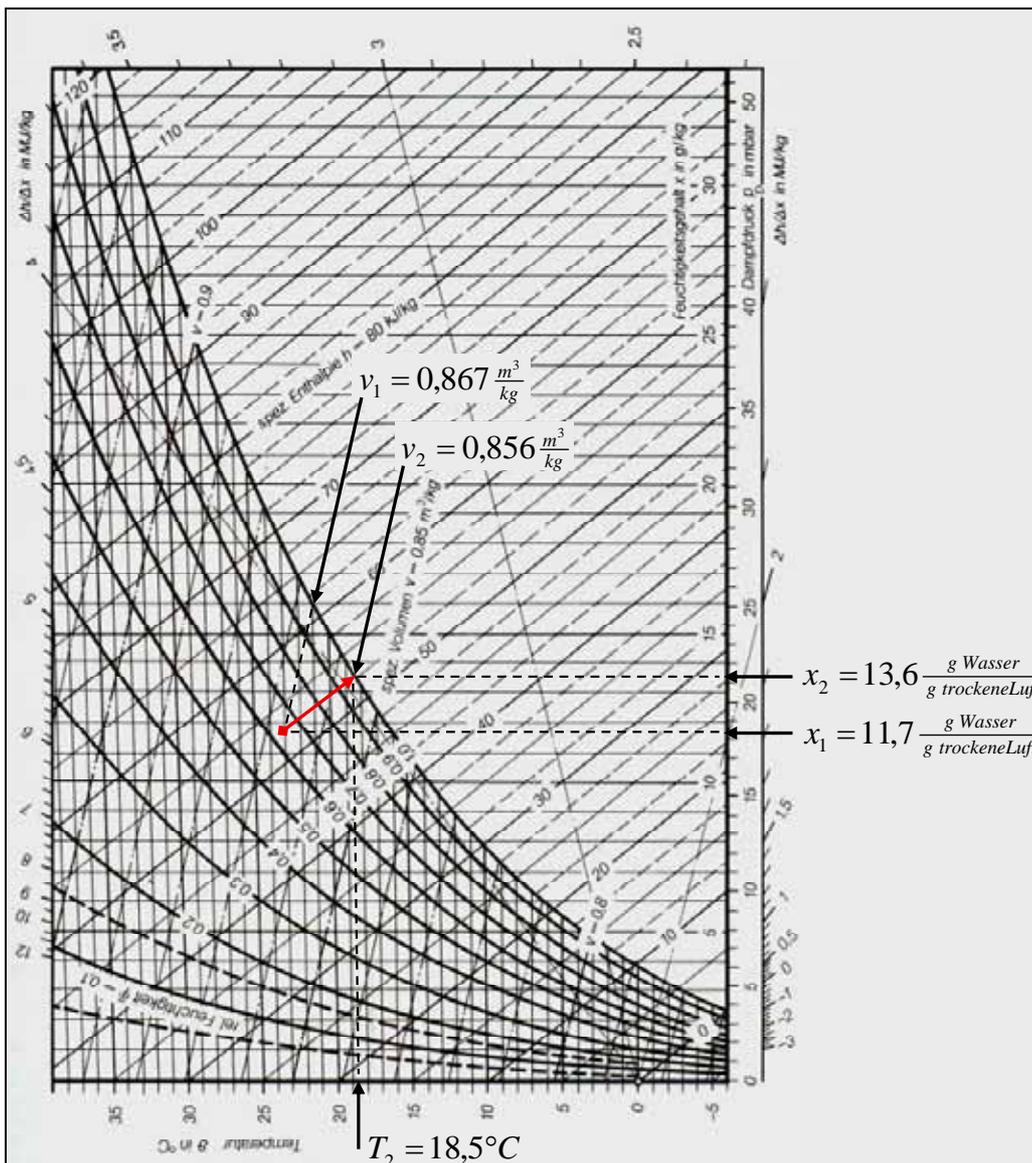


Abbildung 4.6: Mollier-h-x-Diagramm für feuchte Luft

Feuchtigkeitsgehalt bei Eintritt: $x_1 = 11,7 \frac{\text{g Wasser}}{\text{kg trockene Luft}}$ und Austritt: $x_2 = 13,5 \frac{\text{g Wasser}}{\text{kg trockene Luft}}$

Feuchtigkeitsdifferenz: $\Delta x = x_2 - x_1 = 1,8 \frac{\text{g Wasser}}{\text{kg trockene Luft}}$

Spezifisches Volumen bei Eintritt: $v_1 = 0,867 \frac{\text{m}^3}{\text{kg}}$ und Austritt: $v_2 = 0,856 \frac{\text{m}^3}{\text{kg}}$

Temperatur der Luft bei Austritt: $T_2 = 18,5^\circ\text{C}$

Bestimmung des Massenstroms trockener Luft aus den Eintrittsbedingungen (mit \dot{m}_1 als eintretender Luftmassenstrom und \dot{m}_{trocken} als der Massenstrom trockener Luft):

$$\dot{m}_1 = (1 + x_1) \cdot \dot{m}_{trocken} = \dot{V}_{L1} \cdot \frac{1}{v_1} = 11.534 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \quad \text{Gl. 4.1}$$

Damit ergibt sich für den Massenstrom trockener Luft:

$$\dot{m}_{trocken} = \frac{1}{(1 + x_1)} \cdot \dot{m}_1 = 11.400,6 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \quad \text{Gl. 4.2}$$

Der zuzuführende Wassermassenstrom \dot{m}_w ist demnach:

$$\dot{m}_w = \Delta x \cdot \dot{m}_{trocken} = 20.521 \frac{\text{g}}{\text{h}} = 20,5 \frac{\text{l}}{\text{h}} = 0,34 \frac{\text{l}}{\text{min}} \quad \text{Gl. 4.3}$$

Der austretende Luftvolumenstrom \dot{V}_{L2} wird bestimmt unter Ausnutzung des Massenerhaltungssatzes:

$$\dot{V}_{L2} = v_2 \cdot \dot{m}_2 = v_2 \cdot (\dot{m}_1 + \dot{m}_w) = v_2 \cdot \left(\frac{\dot{V}_{L1}}{v_1} + \dot{m}_w \right) = 9.890,7 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \quad \text{Gl. 4.4}$$

Der berechnete Wassermassenstrom stellt das Minimum des zu wählenden Wasserdurchsatzes der Düsen bei 4 bar Versorgungsdruck dar. Die Düsen der Wäscher waren über Absperrhähne getrennt voneinander zuschaltbar. Um den Einfluss größerer eingetragener Wassermengen auf die Ammoniak-Abscheidung und eventuelle Abhängigkeiten zwischen Tröpfchengröße und Staubabscheidegrad untersuchen zu können, wurden folgende Düsen mit ansteigender Durchflussleistung ausgewählt:

- Klein: Bohrung 0,46 mm und 0,23 l/min Durchfluss bei 4 bar Wasserdruck
- Mittel: Bohrung 0,66 mm und 0,46 l/min Durchfluss bei 4 bar Wasserdruck
- Groß: Bohrung 1,10 mm und 1,40 l/min Durchfluss bei 4 bar Wasserdruck

Die Notwendigkeit des Säureeinsatzes zur Ammoniak-Abscheidung wird eindrucksvoll deutlich, wenn man die theoretische Frischwassermenge zur 60%igen Abscheidung mittels physikalischer Absorption durch das Wasser unter Sommerbedingungen im Stall (d.h. Durchschnittsvolumenkonzentration Ammoniak von 14 ppm) berechnet:

Die Absorption von Gasen wird mit dem Henry-Gesetz beschrieben, das eine lineare Beziehung zwischen der Konzentration einer Gaskomponente über dem Absorbens und der sich ergebenden Gleichgewichtskonzentration annimmt [Boe01]:

$$c_{\text{gel. Gas}} = \lambda(\vartheta) \cdot p_{\text{Gas}} \quad \text{Gl. 4.5}$$

Der Henry-Absorptionskoeffizient λ ist von der Temperatur ϑ abhängig. Ein Exponentialansatz für λ lautet [Boe01]:

$$\lambda(\vartheta) = e^{\left(A + \frac{B}{\vartheta + 273,15}\right)} \left[\frac{\text{mol}}{\text{kg bar}} \right] \quad \text{Gl. 4.6}$$

Häufig findet man nicht die Koeffizienten A und B tabelliert, sondern einen Bezugswert für $\lambda_{25^\circ\text{C}}$ bei 25°C und einen Koeffizienten C, der den Verlauf des Henry-Koeffizienten mit der Temperatur beschreibt. Die Umrechnung von $\lambda_{25^\circ\text{C}}$ und C in die Koeffizienten der Exponentialform lautet [Boe01]:

$$A = \ln(\lambda_{25^\circ\text{C}}) - \frac{C}{298,15 \text{ K}} \quad \text{Gl. 4.7}$$

Mit der Annahme der Wassertemperatur von 10°C und Tabellenwerten für $C = B = 4.200$ und $\lambda_{25^\circ\text{C}} = 58$ aus [Boe01] berechnet sich $\lambda_{10^\circ\text{C}}$ zu:

$$\lambda(10^\circ\text{C}) = 121,89 \left[\frac{\text{mol}}{\text{kg bar}} \right] \quad \text{Gl. 4.8}$$

Mit einer angenommenen Wäschereintrittskonzentration der Luft von 14,0 ppm und einer Austrittskonzentration von 5,6 ppm nach 60%iger Abscheidung und dem Gesetz von Dalton zur Mischung idealer Gase [BK+99] (der Einfachheit halber sei mit der Annahme von 14,0 ppm gleich bleibender Ammoniak-Konzentration der Luft gerechnet; tatsächlich nimmt die Konzentration beim Durchströmen des Wäschers ab bis hin zur Austrittskonzentration von 5,6 ppm):

$$p_i = \frac{v_i}{v} \cdot p \quad \text{Gl. 4.9}$$

Mit p_i als Partialdruck der Komponente i, p als der Druck des Gasgemisches, v_i als Stoffmenge der Komponente i und v als Stoffmenge des Gasgemisches:

$$p_i = 14 \cdot 10^{-6} \cdot 1,013 \text{ bar} = 14,18 \cdot 10^{-6} \text{ bar} \quad \text{Gl. 4.10}$$

Gemäß Gl. 4.5 ist die Konzentration gelösten Ammoniaks, das eine Molmasse M_{NH_3} von 17,031 g hat:

$$c_{gel. NH_3} = \lambda(10^\circ C) \cdot p_{NH_3} = 0,001729 \frac{\text{Mol}}{\text{kg}} = 0,02945 \frac{\text{g } NH_3}{\text{kg Absorbens}}$$

Geht man nun davon aus, dass das im Waschwasser gelöste Ammoniak gemäß der Dissoziationskonstanten für Basen im Wasser teilweise dissoziiert, liegt ein Teil des Ammoniaks in Form von NH_4^+ vor. Dieser Teil berechnet sich wie folgt:

Gleichgewichtsreaktion des Ammoniaks: $NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^-$

Mit $c_{gel. NH_3} = [NH_3]$ und der Dissoziationskonstanten der Base bei $25^\circ C$ [AB96]:

$$\begin{aligned} K_b &= \frac{[NH_4^+] \cdot [OH^-]}{[NH_3]} = 1,8 \cdot 10^{-5} && \text{Gl. 4.11} \\ \Leftrightarrow [NH_4^+] &= \sqrt{K_b [NH_3]} = 0,0001764 \frac{\text{Mol}}{\text{kg Wasser}} \\ \Leftrightarrow c_{dis. NH_3} &= [NH_4^+] \cdot M_{NH_3} = 0,003 \frac{\text{g}}{\text{kg Wasser}} \end{aligned}$$

Der Massenstrom an Ammoniak durch einen Wäscher berechnet sich mit der Dichte von Ammoniak-Gas (aus molarem Volumen bei $20^\circ C$ von 24,04 l und der Molmasse von 17,031 g je Mol), wobei v_{NH_3} der Volumenanteil Ammoniaks am Gesamtvolumen ist:

$$\dot{m}_{NH_3} = \dot{V} \cdot v_{NH_3} \cdot \delta_{NH_3 \text{ bei } 20^\circ C} = 10.000 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot 14 \cdot 10^{-3} \frac{1}{\text{m}^3} \cdot 0,708 \frac{\text{g}}{\text{l}} = 99,18 \frac{\text{g}}{\text{h}} \quad \text{Gl. 4.12}$$

Bei einem angestrebten Abscheidegrad von 60 % müssen demnach $\dot{m}_{NH_3 \text{ absch.}} = 0,6 \cdot 99,18 \frac{\text{g}}{\text{h}} = 59,51 \frac{\text{g}}{\text{h}}$ abgeschieden werden. Der benötigte Frischwasserstrom zur physikalischen Abscheidung dieses Ammoniaks berechnet sich damit zu:

$$\dot{m}_{Wasser} = \frac{\dot{m}_{NH_3 \text{ absch.}}}{(c_{NH_3} + c_{dis. NH_3})} = 1.833,9 \frac{\text{kg}}{\text{h}} = 30,6 \frac{\text{l}}{\text{min}} \quad \text{Gl. 4.13}$$

Je Wäscher werden somit mindestens 30,6 Liter pro Minute Frischwasser benötigt. Dabei wurde eine Beeinflussung der Ammoniak-Löslichkeit durch die leichte pH-Wert-Verschiebung aus der Dissoziation des Ammoniaks ebenso vernachlässigt wie die Tatsache, dass der Partialdruck des Ammoniaks mit Durchströmen des Wäschers aufgrund fortschreitender Absorption sinkt und damit auch die treibende Kraft für die Absorption.

Diese Durchflusszahl kann also nur als grober theoretischer Richtwert dienen, zeigt aber, dass in einem Wäscher ohne biologische Nitrifikation der Säureeinsatz notwendig ist. Bei dem geringen Wasserdurchsatz der gewählten Düsen und der darüber hinaus generell verminderten Wirkungsweise eines Sprühwäschers im Vergleich zu einem Füllkörperwäscher würde ohne Säureeinsatz eine Wirkung auf die Ammoniak-Konzentration der Luft kaum feststellbar sein.

4.1.2.2 Auslegung des Schwefelsäureeinsatzes zur Ammoniak-Abscheidung

Nach Festlegung der in den Wäschern einzusetzenden Düsen und den damit bekannten Wasserdurchflussraten war der zur Ammoniak-Abscheidung notwendige Schwefelsäurevolumenstrom zu bestimmen, um die elektromagnetische Proportionaldosierpumpe dimensionieren zu können. Dazu war eine überschlägige Kalkulation der benötigten Säuremenge ausreichend, so dass der Einfachheit halber eine vollständige Reaktion gemäß der folgenden Gleichung angenommen wurde:



Der angenommene Molenstrom Ammoniaks bei Sommerbedingungen (14 ppm) und bei einem theoretischen Luftdurchsatz eines Wäschers von 10.000 m³ je Stunde berechnet sich wie folgt:

$$\dot{c}_{NH_3} = \frac{\dot{V} \cdot v_{NH_3}}{V_{m_{NH_3 \text{ bei } 20^\circ C}}} = \frac{10.000 \frac{m^3}{h} \cdot 14 \cdot 10^{-3} \frac{1}{m^3}}{24,04 \frac{1}{Mol}} = 5,82 \frac{Mol}{h} \quad \text{Gl. 4.15}$$

$V_{m_{NH_3 \text{ bei } 20^\circ C}}$ ist dabei das molare Volumen von Ammoniak bei 20°C. Gemäß Reaktionsgleichung beträgt damit der Molenstrom an Schwefelsäure $\dot{c}_{H_2SO_4} = 2,91 \frac{Mol}{h}$. Mit einem Molgewicht der Schwefelsäure von $98,072 \frac{g}{Mol}$ und einer Dichte von $1,84 \frac{kg}{l}$ für 96%ige Säure ergibt sich der benötigte Volumenstrom überschlägig zu:

$$\dot{V}_{H_2SO_4} = \frac{2,91 \frac{Mol}{h} \cdot 98,072 \frac{g}{Mol}}{1.840 \frac{g}{l}} = 0,155 \frac{l}{h}$$

Da die Proportionaldosierpumpe in den Gesamtstrom beider Wäscher zudosierte, musste die Förderleistung mindestens 0,3 Liter je Stunde betragen.

4.2 Messwerterfassung

Die Messwerterfassung der Untersuchungen war in beiden Versuchsställen identisch. Generell war die Messtechnik zur Bestimmung der Ammoniak-Konzentration im Vorraum des Stalls untergebracht; die Messtechnik zur Bestimmung der Staubkonzentration im jeweils zu beprobenden Stallabteil. Die Staubkonzentration im Stallraum wurde zum einen mittels Streulichtaerosolspektrometer der Firma Grimm, Modell 1.105 gemessen, zum anderen mit einem gravimetrischen Sammler (Durchfluss 1,1 m³/h) in Anlehnung an VDI 2463 erfasst (Probennahmehöhe beider Geräte 1,5 m). Die Ammoniak-Konzentration wurde mit einem photoakustischen Multi-Gas-Monitor der Firma Innova (anfangs Modell 1302, später Modell 1312) und zur Absicherung parallel mit einem NDIR-Spektrometer (Binos) der Firma Rosemount gemessen. Die Ammoniak-Messgeräte arbeiteten im Bypass-Prinzip, d.h., eine Labor-Membranpumpe führte die Probenluft den Geräten über beheizte PTFE-Schläuche zu. Des Weiteren wurden 3-mal täglich Punktmessungen mit einem opto-chemischen Messgerät (CMS-Dräger) durchgeführt, um quasigleichzeitige Messwerte in beiden Abteilen zu erhalten. Datenblätter zu Messbereich und Messgenauigkeit der eingesetzten Geräte sind dem Anhang dieser Arbeit beigelegt.

Mit Ausnahme des gravimetrischen Staubsammlers, der zur Erfassung eines charakteristischen Tagesverlaufs der Staubkonzentration mittels Zeitschaltuhr jeweils 24 Stunden arbeitete, wurden die Messwerte minütlich vom Messrechner erfasst. Die Einstellung der Lüftung wurde zur Bestimmung der Emissionsströme jede Minute gespeichert, des Weiteren die Innenraumtemperaturen und Luftfeuchten der beiden Abteile, die Außentemperatur und Außenfeuchte, die Zeitpunkte der Fütterung in den Abteilen (Signal Fütterungsventil Abteil 1 bzw. Abteil 2 offen) als Maß für Zeiträume maximaler Tieraktivität, die vom Fütterungscomputer errechnete Tierlebendmasse und -anzahl und der Wasserdurchfluss der Sprüheinheit. Die vom Klimacomputer ermittelten Werte der Tiergewichte zum jeweiligen Zeitpunkt stellen berechnete Größen dar und entsprechen einer erfahrungsmäßigen Größe. Die Werte wurden jedoch sowohl für das behandelte Abteil als auch für das Referenzabteil auf gleiche Weise ermittelt. Der über die Berechnung der Tiergewichte einfließende Fehler ist somit systematischer Art.

4.3 Methodisches Vorgehen

Über die Mastperiode verteilt wurden zu drei Zeitpunkten Messungen zur Wirksamkeit der Systeme durchgeführt. Tabelle 4.1 gibt einen Überblick über die Messzeiträume.

Tabelle 4.1: Messzeiträume der Hauptversuche

UMLUFTSYSTEM	Messperiode 1	Messperiode 3	Messperiode 4
Zeitraum	26.01.–10.02.	26.02.–05.03.	15.03.–20.03.
Tiergewicht Abteil 1 zu Messbeginn	61 kg	87 kg	101 kg
Tiergewicht Abteil 2 zu Messbeginn	52 kg	77 kg	91 kg
SPRÜHSYSTEM	Messperiode 2	Messperiode 5	Messperiode 6
Zeitraum	12.02.–26.02.	21.03.–05.04.	10.04.–16.04.
Tiergewicht Abteil 1 zu Messbeginn	43 kg	69 kg	84 kg
Tiergewicht Abteil 2 zu Messbeginn	38 kg	65 kg	80 kg

Generell soll im Folgenden zwischen Langzeitversuchen und Kurzzeitversuchen unterschieden werden. Bei den Langzeitversuchen wurde zu jeder Versuchseinstellung mindestens drei Tage (ein Messzyklus = 24 Stunden) durchgängig gemessen. Es stand dabei im Vordergrund, die auf Abteilebene feststellbaren Emissionsminderungen zu quantifizieren und Unterschiede in der Wirkungsweise durch die verschieden großen Düsen zu erfassen. Die darüber hinaus durchgeführten Kurzzeitversuche dienten im Falle des Umluftsystems dazu, die Wirkungsgrade auf Filterebene zu bestimmen. Das heißt, es wurde direkt vor und direkt hinter einem der beiden Wäscher gemessen. In diesem Zusammenhang wurde der Einfluss der Düsengröße auf die Staubabscheidung untersucht und in Konzentrationsreihen mit Schwefelsäure und den organischen Säuren Propionsäure und Essigsäure die Eignung organischer Säuren zur Ammoniak-Minderung im Vergleich zu Schwefelsäure untersucht. Abbildung 4.7 gibt die Versuchsvarianten und Untersuchungsschwerpunkte der Langzeitmessungen wieder, Abbildung 4.8 die der Kurzzeitversuche.

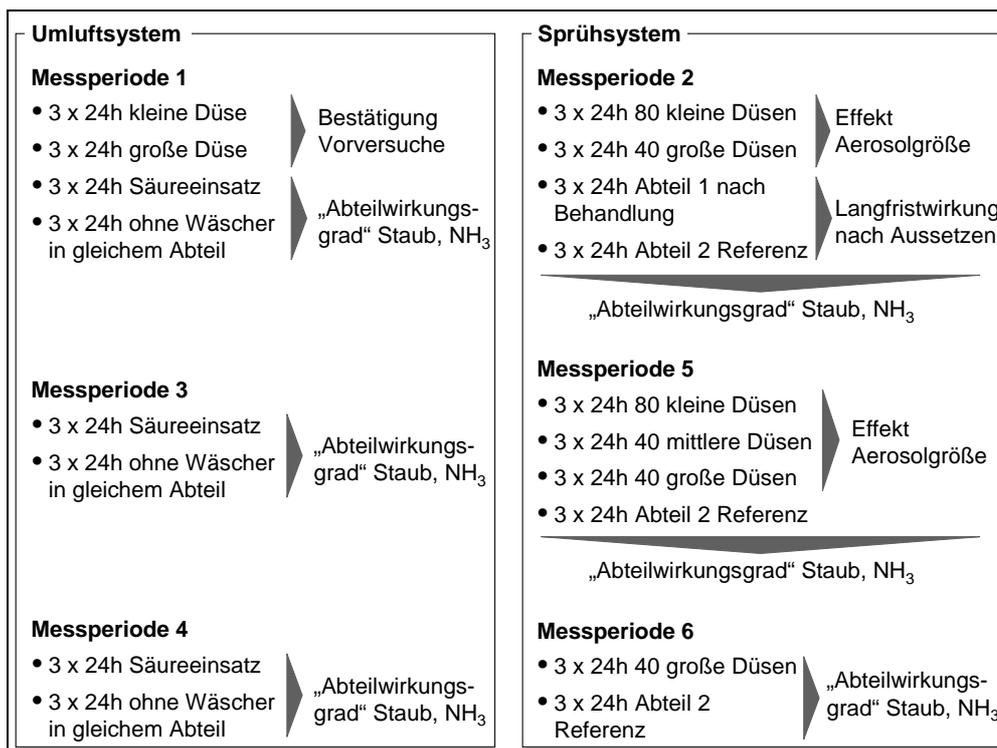


Abbildung 4.7: Versuchsvarianten und Untersuchungsschwerpunkte der Langzeitmessungen

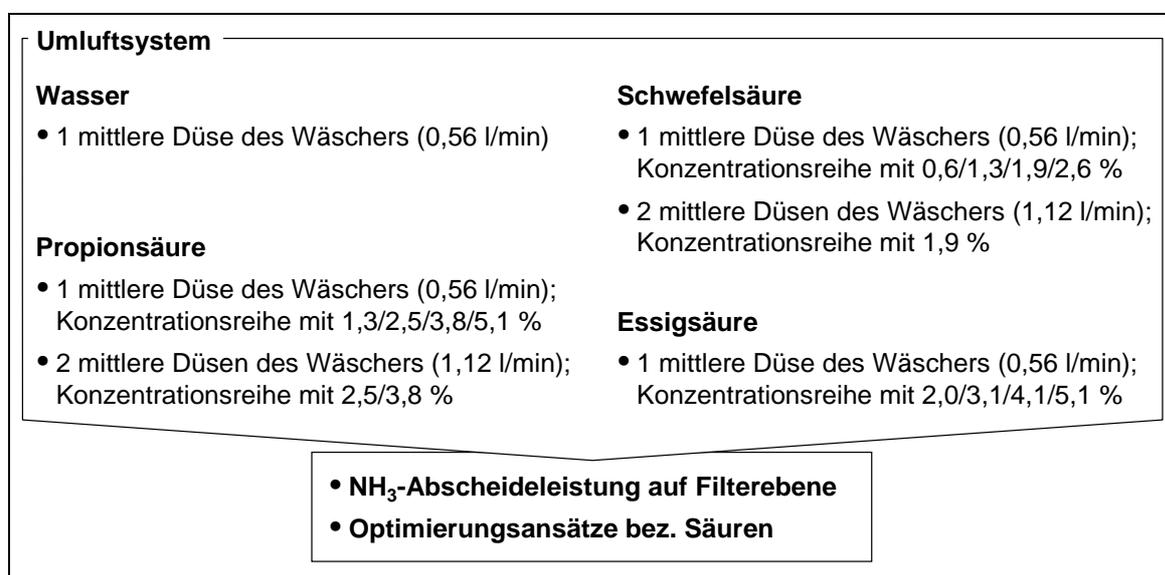


Abbildung 4.8: Versuchsvarianten und Untersuchungsschwerpunkte der Kurzzeitmessungen

Sollten die Abscheideleistungen der Systeme auf Abteilebene bestimmt werden, so musste im Falle des Sprühsystems das behandelte Abteil mit dem unbehandelten verglichen

werden. Die Referenzbestimmung im zuvor behandelten Abteil war nicht möglich, da von einem andauernden, staubbindenden Effekt der Ölschicht auf den Oberflächen im Abteil auszugehen war. Beim Umluftwäschersystem war eine anhaltende Beeinflussung der Staub- und Ammoniak-Konzentration im Abteil durch den Wäschereinsatz nicht zu erwarten. Daher wurde beim Umluftwäschersystem die Referenzmessung im gleichen Abteil ohne Einsatz der Wäscher durchgeführt, um die möglichen Fehlereinflüsse im Sinne systematisch auftauchender Ungenauigkeiten (unterschiedliche Flüssigmiststände, Temperaturfühlerdifferenzen, ...) bei Behandlung und Referenz klein zu halten. Sowohl bei den Messungen zum Umluftsystem als auch bei den Messungen zum Sprühsystem wurden das behandelte Abteil und das Referenzabteil jeweils nacheinander, aber in direkter Abfolge beprobt.

In der Datenanalyse der Langzeitversuche wurden vorwiegend die Tagesmittelwerte (1.440 Messwerte) miteinander verglichen. Aufgrund des erheblichen Einflusses des Lüftungsvolumens auf die Staub- und Ammoniak-Konzentration (wie in Kapitel 2 beschrieben) sollten die Konzentrationen nicht ohne Berücksichtigung des geförderten Luftvolumenstroms betrachtet werden oder zum Systemvergleich der spezifische Emissionsmassenstrom bzw. die Quellstärke herangezogen werden, die die Einflussfaktoren von Luftvolumenstrom und Lebendtiermasse berücksichtigt. Dazu wurde im Falle des geförderten Luftvolumens die vom Klimacomputer vorgegebene Soll-Einstellung herangezogen. Der dadurch einfließende Fehler durch Abweichung von Ist-Fördervolumen zu Soll-Fördervolumen ist im Falle der Umluftwäscher für die Varianten „Behandlung“ und „Referenz“ identisch, da im gleichen Abteil gemessen wurde, und fließt damit in die Kalkulation der Emissionsmassen gleichermaßen ein. Im Falle des Sprühsystems wurden ebenfalls die Soll-Einstellungen der Lüftungsvolumina zur Kalkulation herangezogen, jedoch anhand durchgeführter Kalibrationsmessungen korrigiert. Dazu wurden die tatsächlich geförderten Luftvolumina der jeweiligen Ventilortypen in den vier verschiedenen Lüftungsstufen mittels vorgeschaltetem Messventilator einmalig bestimmt und diese Messwerte zur Korrektur der Soll-Fördermengen für die weiteren Kalkulationen herangezogen.

Aus der Literatur ist bekannt, dass sich sowohl für die Staubkonzentration als auch für die Ammoniak-Konzentration ein Konzentrationsprofil im Stall ausbildet, welches durch die Luftströmung im Stall, d.h. durch die Lüftungsrate, die Art der Zuluftführung und den Ort der Abluft bestimmt wird [WZ+00; KL00]. Da die Konzentrationsmessungen von Staub

und Ammoniak nur an einem Ort im Abteil durchgeführt werden sollten, dadurch jedoch die Möglichkeit bestand, lokale Konzentrationsverschiebungen mitzuerfassen, wurden zur Minimierung dieser Fehlerquelle die in jedem Abteil installierten zwei Umlüfter dauerhaft betrieben. Dies erhöhte zwar die durchschnittlich im Abteil herrschende Luftgeschwindigkeit; diese war jedoch für alle Versuchstage und Versuchseinstellungen gleich, so dass eine bessere Vergleichbarkeit der Messergebnisse gewährleistet werden konnte.

4.4 Statistische Validierung der Ergebnisse zu den Langzeitversuchen

Die Ergebnisse zu den Langzeitversuchen wurden nach folgendem Vorgehen – unter Zuhilfenahme der Software SPSS 12 – validiert. Dabei galt zu beweisen, dass sich der Mittelwert der Messergebnisse aus dem behandelten Abteil signifikant vom Mittelwert der Messergebnisse aus dem Referenzabteil unterschied. Zum Vorgehen:

- Die Normalverteilung der Messwerte zu den Konzentrationen und Quellstärken der jeweiligen Versuchsvariante des behandelten Abteils und die Messwerte zu den Konzentrationen und Quellstärken des Referenzabteils wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft.
- Im Falle normalverteilter Stichproben wurde der t-Test nach Student zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben zur Überprüfung der Signifikanz angewandt.
- Im Falle nicht normalverteilter Stichproben wurde der U-Test nach Mann und Whitney zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben zur Überprüfung der Signifikanz angewandt.
- Lag der Sonderfall vor, dass der Mittelwert einer normalverteilten Stichprobe mit dem Mittelwert einer nicht normalverteilten Stichprobe verglichen werden sollte, wurden beide Tests angewandt und der größere Wert für die Irrtumswahrscheinlichkeit „p“ angegeben.

Bei der Durchführung der Statistik wurde deutlich, dass bei dem Mittelwertvergleich unter Zuhilfenahme der Minutenwerte (ein n von ca. 4.500 für jede Variante) durch den sehr großen Probenumfang selbst Differenzen statistisch signifikant waren, die innerhalb der Messgenauigkeit der Geräte lagen. Die Aussagekraft der Statistik wäre in diesem Fall wenig groß gewesen. Eine Verwendung der Tagesmittelwerte hingegen (als anderes

Extrem) ließ aufgrund des zu kleinen Stichprobenumfangs ($n = 3$) ebenfalls keine Aussage zu – selbst Differenzen von mehr als 50 % waren nicht mehr signifikant. Die Verwendung der Stundenmittelwerte zeigte jedoch die gewünschte Trennschärfe. Folgende Symbolik (siehe Tabelle 4.2) wurde im Folgenden bei den Ergebnissen zu den Langzeitversuchen mit angegeben:

Tabelle 4.2: Symbolik zur statistischen Validierung der Messergebnisse

Irrtumswahrscheinlichkeit	Bedeutung	Symbolisierung
$p > 0,05$	nicht signifikant	ns
$p \leq 0,05$	signifikant	*
$p \leq 0,01$	sehr signifikant	**
$p \leq 0,001$	höchst signifikant	***

Die Detailergebnisse zur jeweils analysierten Normalverteilung und zu den Ergebnissen der beiden Tests auf Signifikanz (es wurden praktisch immer beide Tests ausgeführt) sind im Anhang angeführt.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass die Streubalken in den Säulendiagrammen zu den Ergebnissen der Langzeitversuche jeweils den Bereich angeben, in dem die (meist drei) 24h-Mittelwerte lagen.

5 Ergebnisse

5.1 Vorversuche

Die Pilotanlagen zum Umluftsystem und zum Sprühsystem waren installiert worden, ohne gesicherte quantitative Hinweise zu haben, wie wirkungsvoll die Systeme hinsichtlich einer Emissionsminderung auf Abteilebene sein könnten. Zwar war im Falle des Sprühsystems ein hoher Grad an Staubreduktion zu erwarten, doch durch die deutlich veränderte Technologie im Vergleich zu den aus der Literatur bekannten Verfahren war auch in diesem Fall die Unsicherheit groß. Beim Umluftsystem lagen keine wirklich belastbaren Ergebnisse hinsichtlich Staubreduzierung vor und die Wirkung auf die Ammoniak-Emission war gänzlich unbekannt. Vorversuche wurden aus diesen Gründen mit dem Ziel durchgeführt, auf folgende Fragen Antworten zu geben:

1. Ist die gewählte Messtechnik für den Einsatz unter den gegebenen Bedingungen geeignet?
2. Sind Einflussfaktoren noch nicht berücksichtigt, die für eine valide Langzeitmessung mit zu berücksichtigen wären?
3. Wie effektiv ist der eingesetzte Sprühwäscher zur Reduzierung von Ammoniak und Staub im Sinne eines Wirkungsgrades auf „Wäscherebene“ und sind dabei organische Säuren zur Ammoniak-Abscheidung ausreichend?
4. Kann mit einem einfachen Sprühwäscher im Umluftbetrieb die Ammoniak-Konzentration derart gemindert werden, dass auch auf Abteilebene ein Effekt feststellbar ist, oder können die stallinternen Quellen mehr „nachliefern“ als das System zu binden in der Lage ist?

Die erste Frage, inwieweit die gewählte Messtechnik für den Einsatz unter den gegebenen Bedingungen geeignet sei, war besonders für die Staubmessungen mit dem Streulichtspektrometer bei Einsatz des Sprühsystems interessant. Staubmessungen über ca. zwölf Stunden im Abteil bei Einsatz kleiner und großer Düsen und Messungen ohne Einsatz des Systems an in Summe drei Versuchstagen sind in Abbildung 5.1 zeitlich übereinander gelegt. Dabei wurden zur besseren Lesbarkeit die Werte für die kleinen Düsen nur von 23:00 bis 04:00 angegeben, für die großen Düsen nur für die restliche Zeit. Es wurde bewusst die Nacht- und Morgenzeit inkl. der Morgenfütterung ausgewählt, da die Nachtzeit die Zeit mit der geringsten Beeinflussung durch die Tieraktivität ist und die

Morgenfütterung einen typischen Aktivitäts-Peak darstellt. Deutlich erkennt man, dass der Aerosoleintrag in die Luft durch das Sprühsystem die tatsächliche Staubkonzentration im Abteil überlagert und verfälscht. Darüber hinaus erkennt man, dass die kleinen Düsen einen stärkeren Effekt auf die Messergebnisse bewirken (ausgeprägtere Spitzenwerte) und dass dieser länger anzuhalten scheint (längere Abklingzeit). Dies erklärt sich aus der Düsengeometrie (kleine Austrittsöffnung) und den damit erzeugten kleineren Aerosolen. Je kleiner die Aerosole, desto länger bleiben sie im Schwebезustand bzw. desto länger dauert ihre Sedimentation und desto länger werden sie somit vom Messgerät fälschlicherweise als „Partikel“ detektiert. Die größeren Düsen scheinen somit für den Einsatz aus messtechnischer Sicht besser geeignet.

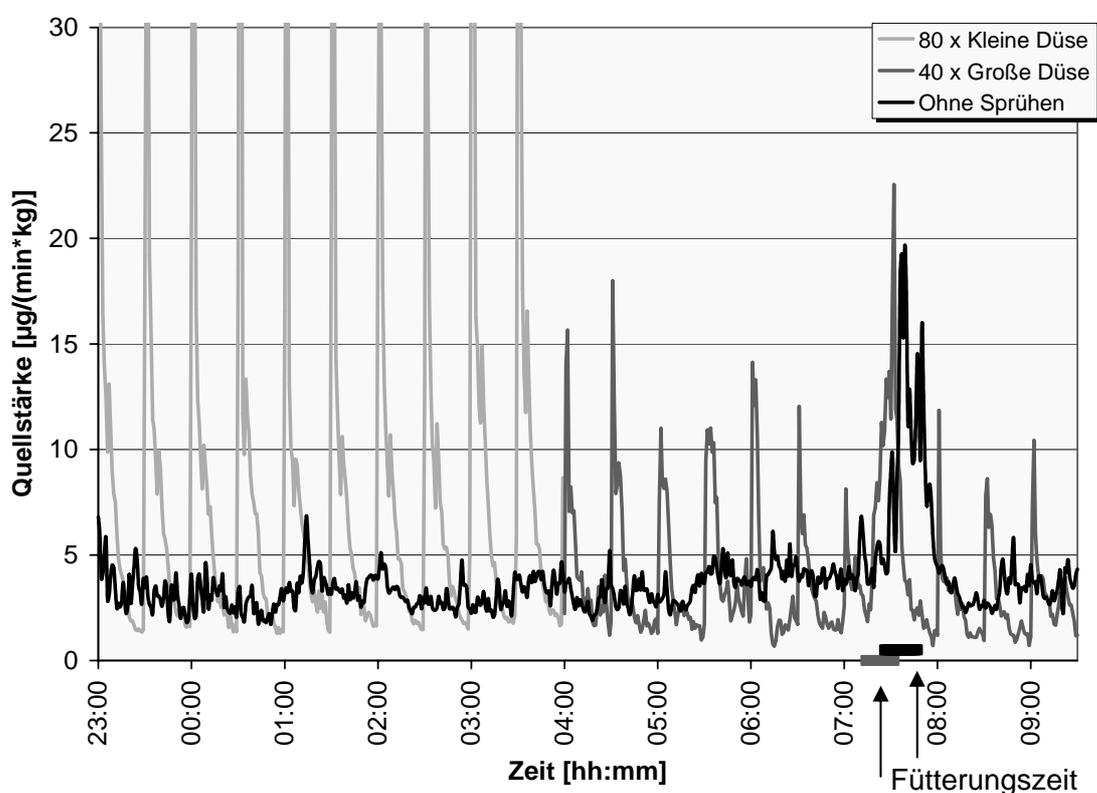


Abbildung 5.1: Messwerte luftgetragener Aerosole des Streulichtspektrometers bei Einsatz des Sprühsystems und Referenz (Messtag für kleine Düsen 15.11.04; für große Düsen 17.11.04, für Referenz 18.11.04)

Ein Ansatz, die durch das Streulichtspektrometer gewonnenen Messwerte trotzdem nutzbar zu machen, bestand darin, nur die Messergebnisse eines gewissen Zeitbereichs vor dem jeweiligen Sprühvorgang zum Vergleich der Systeme heranzuziehen. Der Zeitpunkt des Sprühens war über die Aufzeichnung des Wasserdurchflusses klar bestimmbar. Eine

detailliertere Betrachtung der Messwerte während zweier Sprühintervalle gibt Abbildung 5.2 wieder. Deutlich erkennt man den asymptotischen Verlauf der Kurven. Die Analyse der zweiten Hälfte des 30-Minuten-Intervalls scheint für den Vergleich der Systeme „Behandelt“ und „Referenz“, aber auch zum Vergleich der Düsendrößen geeignet zu sein. Der graue Bereich markiert die zur weiteren Analyse herangezogenen Werte. Wie schon bemerkt und hier sehr deutlich zu erkennen, erzeugen die kleinen Düsen durch den feineren Sprühnebel größere Messwertsprünge, die vergleichsweise langsamer abflachen.

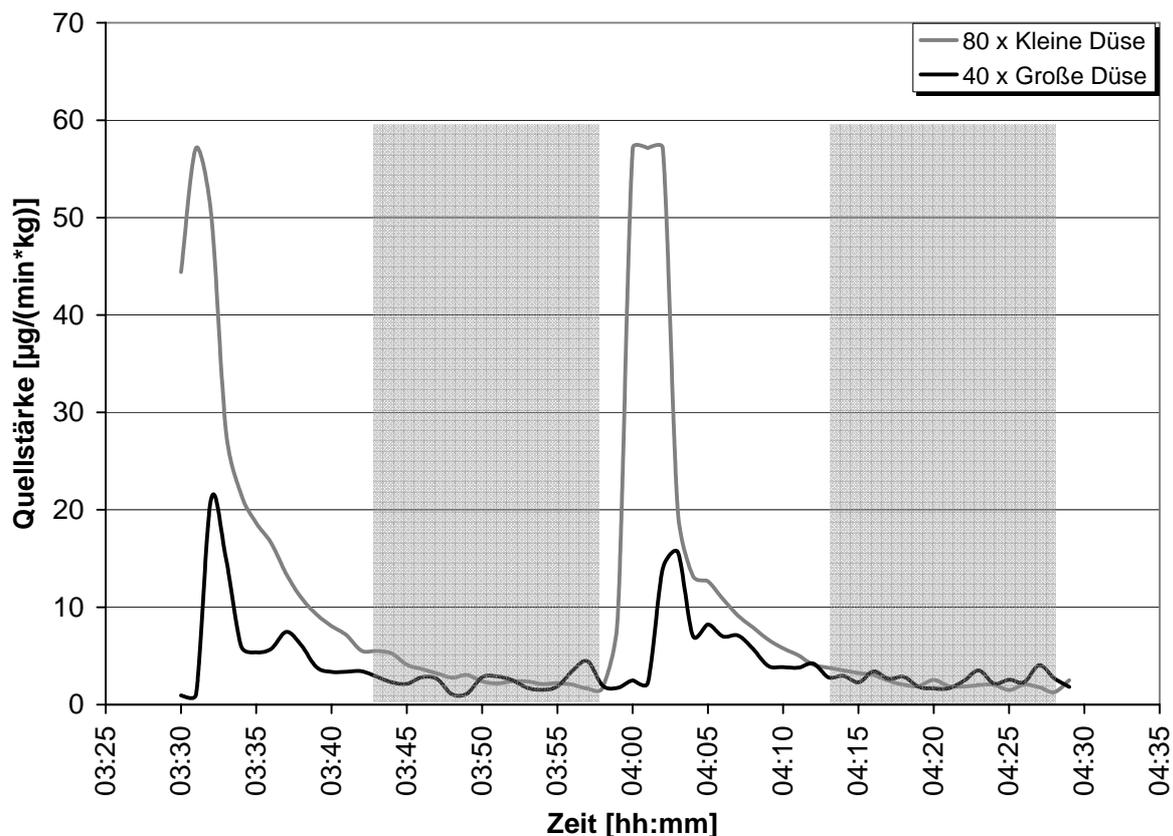


Abbildung 5.2: Detaillierte Darstellung der Messwerte des Streulichtspektrometers über zwei Sprühzyklen für zwei Düsentypen; grauer Bereich zur weiteren Analyse herangezogen

Eine entsprechend durchgeführte Analyse der in Abbildung 5.1 dargestellten Messwerte, d.h. eine Beschränkung der Durchschnittswertbildung auf die 15 Minuten vor Sprühzyklus (im Falle der beiden Sprühsystemvarianten) verglichen mit den Durchschnittswerten der gesamten Messperiode aus Abbildung 5.1 ohne Systemeinsatz ist in Tabelle 5.1 dargestellt. Der Wirkungsgrad wurde dabei berechnet aus dem Quotienten der Differenz der Quellstärken zwischen dem Abteil unter Behandlung und dem Abteil ohne Behandlung

bezogen auf die Quellstärke des Abteils ohne Behandlung. Dabei schnitt die Variante beim Einsatz der 40 großen Düsen sowohl hinsichtlich Wirkung auf die Reduzierung der Staubmassenkonzentration als auch hinsichtlich der Wirkung auf die Reduzierung der Staubmassenemission im Vergleich zur Variante des Sprühsystems mit den 80 kleinen Düsen besser ab. Wichtig dabei ist, dass die in das Abteil eingetragene Masse an Wasser und Öl bei beiden Varianten nahezu gleich groß war.

Tabelle 5.1: Durchschnittliche Massenkonzentrationen und Quellstärke des 15-Minuten-Intervalls vor Sprühen (Gesamtintervall Referenz) und die daraus abzuleitenden Wirkungsgrade

	Referenz	Kleine Düse	Große Düse
Massenkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	1.098,4	697,3	332,9
Quellstärke [$\mu\text{g}/(\text{min}*\text{kg})$]	3,3	2,3	2,2
Wirkungsgrad Berechnungsgrundlage Quellstärke		29%	34%

Die Ergebnisse zu den streulichtspektrometrischen Messungen bei Einsatz des Sprühsystems ließen folgende Aussagen zu:

- Der Aerosoleintrag in die Luft durch das Sprühsystem verfälscht und überlagert die tatsächliche Staubkonzentration im Abteil. Dieser Effekt ist beim Einsatz der kleinen Düsen sowohl hinsichtlich Höhe der Peaks als auch der zeitlichen Nachwirkung größer.
- Die Analyse der Daten im 15-Minuten-Intervall vor jedem Sprühzyklus stellt eine Lösung dar, die Systeme vergleichbar zu machen. Dabei zeigt das Sprühsystem unter Einsatz der großen Düsen eine größere Wirkung auf die Reduzierung der Staubkonzentration im Stall und der Staubemission aus dem Stall (im Hinblick auf die Staubmasse).
- Zur Absicherung der Messungen des Streulichtspektrometers sollten für die Langzeituntersuchungen zusätzlich gravimetrische Messmethoden zum Einsatz kommen (der Einsatz des gravimetrischen Sammlers in Anlehnung an DIN 2463 war zu diesem Zeitpunkt noch nicht vorgesehen).

Zur Beantwortung der zweiten Frage wurde eine 24h-Messung der Staubkonzentration im Abteil ohne Einsatz der Sprüheinheit bzw. des Umluftwäschers durchgeführt. Dabei wurden die zu diesem Zeitpunkt noch nicht automatisch aufgezeichneten Fütterungszeiten von Hand ergänzt. Einen typischen Tagesverlauf der Staubpartikelemissionen pro Tier zeigt Abbildung 5.3 beispielhaft für drei Fraktionen. Dabei wurde der Verlauf zur Glättung punktueller Konzentrationsspitzen im gleitenden Durchschnitt der letzten 15 Minuten dargestellt. D.h., der jeweilige dargestellte Minutenwert ist der Durchschnittswert der zurückliegenden 15 Minuten. Man erkennt einen typischen Tagesverlauf der Staubkonzentrationen bzw. Emissionen und die für rationierte Flüssigfütterung typischen Konzentrationsspitzen während der Fütterung. Diese Peaks sind mit der erhöhten Tieraktivität zu diesen Zeitpunkten zu begründen. Während der Fütterung sind nahezu alle Tiere aktiv und der von den Tieren aufgewirbelte Staub ist schon mit bloßem Auge im Abteil wahrnehmbar. Während der Zeit hoher Aktivität kann die Staubemission ein Vielfaches über der Durchschnittskonzentration liegen, wie Abbildung 5.4 verdeutlicht, in der das Verhältnis zwischen Maximalwert der gleitenden 15-Minuten-Mittelwerte und Durchschnitt dieser Mittelwerte je Fraktion dargestellt ist. Je größer die Partikelfraktion, umso ausgeprägter ist dieser Effekt, was durch die ansteigende Trendgerade erkennbar ist. Die Erklärung für das Phänomen ist dabei folgende: Je größer die Partikel, desto größer muss der durch die Luftbewegung oder aber durch die Tierbewegung auf die Staubpartikel ausgeübte Impuls sein, um diese in den Schwebезustand zu überführen. Wie in Abbildung 5.4 zu erkennen ist, steigen die Verhältnisse zwischen Maximalwert der gleitenden 15-Minuten-Mittelwerte und Durchschnitt dieser Mittelwerte mit zunehmender Partikelgröße auf Werte über 5 an. Aufgrund der Tatsache, dass diese Peaks während der Fütterungszeiten, d.h. der Zeiten hoher Tieraktivität auftreten, steigt offensichtlich der Einfluss der Tieraktivität auf die Staubkonzentration mit zunehmender Partikelgröße an. Kleinere Partikel unterliegen stärker der Brown'schen Molekularbewegung und neigen daher stärker zu einer homogenen Verteilung im Raum und weniger stark zur Sedimentation. Große Teilchen bilden ein stärkeres Konzentrationsprofil in vertikaler Richtung aus, welches nur durch größere Impulse, wie z.B. die Tieraktivität, homogenisiert wird und damit vom Streulichtspektrometer (in 1,5 m Höhe) erfasst werden kann.

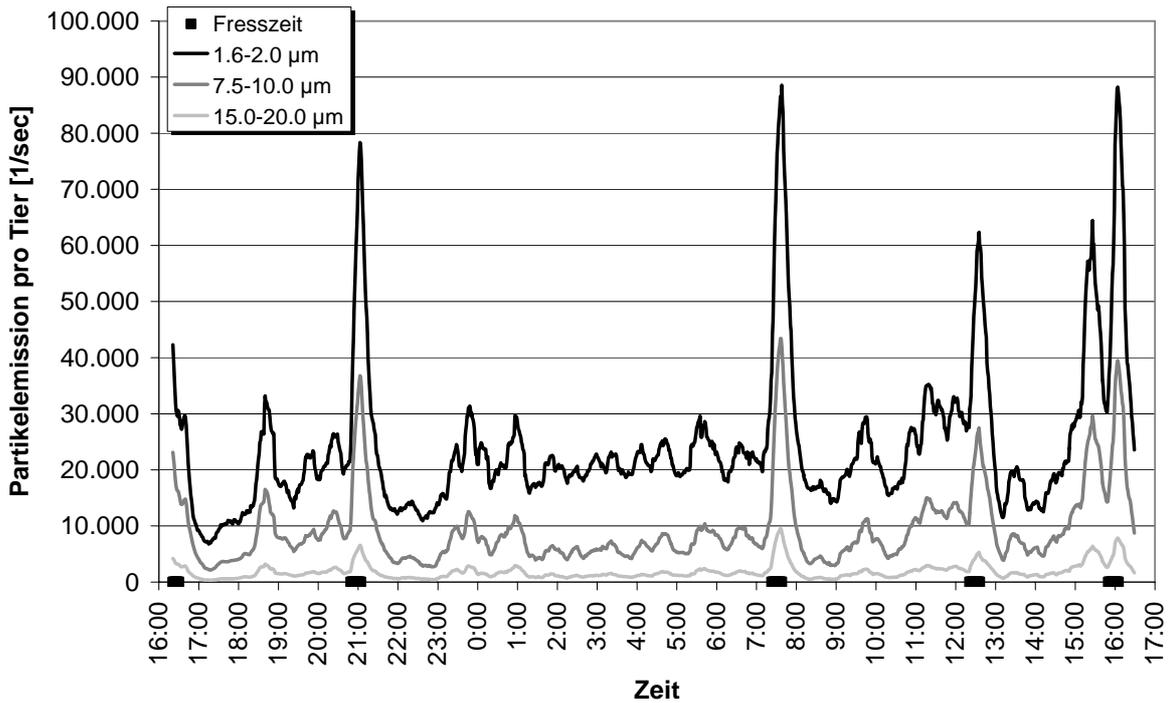


Abbildung 5.3: Tagesverlauf der Partikelemission pro Tier im gleitenden 15-Minuten-Durchschnitt

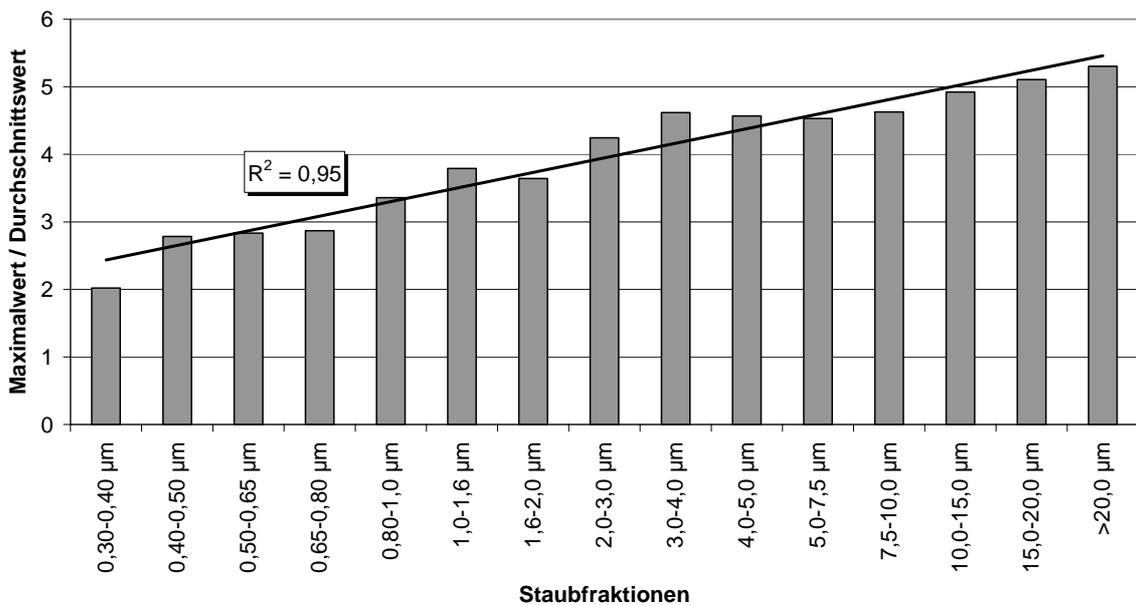


Abbildung 5.4: Verhältnis maximaler Partikelemissionen pro Tier zum Durchschnittswert je Fraktion (Kalkulation aus dem gleitenden Durchschnitt über 15 Minuten)

Zwei Schlussfolgerungen für die weitere Arbeit waren somit von Bedeutung:

- Zum einen ist aufgrund des ausgeprägten Tagesverlaufs und den deutlichen Peaks, die selbst im 15-Minuten-Durchschnitt um den Faktor 3 bis 5 über dem Durchschnitt liegen können, nur ein Systemvergleich bei Betrachtung vollständiger 24h-Zyklen zulässig. Der Vergleich von Kurzzeitmessungen von 15 Minuten Länge könnte zu Fehlinterpretationen führen, da die Streuung innerhalb des Tagesverlaufs stärker wäre als der eigentliche Unterschied zwischen den Systemen „Behandelt“ und „Referenz“. Somit ist die kleinste Wiederholungseinheit zum Vergleich unterschiedlicher Systeme oder Einstellungsvarianten ein 24h-Zyklus.
- Die zweite Schlussfolgerung betraf die Ergänzung der während der Langzeitmessungen aufzunehmenden Daten. Ein Aufzeichnen der Zeiten erhöhter Tieraktivität war wünschenswert, um bei eventuell auftretenden Phänomenen als Zusatzinformation herangezogen werden zu können. Da bei der Flüssigfütterung die Zeiten erhöhter Tieraktivität mit den Fütterungszeiten zusammenfallen, war das Aufzeichnen der aktiven Fütterung (Fütterungsventil für das jeweilige Abteil ist offen) eine Möglichkeit, die Tieraktivität indirekt zu erfassen. Diesbezügliche Daten der Fütterung wurden im Folgenden in die Datenaufzeichnung integriert.

Zur Beantwortung der dritten, das Umluftsystem betreffenden Frage, welche Filterleistung der Wäscher als solcher erzielen könne, wurden Staub- und Ammoniak-Messung direkt vor und direkt hinter dem Wäscher zeitgleich vorgenommen. Die Strömungsgeschwindigkeiten vor und hinter dem Wäscher waren annähernd gleich. Abbildung 5.5 gibt den Messaufbau wieder. Zum Einsatz kamen bei den Vorversuchen – abweichend vom beschriebenen Messgeräte-einsatz der Hauptversuche – zwei Streulichtspektrometer der Firma Grimm, Modell 1.108, und zwei Dräger Polytron Ammoniak-Messgeräte. Das Dräger Polytron-Gerät ist ein elektrochemischer Messwandler zur Messung des NH_3 -Partialdruckes in der Atmosphäre. Trotz der vor den Messungen durchgeführten Kalibrierung zeigten die Geräte zum einen eine mangelnde Messgenauigkeit, zum anderen eine starke Luftfeuchtigkeits-Querempfindlichkeit. Die mit diesen Geräten gewonnenen Ergebnisse können daher nur im Sinne einer Tendaussage verstanden werden. Die Dräger-Polytron-Geräte kamen zum Einsatz, da zum Zeitpunkt der Vorversuche die später während der Langzeitmessungen eingesetzten Geräte nicht zur Verfügung standen.

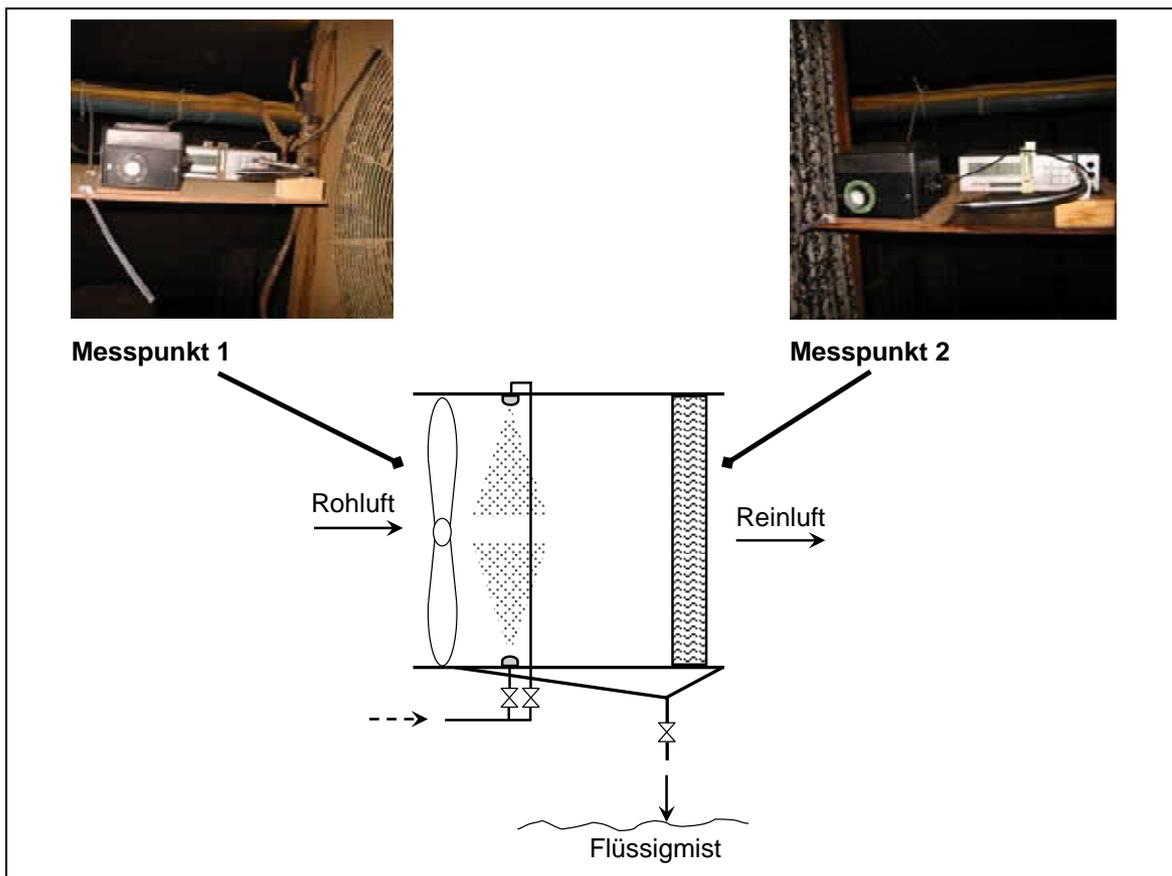


Abbildung 5.5: Messaufbau zur Ermittlung der Wirkungsgrade des Wäschers

Der Abscheidegrad bzw. Wirkungsgrad des Wäschers wurde aus den durchschnittlich gemessenen Konzentrationen gemäß der folgenden Formel ermittelt:

$$\eta = \frac{c_{roh} - c_{rein}}{c_{roh}} \quad Gl. 5.1$$

Mit: η : Wirkungsgrad
 c_{roh} : Konzentration Rohgas
 c_{rein} : Konzentration Reingas

Die Ergebnisse zur Abscheideleistung des Wäschers hinsichtlich der Staubmasse sind in Abbildung 5.6 wiedergegeben. Den Durchschnittswerten der Massenkonzentrationen lagen für die Einstellung „Kleine Düse“ 134 Minutenwerte zugrunde, für die Einstellung „Mittlere Düse“ 95 Minutenwerte und für die Einstellung „Große Düse“ 117 Minutenwerte.

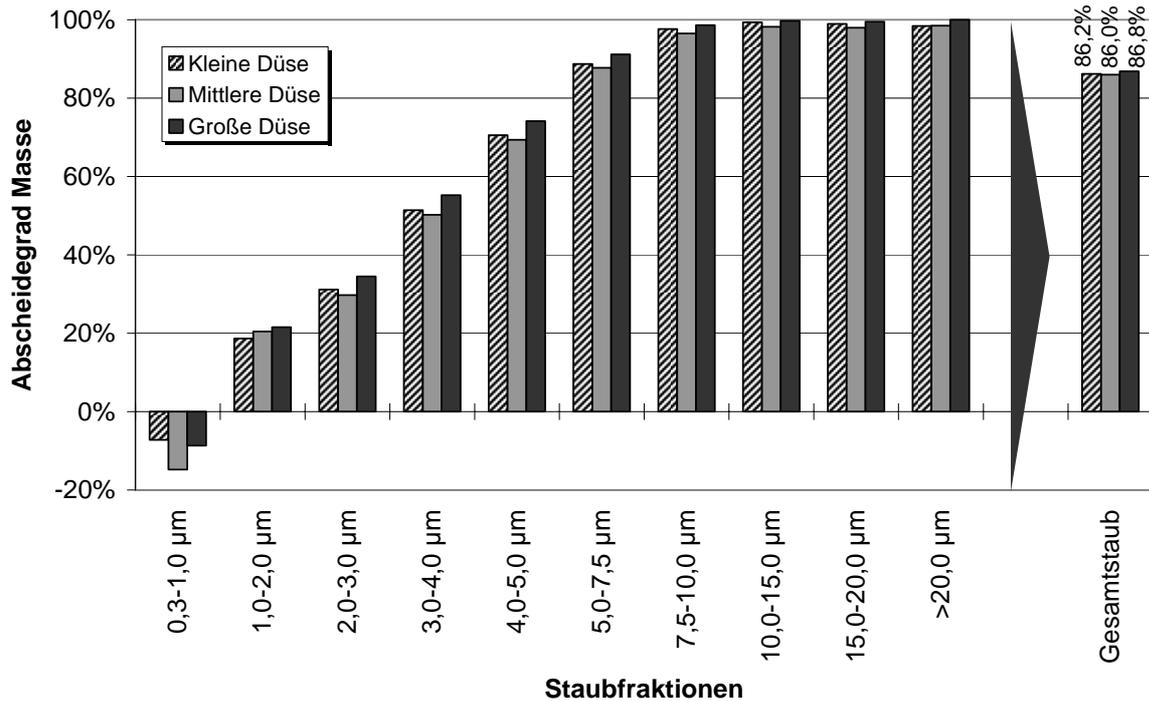


Abbildung 5.6: Abscheidegrade des Umluftwäschers bez. Staubmasse je Fraktion und für Gesamtstaub

Zur Berechnung der Wirkungsgrade wurden die Messergebnisse der beiden Streulichtspektrometer mittels zuvor gewonnener Korrekturfaktoren einander angeglichen, um den Fehler einer möglicherweise ungleichen Kalibrierung auszuschließen. Im Vorfeld der Messungen wurde die Wirkungsweise des Wäschers ohne Wassereinsatz ermittelt. Dieser lag bei 2,3 %, so dass man im Rahmen der Messgenauigkeit von keiner Filterleistung sprechen kann. Den Vergleich der Wirkungsgrade des Wäschers für Gesamtstaub, für PM10-Staub (d.h. der Wirkungsgrad berechnet aus der Summe der durchschnittlichen Massenkonzentrationen aller Fraktionen bis zu einem Partikeldurchmesser von 10 µm), für PM5-Staub und PM3-Staub zeigt Tabelle 5.2.

Tabelle 5.2: Wirkungsgrade des Wäschers für verschiedene Staubfraktionssummen

	Kleine Düse	Mittlere Düse	Große Düse
Gesamtstaub	86,2 %	86,0 %	86,8 %
PM10-Staub	73,4 %	74,6 %	77,0 %
PM5-Staub	46,6 %	48,9 %	52,0 %
PM3-Staub	13,8 %	16,6 %	18,7 %

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Aussagen ableiten:

- In der Fraktion der Aerosole von 0,3 bis 1,0 μm Durchmesser werden durch das Versprühen des Wassers mehr Aerosole in den Luftstrom eingetragen als Partikel abgeschieden. Gerade kleine Aerosole folgen dem Luftstrom ungehindert und unterliegen kaum der Fliehkraft, so dass die Tropfenabscheidung gerade bei kleinen Partikeln eine ungenügende Wirkungsweise zeigte [Bra96].
- Die Abscheideleistung steigt mit größer werdenden Fraktionen auf Werte nahe 100 % an. Mit größer werdendem Aerosoldurchmesser entfaltet der Tropfenabscheider zunehmend seine Wirksamkeit.
- Geringe Abscheidegrade bei den kleineren Fraktionen und hohe Abscheidegrade bei den größeren Fraktionen ergeben in Summe einen Abscheidegrad für Gesamtstaub von ca. 85 %.
- Düsengeometrie bzw. Tröpfchengröße und Durchfluss haben keinen merklichen Einfluss auf die Staubabscheidung des Wäschers.

Um die Abscheideleistung des Wäschers hinsichtlich Ammoniak zu untersuchen und die Eignung organischer Säuren zur Abscheidung zu testen, wurden Konzentrationsreihen mit Ameisensäure und Propionsäure durchgeführt. Beginnend mit reinem Wasser wurde darauf folgend Propionsäure dem Wasserstrom zugegeben, so dass Säurekonzentrationen von 0,5, 1,1 und 2,2 % für Propionsäure und 0,6, 1,3 und 2,5 % für die Konzentrationsreihe mit Ameisensäure erreicht wurden. Alle Einstellungen wurden unter Einsatz beider mittlerer Düsen je Wäscher untersucht. Da die Messtechnik nur eine qualitative Aussage zuließ, soll auch nur diese wiedergegeben werden. Die Daten deuteten darauf hin, dass auch organische Säuren zur Ammoniak-Abscheidung in ausreichend hohem Wirkungsgrad geeignet sind.

Zur Beantwortung der vierten Frage, ob die Abscheidemengen für Ammoniak der beiden Wäscher ausreichend seien, um einen Effekt auf die Konzentration auf Abteilebene zu erzielen, wurde in Kurzzeitversuchen die Ammoniak-Konzentration im Abteil bei unterschiedlichen Wäschereinstellungen gemessen. Der Versuchsaufbau war derart modifiziert, dass die beiden Polytron-Ammoniak-Messgeräte im Abteilraum so angebracht wurden, dass eine direkte Beeinflussung durch einen Wäscherluftstrom auszuschließen war. Durch den zeitlichen Verlauf der Konzentration bei Änderung der Einstellung konnte eine qualitative Aussage auf die Wirkung auf Abteilebene abgeleitet werden. Jede Einstellung wurde für mindestens eine Stunde beibehalten. Es wurde am ersten

Versuchstag die physikalische Abscheidung untersucht, indem ohne Wäscher und bei aufeinander folgendem Einsatz der unterschiedlichen Düsendrößen (und damit ansteigender Wassermengen) der Effekt auf die Ammoniak-Konzentration im Abteil gemessen wurde. Am zweiten Versuchstag wurde beginnend mit reinem Wassereinsatz 2,6%ige Propionsäure eingesetzt, darauf wieder reiner Wassereinsatz gefolgt von zwei Konzentrationsstufen Schwefelsäure (1,3 % und 2,6 %). Die Ableitung qualitativer Aussagen aus den sich verändernden Ammoniak-Konzentrationen war insofern zulässig, als die Ammoniak-Konzentrationen weniger stark einem typischen Tagesverlauf folgen, sondern maßgeblich von der Luftrate abhängen, die sich in der Regel nicht sprunghaft ändert (die Lüfter wurden in ihrem Luftvolumenstrom stufenlos geregelt). Die quantitativen Ergebnisse, wenngleich sie aber nur als qualitative Ergebnisse zu interpretieren sind, gibt Abbildung 5.7 wieder.

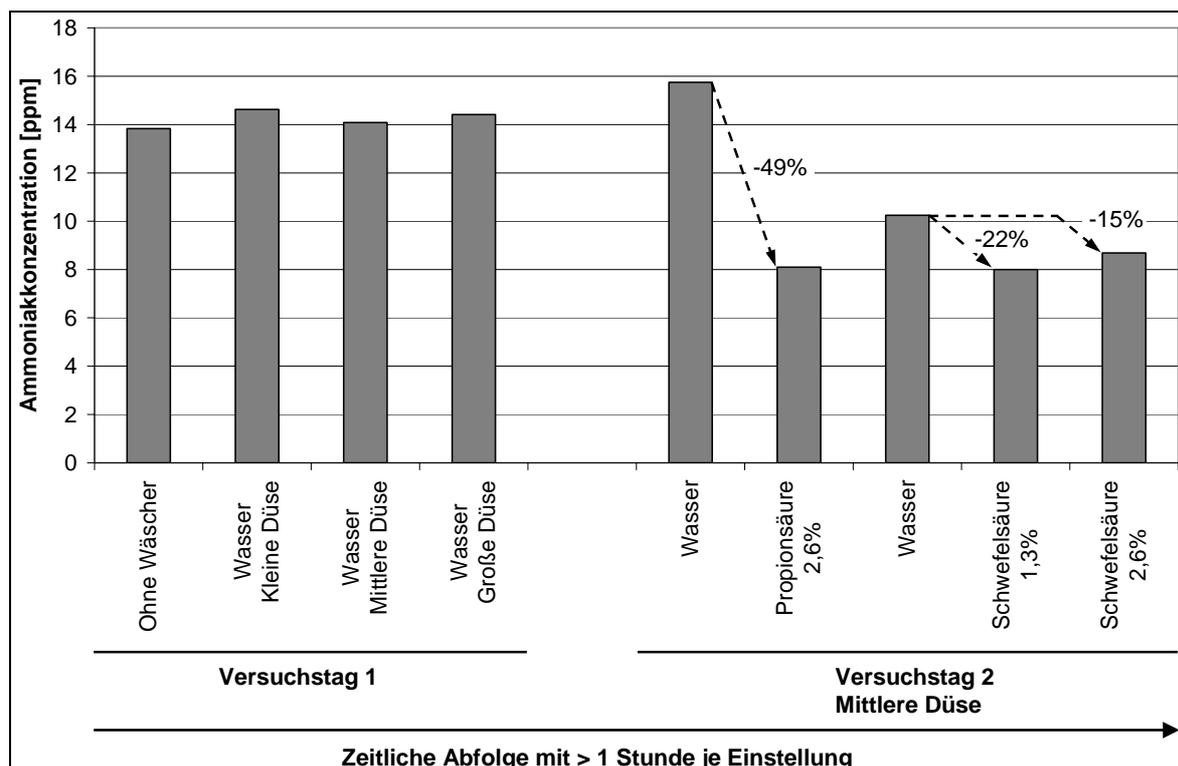


Abbildung 5.7: Verlauf der Ammoniak-Konzentration auf Abteilebene bei Variation der Einstellungen der Umluftwäscher

Die dargestellten Konzentrationen sind die Mittelwerte der beiden Polytron-Geräte bei mindestens 4-maligem Ablesen verteilt über den Zeitraum der Einstellung, d.h. n = 8 im Minimum.

Daraus können folgende Aussagen abgeleitet werden:

- Die physikalische Abscheidung durch Lösung des Ammoniaks in Wasser ist ohne Effekt auf die Ammoniak-Konzentration des Abteils. Es ist kein Einfluss durch die unterschiedlichen Düsendrößen bzw. durch die eingesetzten Wassermengen feststellbar.
- Die Abscheideleistung bez. Ammoniak der zwei Wäscher ist bei Säureeinsatz ausreichend, um einen deutlichen Effekt auf Abteilebene zu bewirken.
- Organische und anorganische Säuren zeigen – bei ausreichend dosierter Menge – hinsichtlich ihrer Eignung zur Ammoniak-Abscheidung auf Abteilebene keine Unterschiede.

5.1.1 Kurzzeitversuche zum Umluftwäscher

In den Vorversuchen war die Wirksamkeit des Sprühwäschers hinsichtlich der Ammoniak-Abscheidung bei Einsatz von Säuren untersucht worden. Aufgrund der zu diesem Zeitpunkt zur Verfügung stehenden Messtechnik zur Bestimmung der Ammoniak-Konzentrationen war jedoch nur eine qualitative Aussage möglich. Die gewonnenen Ergebnisse sollten im Rahmen der Kurzzeitversuche zum Umluftsystem bei Einsatz geeigneterer Messtechnik untermauert werden und sind im Folgenden wiedergegeben.

Der generelle messtechnische Aufbau entsprach dem Versuchsaufbau zur Durchführung der Vorversuche zur Bestimmung des Wäscherwirkungsgrades wie in Abbildung 5.5 beschrieben. Zum Einsatz kamen in diesem Fall jedoch zwei photoakustische Messgeräte der Firma Brüel & Kjaer bzw. Innova, die die Ammoniak-Konzentration des in den Wäscher eintretenden und austretenden Volumenstroms erfassten (Probenluftnahme wie in Kapitel 4.2 beschrieben). Die Geräte wurden zuvor zur Bestimmung eines „Korrekturfaktors“ parallel (gleicher Ort der Probennahme) betrieben. Der Korrekturfaktor floss entsprechend in die folgende Datenanalyse ein. In Ergänzung wurden parallel die Konzentrationen vor und hinter dem Wäscher im Rahmen von Punktmessungen mit dem Dräger-CMS-Gerät bestimmt. Für die Dauer der Versuche war nur ein Wäscher des Abteils im Einsatz. Abbildung 5.8 gibt die photoakustisch gemessenen Konzentrationen und den daraus berechneten Wirkungsgrad gemäß Gleichung 5.1 für die Konzentrationsreihe mit Schwefelsäure wieder. Jeder dargestellte Wert entspricht dem Durchschnitt aus 20 bis 30 Einzelmessungen. Schwefelsäure wurde dem Wasserstrom in

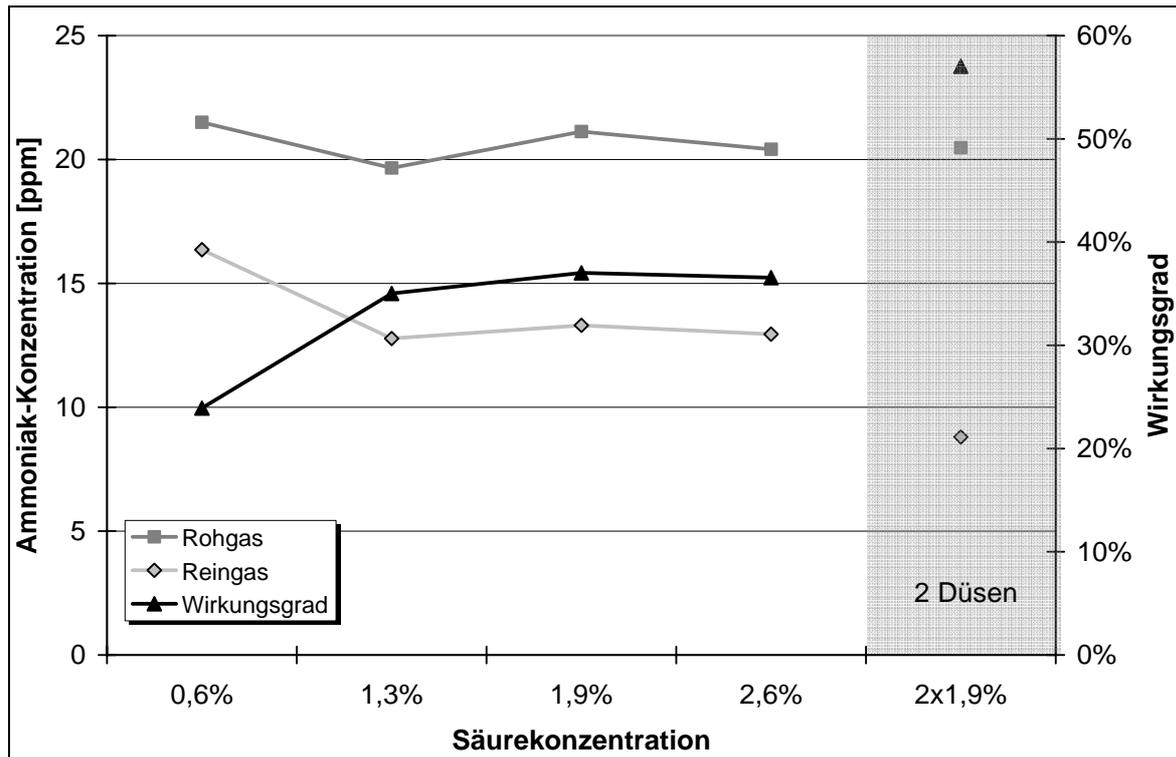


Abbildung 5.8: Ammoniak-Konzentrationen für Roh- und Reingas des Wäschers bei Konzentrationsreihe mit Schwefelsäure; Messwerterfassung photoakustisch

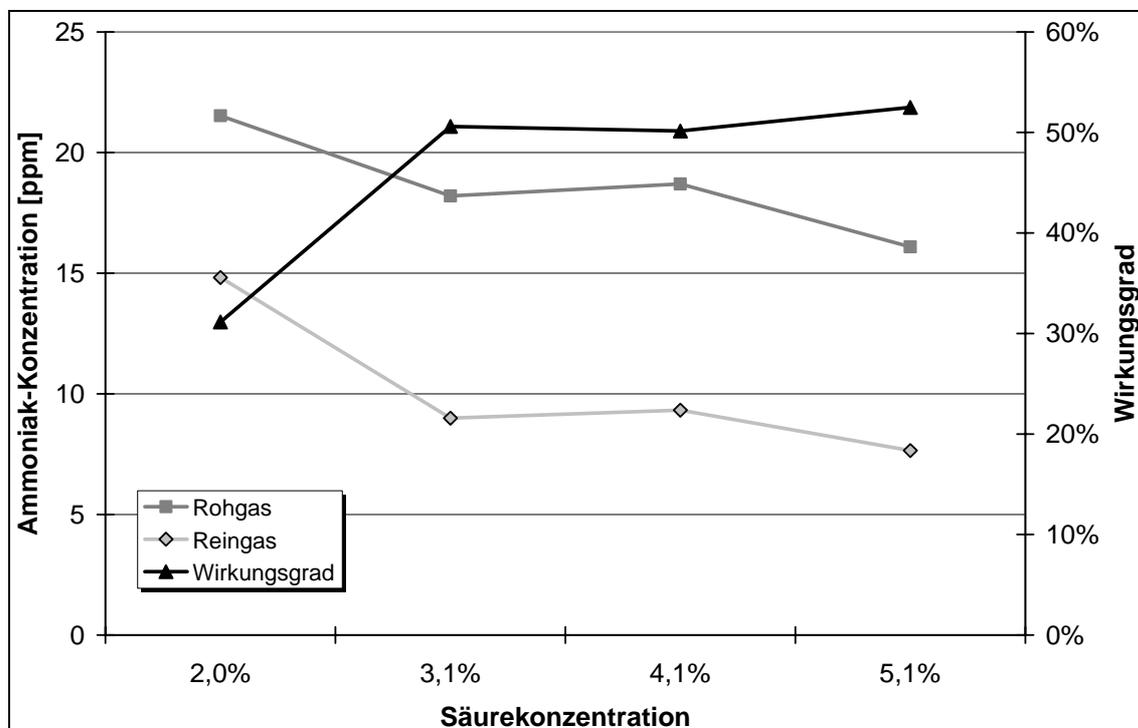


Abbildung 5.9: Ammoniak-Konzentrationen für Roh- und Reingas des Wäschers bei Konzentrationsreihe mit Essigsäure; Messwerterfassung photoakustisch

unterschiedlichen proportionalen Verhältnissen zugegeben, so dass sich rechnerische Konzentrationen von 0,6, 1,3, 1,9 und 2,6 % ergaben. Zuerst nur mit einer Düse des Wäschers betrieben, wurde abschließend die Wirkungsweise mit zwei Düsen und einer Konzentration von 1,9 % ermittelt. Die in den Wäscher eingetragene Säuremenge entspricht somit rechnerisch einer Konzentration von 3,8 % bei nur einer Düse. Das gezielte Zuschalten der zweiten Düse ermöglichte somit, die Konzentrationsreihe weiter auszudehnen und zum anderen den Effekt einer erhöhten Wassermenge bei gleicher eingetragener Säuremenge zu untersuchen.

Abbildung 5.9 gibt die Messergebnisse für die Konzentrationsreihe mit Essigsäure wieder. Auch in diesem Fall entspricht jeder dargestellte Wert dem Durchschnitt aus 20 bis 30 Einzelmessungen. Der Verlauf der Messwerte lässt vermuten, dass für die jeweilige Düsengeometrie, d.h. der damit charakteristischen Tropfengröße und dem damit charakteristischen Wasserdurchsatz, ein Grenzwert der Abscheidung zu existieren scheint. Wie aus Abbildung 5.8 zu entnehmen ist, liegt dieser für Schwefelsäure bei einer mittleren Düse je Wäscher bei ca. 37 % bei Essigsäure bei ca. 51 %. Eine weitere Steigerung kann durch Erhöhung der Düsenzahl (siehe Abbildung 5.8) und damit der Durchsatzmenge erzielt werden. Eine reine Konzentrationserhöhung scheint in diesem Fall wenig zielführend. Generell kann der Wirkungsgrad des Wäschers durch eine Erhöhung der Kontaktzeit bzw. Oberfläche des Wäschers (Kontaktfläche) verbessert werden, was jedoch eine konstruktive Umgestaltung notwendig machen würde. Aus der Tatsache heraus, dass ähnlich hohe Abscheidegrade im Vergleich von Essigsäure und Schwefelsäure im Falle der Schwefelsäure bei geringeren Konzentrationen erzielt wurden, wird deutlich, dass Schwefelsäure eine höhere Reaktivität besitzt als Essigsäure. Dies ist aus dem Vergleich der Säurekonstanten zu erwarten. Schwefelsäure dissoziiert in der ersten Stufe vollständig und hat selbst in der zweiten Dissoziationsstufe einen pK_S -Wert von 1,92; Essigsäure hat einen pK_S -Wert von 4,75 und Propionsäure von 4,87 [DG81]. Generell wird jedoch das Ergebnis der Vorversuche, dass auch organische Säuren zur Ammoniak-Abscheidung geeignet sind, bestätigt. Ökonomisch aufgrund des höheren Preises und der größeren Verbrauchsmenge benachteiligt, sind die organischen Säuren jedoch aus arbeitsschutztechnischer Sicht für die weiteren Versuche eingesetzt worden. Der Umgang mit Schwefelsäure setzte vergleichsweise deutlich höhere Schutzmaßnahmen voraus und bereitete auch im Prozess der Zudosierung Probleme.

Die bei den Versuchen eingesetzte Messtechnik der photoakustischen Erfassung und der optochemischen (Dräger-CMS) zeigte deutliche Unterschiede. Tabelle 5.3 zeigt die Ergebnisse zu den Säurereihen mit Schwefel- und Essigsäure im Vergleich. Weichen die Messergebnisse des Dräger-CMS-Gerätes für das Rohgas um -18 % bis +11 % von den photoakustisch ermittelten Werten ab, so liegen die Abweichungen im Reingas mit -78 % bis +3 % deutlich darüber. Besonders fällt dieses bei den Versuchen mit Essigsäure auf. Dies lässt eine Querempfindlichkeit der Messsysteme bez. organischer Säuren vermuten. Gerade organische Säuren verflüchtigen sich beim Versprühen und werden vom Messgerät detektiert, was zu Interpretationsfehlern hinsichtlich Über- oder Unterschätzung des Wäschers führen kann. Die Querempfindlichkeit betraf beide Messprinzipien, wie bei späteren Messungen sehr anschaulich für das photoakustische Verfahren deutlich wurde. Die Erfahrungen bei den Versuchen ließen die subjektive Einschätzung zu, dass das photoakustische Verfahren flüchtige Säuremoleküle in positiver Weise detektiert, d.h. dass die flüchtigen organischen Säuren Absorptionsspektren im Bereich des Ammoniaks aufweisen, was zu einer Unterschätzung der Filterleistung des Wäschers führt (die Ammoniak-Konzentration auf der Reingasseite ist tatsächlich weniger hoch als gemessen). Das Dräger-CMS hingegen schien die Filterleistung überzubewerten, indem sich flüchtige Säuremoleküle und Ammoniak-Moleküle während der Messung neutralisierten. Dies wäre erklärbar mit der Existenz pH-Wert empfindlicher, chemischer Substanzen in den Analyseröhrchen des Gerätes. Eine Messwertverfälschung bei Schwefelsäureeinsatz ist aufgrund der geringen Neigung zur Verflüchtigung nicht zu erwarten, was durch die verhältnismäßig geringen Abweichungen der Messwerte der Reingasseite im Vergleich beider Messverfahren bestätigt wird (siehe Tabelle 5.3). Diese geschilderten Effekte wurden nicht näher untersucht (was nur im Labormaßstab möglich gewesen wäre), da nur eine Beeinflussung der Ammoniak-Messung im Nahbereich des Wäschers zu erwarten war, jedoch am gewählten Messort auf Abteilebene eher zu vernachlässigen war. Sollte wider Erwarten eine Beeinflussung vorhanden sein, so würde es im Falle der photoakustischen Messung zur Unterschätzung des Systems führen. Hinsichtlich einer Bewertung der Systeme wäre man somit auf der „sicheren Seite“.

Die ermittelten Abscheidegrade bei Einsatz reinen Wassers im Betrieb zweier mittlerer Düsen liegen in der Größenordnung der Messgenauigkeit der Systeme, so dass eine positive Aussage nicht ableitbar ist. Der Effekt durch die rein physikalische Abscheidung

des Ammoniaks ist, wie durch die Kalkulation in Kapitel 4 zu erwarten, vernachlässigbar klein.

Abbildung 5.10 gibt die Ergebnisse der Wirkungsgradbestimmung des Wäschers bei der Konzentrationsreihe mit Propionsäure wieder. Die Messungen wurden in diesem Fall ausschließlich mit dem Dräger-CMS durchgeführt. Eine Beeinflussung der Messwerte auf Reingasseite durch flüchtige Propionsäuremoleküle ist wahrscheinlich, so dass die kalkulierten Wirkungsgrade tendenziell zu hoch sind. Generell ist Propionsäure zur Ammoniak-Abscheidung geeignet.

Tabelle 5.3: Ammoniak-Konzentrationen bei Einsatz von Wasser und den Konzentrationsreihen mit Schwefelsäure und Essigsäure im Vergleich der Messverfahren

Mittlere Düse		B&K / Innova			Dräger-CMS				
		Ammoniak-Konzentration Rohgas [ppm]	Ammoniak-Konzentration Reingas [ppm]	Wirkungsgrad	Ammoniak-Konzentration Rohgas [ppm]	Abweichung zu B&K-Wert Rohgas	Ammoniak-Konzentration Reingas [ppm]	Abweichung zu B&K-Wert Reingas	Wirkungsgrad
Einstellung									
SCHWEFEL-SÄURE	1 Düse 0,6% Konz.	21,5	16,4	24%	22,0	2%	16,8	3%	23%
	1 Düse 1,3% Konz.	19,7	12,8	35%	16,5	-16%	8,4	-35%	49%
	1 Düse 1,9% Konz.	21,1	13,3	37%	23,1	9%	11,5	-14%	50%
	1 Düse 2,6% Konz.	20,4	13,0	37%	21,6	6%	13,6	5%	37%
	2 Düsen 1,9% Konz.	20,5	8,8	57%	17,6	-14%	8,8	-1%	50%
ESSIG-SÄURE	1 Düse 2% Konz.	21,5	14,8	31%	20,3	-6%	10,7	-28%	47%
	1 Düse 3,1% Konz.	18,2	9,0	51%	20,3	11%	6,0	-34%	71%
	1 Düse 4,1% Konz.	18,7	9,3	50%	16,2	-13%	1,5	-84%	91%
	1 Düse 5,1% Konz.	16,1	7,6	52%	13,2	-18%	1,7	-78%	87%
WASSER		24,1	23,3	3%	25,9	7%	26,8	15%	-3%

Als Konsequenzen aus den Kurzzeitversuchen zum Umluftsystem lässt sich zusammenfassend festhalten:

- Die organischen Säuren Propionsäure und Essigsäure sind zur Ammoniak-Abscheidung im Sprühwäscher geeignet. Aufgrund ihrer geringeren Wirksamkeit ist jedoch ein deutlich höherer Mengeneinsatz im Vergleich zu Schwefelsäure notwendig. Die qualitativen Ergebnisse der Vorversuche werden bestätigt.
- Querempfindlichkeiten der Ammoniak-Messmethoden bezüglich flüchtiger, organischer Säuren verfälschen die Messungen und führen im Falle des photoakustischen Verfahrens tendenziell zu einer Unterschätzung des Systems und

im Falle des optochemischen Verfahrens tendenziell zu einer Überschätzung des Systems.

- Das Versprühen von Wasser hat bei der gewählten Wasserdurchsatzmenge und den vorherrschenden geringen Kontaktzeiten ($< 0,6$ Sekunden) bzw. Kontaktflächen einen kaum messbaren Effekt auf die Ammoniak-Konzentration des Luftstroms durch den Wäscher. Eine rein physikalische Abscheidung des Ammoniaks bei der gewählten Bauform des Sprühwäschers ist nicht praktikabel.

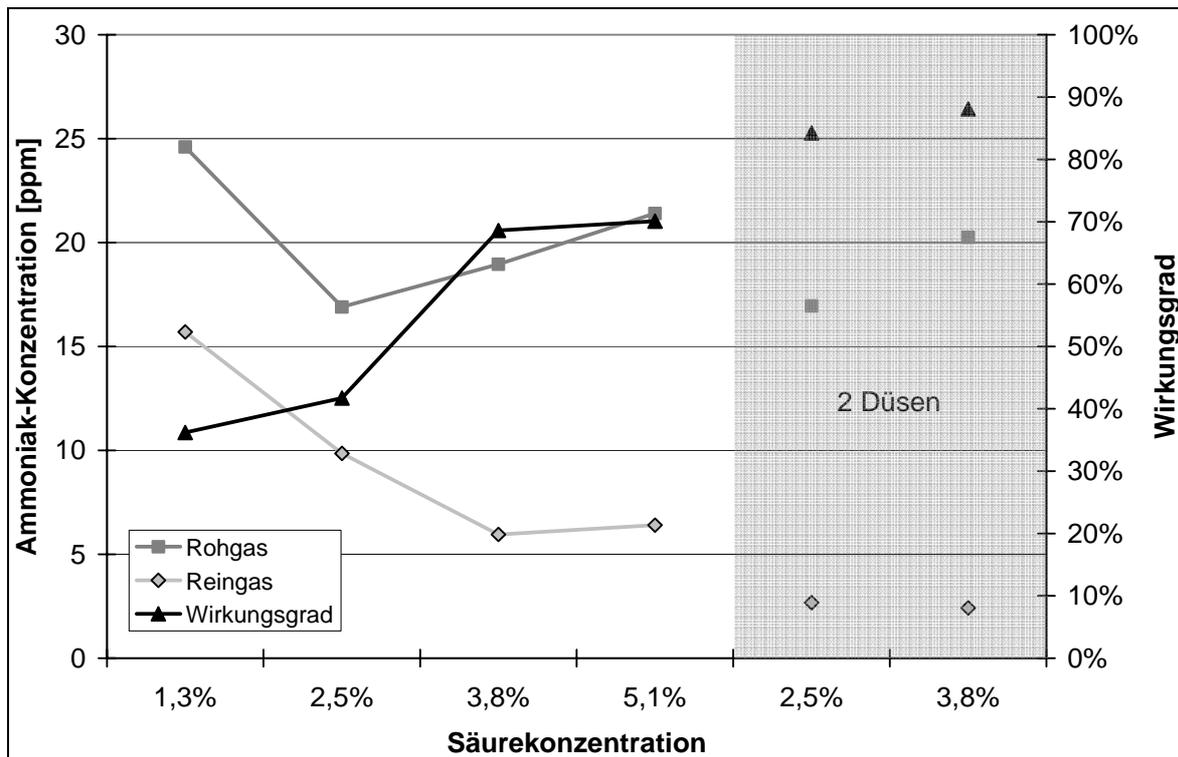


Abbildung 5.10: Ammoniak-Konzentrationen für Roh- und Reingas des Wäschers bei Konzentrationsreihe mit Propionsäure; Messwerterfassung Dräger-CMS

5.2 Ergebnisse Umluftwäscher

5.2.1 Ergebnisse der Langzeitversuche zum Umluftwäscher

Eine Beurteilung des Umluftsystems hinsichtlich der Wirkung auf die Staub- und Ammoniak-Emissionen des Gesamtsystems Stall wird möglich, wenn man die Quellstärke des Stalles, also den Emissionsmassenstrom je Großvieheinheit (500 kg Lebendmasse), während Einsatz der Wäscher mit denen der Referenz vergleicht. Wie bereits erwähnt, wurde im Falle des Umluftsystems der Referenzwert im gleichen Abteil ohne Einsatz der Wäscher ermittelt, da zum einen kein dauerhafter Effekt auf die Quelle von Staub und Ammoniak durch den Betrieb der Wäscher in den Tagen zuvor zu erwarten war und zum anderen die so ermittelten Quellstärken am ehesten vergleichbar waren. Unerwünschte Fremdeinwirkung durch die Lüftung oder ähnliche Fehlerquellen fließen somit als systematische Fehler in die Werte unter Behandlung und in die Referenzwerte gleichermaßen ein. Wird im Folgenden von Wirkungsgrad gesprochen, so entspricht dies dem Minderungsgrad bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenz und wurde gemäß der folgenden Formel ermittelt:

$$\eta = \frac{\dot{m}_{roh} - \dot{m}_{rein}}{\dot{m}_{roh}} \quad Gl. 5.2$$

Mit η : Wirkungsgrad
 \dot{m}_{roh} : Massenstrom des Abteils bei Referenzmessung
 \dot{m}_{rein} : Massenstrom des Abteils bei Wäschereinsatz

Die Ergebnisse zu den Quellstärken für Gesamtstaub der jeweiligen Versuchsvarianten der drei Messperioden sind in Abbildung 5.11 wiedergegeben. Die Reihenfolge der Darstellung der Varianten auf der Abszisse entspricht dem zeitlichen Ablauf der Messungen. Das arithmetische Mittel der Quellstärkenminderung der vier Varianten beträgt 54 %. Auffällig ist der geringe Minderungswert der Messperiode 4. Während dieser Messperiode trat, anders als bei den anderen beiden Messperioden, ein starker Außenklimawechsel auf. Betrug die Außentemperatur während der drei Messtage bei Wäschereinsatz im Durchschnitt 11,8°C so betrug die durchschnittliche Außentemperatur bei der Referenzmessung (d.h. die folgenden drei Tage) nur 4,6°C. Die deutlich höheren Außentemperaturen führten zu höheren Lüftungsraten im Vergleich zu den Tagen der Referenzmessung, wie im Vergleich der Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströme

in Tabelle 5.4 zu erkennen ist (61 % höhere Luftraten gegenüber der Referenz). Somit war der Effekt der Verdünnung durch die erhöhte Luftrate in den Tagen mit Wäschereinsatz deutlich stärker. Zwei Effekte haben die Messungen somit beeinflusst. Zum einen sinkt die Effektivität der Wäscher, wenn die Konzentration des Staubs durch die Verdünnungswirkung hoher Luftraten geringer ist und das Verhältnis aus Umluftvolumenstrom und Abluftvolumenstrom sinkt. Zum anderen ist die Sedimentation im Stall bei niedrigen Luftraten höher und dadurch die Quellstärke vergleichsweise geringer [WZ+00].

Somit weichen während der Messperiode 4 die Rahmenbedingungen von Referenz und behandelter Variante stärker voneinander ab als bei den anderen Messperioden. Der rechnerische Minderungsgrad fällt aufgrund der verminderten Wirksamkeit der Wäscher bei höheren Luftraten und den aufgrund geringerer Lüftungsrate verminderten Quellstärken der Referenz (erhöhte Sedimentation) in dieser Messperiode zu gering aus. Der tatsächliche Minderungsgrad wird unterschätzt.

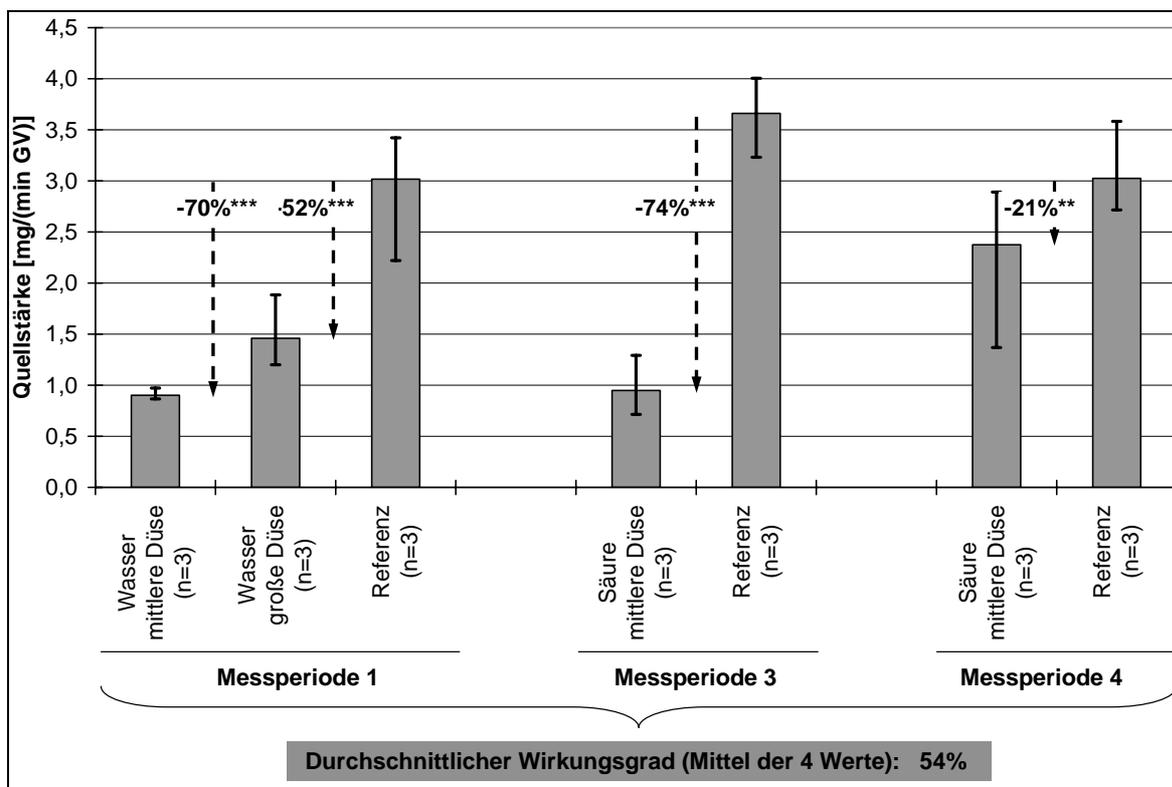


Abbildung 5.11: Quellstärke Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 1.440 Einzelwerten)

Tabelle 5.4: Durchschnittliche Lebendmasse-spezifische Abluftvolumenströme und Klimadaten der Versuchsvarianten zum Umluftsystem; als Mittel der je drei 24h-Mittelwerte

Messperiode	Einstellung	Datum	Abluftvolumenstrom je GV [m ³ /(min GV)]	Abweichung Luftrate zur Referenz	Temperatur innen [°C]	Temperatur außen [°C]	Rel. Luftfeuchte innen [%]	Rel. Luftfeuchte außen [%]
1	Wasser mittlere Düse	26.01.- 28.01.	2,2	-11%	19,0	-1,8	61,5	76,9
1	Wasser große Düse	01.02.- 03.02.	3,1	28%	19,6	5,0	62,7	76,2
1	Referenz	05.02.- 07.02.	2,5		18,6	-1,0	55,6	59,4
3	Säure mittlere Düse	26.02.- 01.03.	2,2	-6%	17,4	-2,8	60,2	46,7
3	Referenz	02.03.- 05.03.	2,3		17,4	-3,2	56,1	53,4
4	Säure mittlere Düse	15.03.- 17.03.	5,1	61%	19,1	11,8	59,4	53,2
4	Referenz	18.03.- 20.03.	3,2		18,0	4,6	54,1	56,8

Der Vergleich der Quellstärken für PM10-Staub bei den verschiedenen Versuchseinstellungen, also die emittierte Staubmasse je GV und Minute aller Partikel bis zu einem Durchmesser von 10 µm, ist in Abbildung 5.12 wiedergegeben. Die Minderungsleistung des Umluftsystems für PM10-Staub liegt auf ähnlichem Niveau wie die für Gesamtstaub. Auch in diesem Fall weicht die Minderungsleistung des Systems in der Messperiode 4 von denen der anderen Messperioden ab. Auch hier ist die Ursache in der Verdünnungswirkung der höheren Luftraten bei den Messungen mit Wäschereinsatz im Vergleich zu den Messungen ohne Wäschereinsatz zu suchen.

Zur Beurteilung des Umluftsystems hinsichtlich des Potenzials zur Emissionsminderung ist neben dem Vergleich der Quellstärken für Staub der Vergleich der Quellstärken für Ammoniak notwendig. Auch in diesem Fall handelt es sich um die rechnerische Größe des Produkts aus Ammoniak-Innenraumkonzentration und Abluftvolumenstrom bezogen auf die Lebendtiermasse bzw. Großvieheinheit (GV). Jeder Tagesmittelwert ist – analog zur Analyse der Staubemission – der Durchschnitt der 1.440 Werte der Quellstärke für jede Minute des 24h-Messzyklus. Die Ergebnisse gibt Abbildung 5.13 wieder.

In den Versuchsvarianten der Messperiode 1 mit ausschließlichem Wassereinsatz wird das Ergebnis der Vorversuche bestätigt, dass eine rein physikalische Ammoniak-Abscheidung mit Wasser auf Abteilebene ohne Effekt bleibt. Differenzen von 7 bzw. 2 Prozent zur Referenz liegen im Rahmen der Messgenauigkeit bzw. der Varianz innerhalb der unterschiedlichen Messtage. Im Durchschnitt der Varianten mit Säureeinsatz ist eine Minderung der Ammoniak-Quellstärke von 34 % festzustellen.

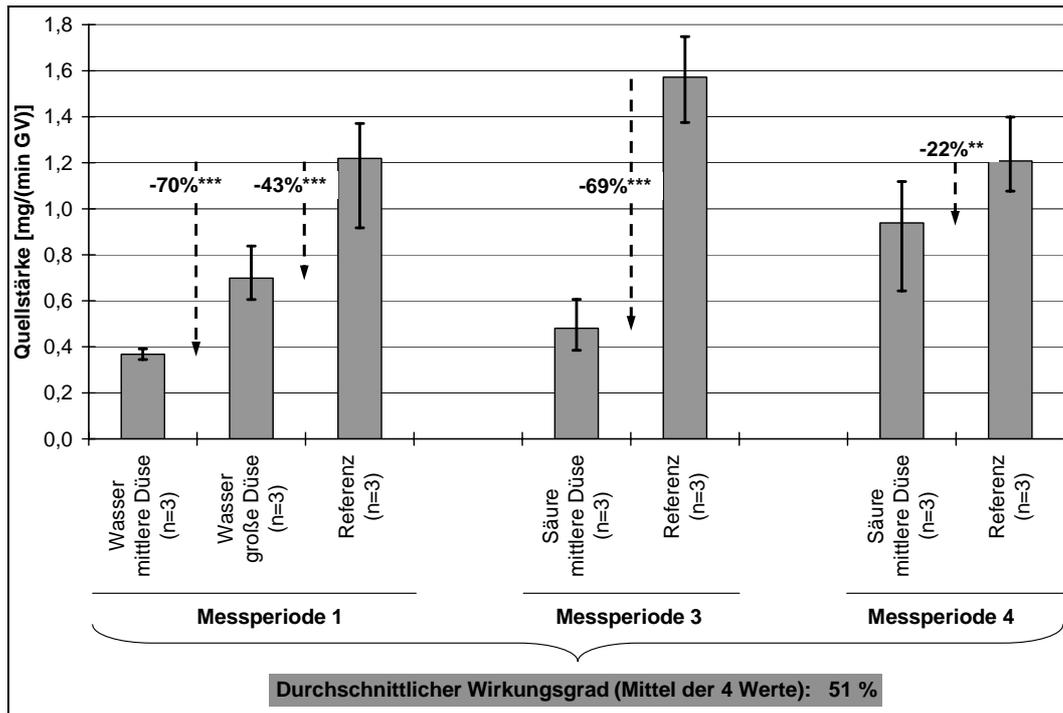


Abbildung 5.12: Quellstärke PM10-Staub des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 1.440 Einzelwerten)

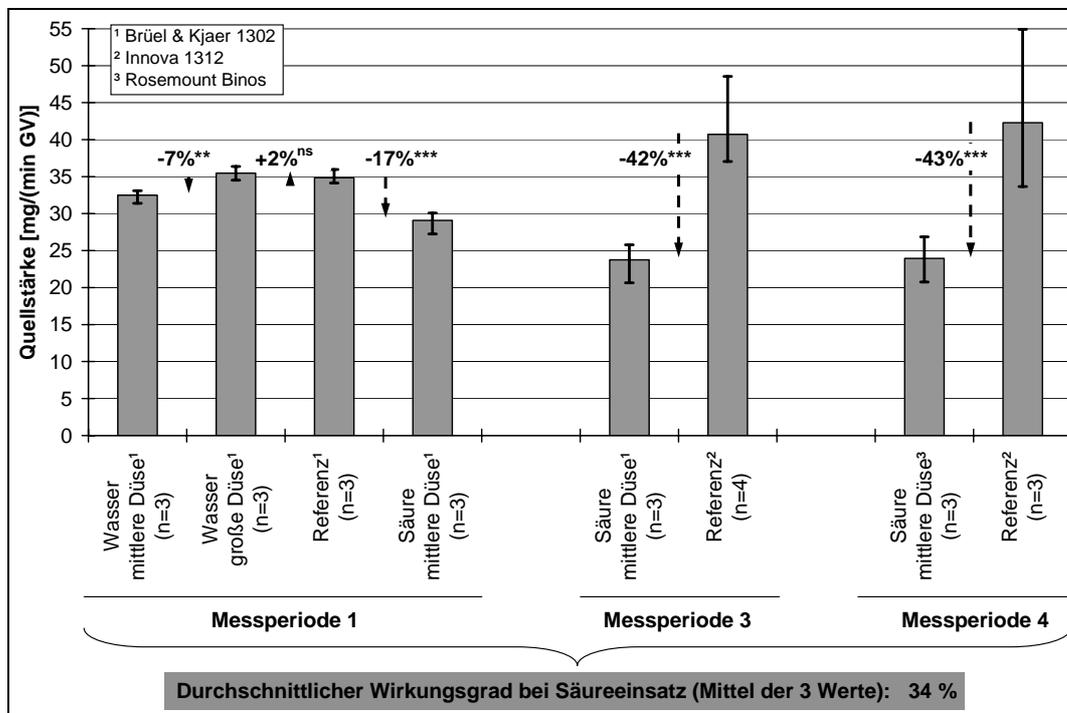


Abbildung 5.13: Quellstärke Ammoniak des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: vornehmlich photoakustisch; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 1.440 Einzelwerten)

Der „Sedimentationseffekt“, der bei den Staubmessungen der Messperiode 4 zu einer Unterschätzung der Minderungsleistung geführt hatte, ist bei Ammoniak nicht festzustellen. Gase unterliegen nicht den Trägheitskräften, die bei den geringen Lüftungsraten der Referenzmessung zu einer verstärkten Sedimentation und geringerer Emission im Falle von Staub geführt hatten.

Die Ergebnisse zu den Messungen der Quellstärken von Staub und Ammoniak für das Umluftsystem sind zusammenfassend in Tabelle 5.5 wiedergegeben.

Tabelle 5.5: Zusammenfassende Darstellung der Messergebnisse zu den Quellstärken von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Umluftsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Wirkungsgrade bzw. Minderungsgrade

	Messperiode	Einstellung	Datum in 2005	Staub		Ammoniak
				Quellstärke Gesamtstaub Streulichtspektrometer [mg/(min GV)]	Quellstärke PM10-Staub Streulichtspektrometer [mg/(min GV)]	Quellstärke Ammoniak photoakustisches Messsystem (B&K) [mg/(min GV)]
Durchschnittswerte	1	Wasser mittlere Düse ¹	26.01.- 28.01.	0,90	0,37	32,5
	1	Wasser große Düse ¹	01.02.- 03.02.	1,46	0,70	35,5
	1	Referenz ¹	05.02.- 07.02.	3,02	1,22	34,8
	1	Säure mittlere Düse ¹	08.02.- 10.02.	NA	NA	29,1
	3	Säure mittlere Düse ¹	26.02.- 01.03.	0,95	0,48	23,8
	3	Referenz ²	02.03.- 05.03.	3,66	1,57	40,7
	4	Säure mittlere Düse ³	15.03.- 17.03.	2,37	0,94	23,9
	4	Referenz ²	18.03.- 20.03.	3,02	1,21	42,3
Minderung gegen- über Referenz	1	Wasser mittlere Düse		-70%***	-70%***	-7% **
	1	Wasser große Düse		-52%***	-43%***	2% ns
	1	Säure mittlere Düse		NA	NA	-17%***
	3	Säure mittlere Düse		-74%***	-69%***	-42%***
	4	Säure mittlere Düse		-21%**	-22%**	-43%***
	Durchschnittliche Minderung				-54%	-51%

¹ Brüel & Kjaer 1302

² Innova 1312 (Messwerte mittels Kalibrationsmessung abgeglichen)

³ Rosemount Binos (Messwerte mittels Kalibrationsmessung abgeglichen)

ns nicht signifikant ($p > 0,05$)

* signifikant ($p \leq 0,05$)

** sehr signifikant ($p \leq 0,01$)

*** höchst signifikant ($p \leq 0,001$)

Es kann die Aussage abgeleitet werden, dass durch Einsatz der Umluftwäscher eine Halbierung der Tiermasse-spezifischen Staubemissionen erreicht wird und bei Einsatz von Säuren die Tiermasse-spezifischen Ammoniak-Emissionen um ein Drittel gesenkt werden können.

Neben dieser Umwelt-relevanten Aussage zur Wirksamkeit des Systems stellt sich die Frage, inwieweit sich diese Ergebnisse in einer Minderung der Innenraumkonzentrationen der Schadsubstanzen niederschlagen, d.h. welche positiven Effekte auf die Lebensbedingungen der Tiere und Arbeitsbedingungen der Menschen festgestellt wurden. Aus den Ergebnissen zum Vergleich der Innenraumkonzentrationen gemäß Tabelle 5.6 wird deutlich, dass die Minderungswirkung auf die Innenraumkonzentrationen (berechnet gemäß Gleichung 5.1) die Wirkung auf die Emissionen übersteigt. So lagen die Staubkonzentrationen im Abteil bei Einsatz der Umluftwäscher im Durchschnitt um mehr als 60 % unter dem Referenzwert (gleiches Abteil ohne Einsatz der Wäscher). Die Ammoniak-Konzentrationen im Abteil konnten gegenüber der Referenz bei Säureeinsatz in den Wäschern im Durchschnitt um mehr als 45 % gesenkt werden. Die Details zu den Messergebnissen gibt Abbildung 5.14 für die Gesamtstaubkonzentrationen und Abbildung 5.15 für die Ammoniak-Konzentrationen wieder.

Tabelle 5.6: Zusammenfassende Darstellung der Messergebnisse zu den Innenraumkonzentrationen von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Umluftsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Minderungsgrade

	Messperiode	Einstellung	Datum in 2005	Staub		Ammoniak
				Massenkonzentration Gesamtstaub Streulichtspektrometer [mg/m ³]	Massenkonzentration PM10-Staub Streulichtspektrometer [mg/m ³]	Volumenkonzentration Ammoniak photoakustisches Messsystem (B&K) [ppm]
Durchschnittswerte	1	Wasser mittlere Düse ¹	26.01. - 28.01	0,40	0,16	21,2
	1	Wasser große Düse ¹	01.02. - 03.02	0,45	0,22	16,0
	1	Referenz ¹	05.02. - 07.02	1,17	0,48	20,5
	1	Säure mittlere Düse ¹	08.02. - 10.02	NA	NA	12,8
	3	Säure mittlere Düse ¹	26.02.- 01.03.	0,42	0,21	15,9
	3	Referenz ²	02.03.- 05.03	1,51	0,65	25,6
	4	Säure mittlere Düse ³	15.03.-17.03.	0,44	0,18	6,9
	4	Referenz ²	18.03.- 20.03.	0,93	0,37	18,9
Minderung gegen- über Referenz	1	Wasser mittlere Düse		-66%***	-66%***	3% *
	1	Wasser große Düse		-62%***	-55%***	-22%***
	1	Säure mittlere Düse		NA	NA	-37%***
	3	Säure mittlere Düse		-72%***	-67%***	-38%***
	4	Säure mittlere Düse		-52%***	-52%***	-63%***
	Durchschnittliche Minderung				-63%	-60%

¹ Brüel & Kjaer 1302

² Innova 1312 (Messwerte mittels Kalibrationsmessung abgeglichen)

³ Rosemount Binos (Messwerte mittels Kalibrationsmessung abgeglichen)

ns nicht signifikant ($p > 0,05$)

* signifikant ($p \leq 0,05$)

** sehr signifikant ($p \leq 0,01$)

*** höchst signifikant ($p \leq 0,001$)

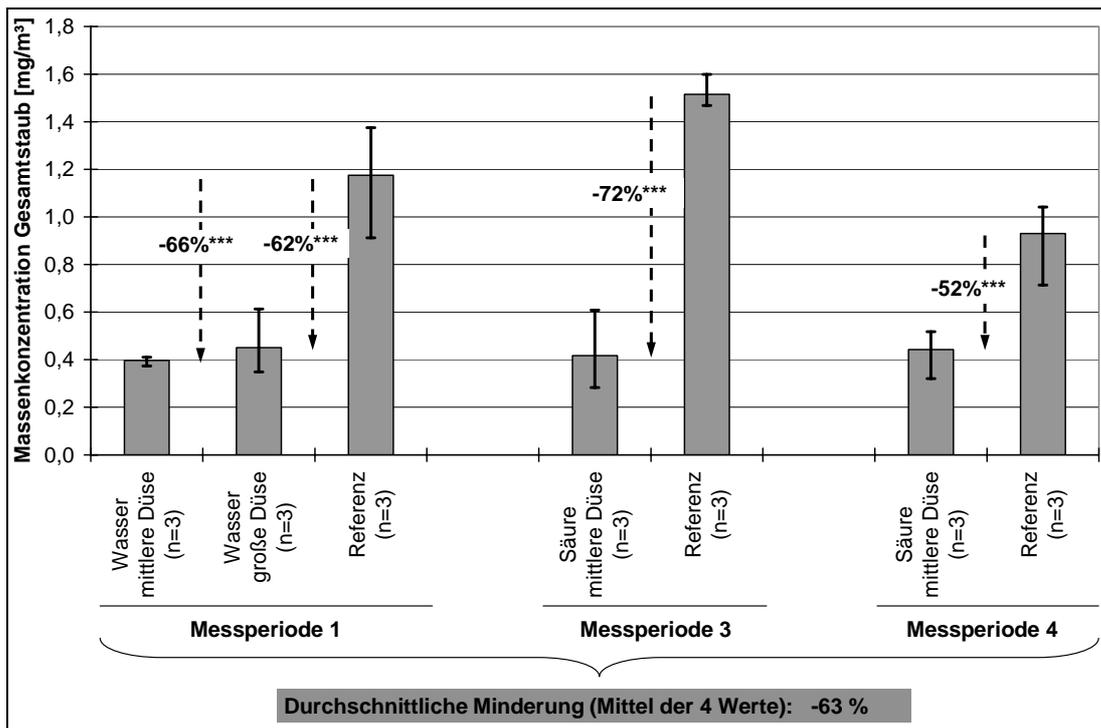


Abbildung 5.14: Massenkonzentration Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte

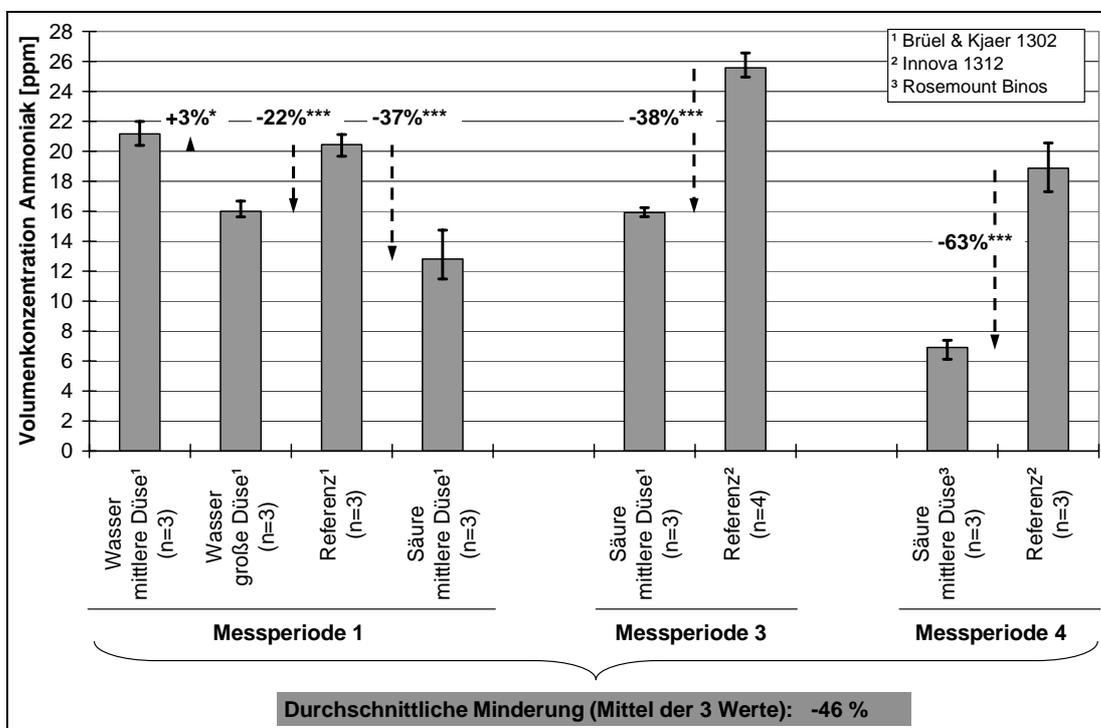


Abbildung 5.15: Ammoniak-Volumenkonzentration in der Raumluft des Abteils bei Einsatz der Umluftwäscher im Vergleich zur Referenzmessung; Messsystem: photoakustisch; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte

5.2.2 Detailanalyse zur Charakterisierung des Umluftsystems

Die weiterführende Analyse zur Charakterisierung des Umluftsystems diene der Klärung von systemtypischen Zusammenhängen. Zu diesem Zweck wurden zwei Messtage herangezogen, die sowohl hinsichtlich ihrer klimatischen und lüftungstechnischen Rahmenbedingungen vergleichbar waren als auch von den Messwerten zu den Quellstärken und Konzentrationen typisch für die jeweilige Messperiode waren. Der 28.02.05 und der 04.03.05 der Messperiode 3 erfüllten diese Voraussetzungen. Die Rahmenbedingungen sind in Tabelle 5.7 wiedergegeben.

Tabelle 5.7: Rahmenbedingungen der zur weiteren Analyse herangezogenen Messtage; Durchschnitt aus den Minutenwerten der 24h-Messung

	Behandeltes Abteil 28.02.05	Referenz 04.03.05
Abluftvolumenstrom je GV [m ³ /(min GV)]	2,2	2,2
Temperatur innen [°C]	17,3	17,3
Temperatur außen [°C]	-2,8	-4,0
Relative Luftfeuchte innen [%]	59,2	56,0
Relative Luftfeuchte außen [%]	36,8	48,3

Trägt man die 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub (Abbildung 5.16) und Ammoniak (Abbildung 5.17) im Vergleich der Werte mit Umluftwäschereinsatz und Referenz gegeneinander auf, so ist in beiden Fällen ein typischer Tagesverlauf sowohl bei Systemeinsatz als auch bei der Referenzmessung feststellbar. Der Tagesverlauf wird charakterisiert durch die in den Tagstunden generell höheren Emissionen. Diese sind vor allem durch die höheren Lüftungsraten während der Tagstunden zu erklären, die in den Regeleingriffen der Lüftungssteuerung zum Konstanthalten der Innenraumtemperatur begründet sind. Höhere Lüftungsraten aufgrund gestiegener Außentemperaturen bzw. erhöhter Energieabgabe der Schweine durch höhere Aktivität bei Tage treiben die Emissionswerte. Speziell im Falle der Staubemissionen wird dieser Effekt durch die Spitzenwerte der Tieraktivität während der Fütterungszeiten verstärkt, worin die typischen Staubemissionsspitzen während der Fütterungszeit begründet liegen.

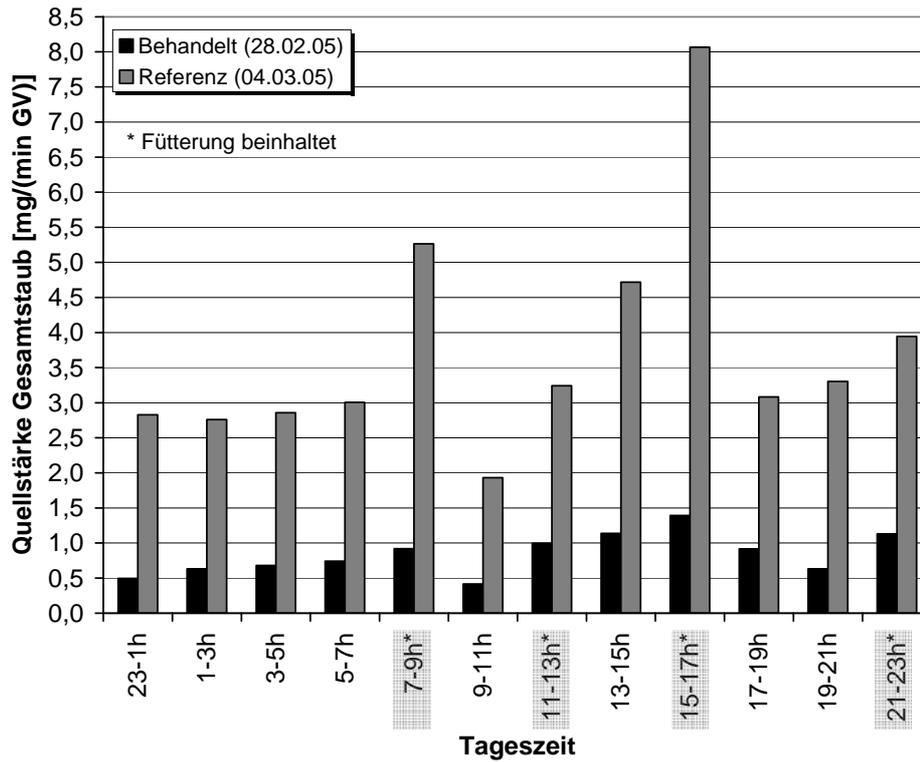


Abbildung 5.16: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub bei Einsatz der Umluftwäscher (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)

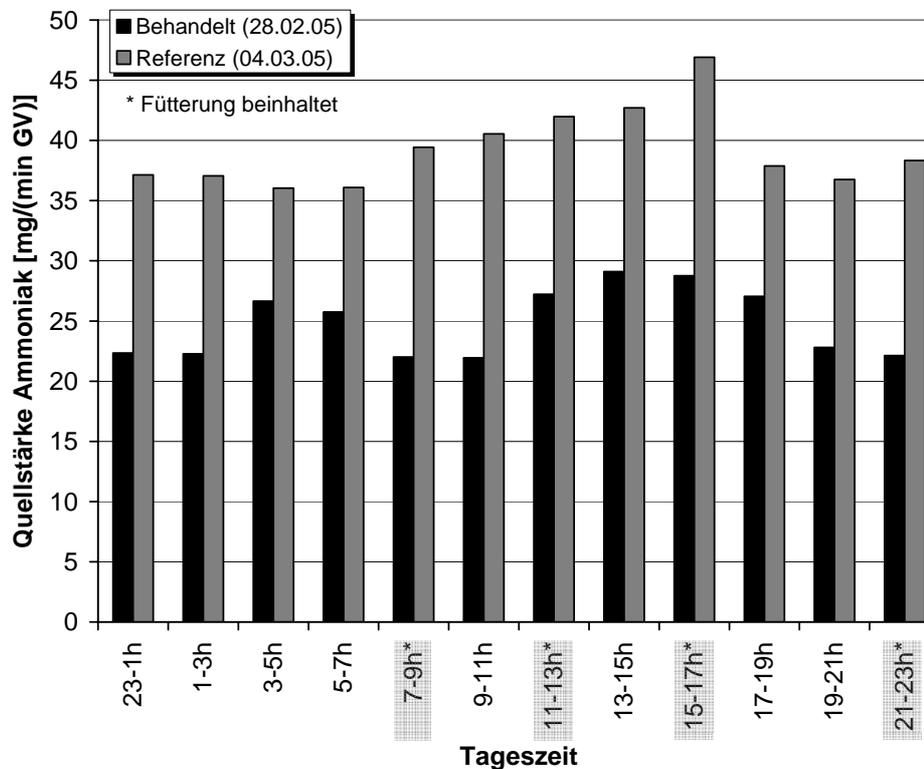


Abbildung 5.17: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Ammoniak bei Einsatz der Umluftwäscher unter Säurezufuhr (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)

Im Sinne einer Charakterisierung des Umluftsystems können folgende Aussagen getroffen werden:

- Der tagescharakteristische Verlauf der Quellstärken für Staub und Ammoniak bei Einsatz des Umluftsystems entspricht dem der Referenzmessung, liegt jedoch auf einem deutlich niedrigeren Niveau.
- Die im Falle der Staubemission typischen Emissionsspitzen während der Fütterungszeiten sind auch im Falle des Umluftsystems zu erkennen, im Vergleich zur Referenz aber schwächer ausgeprägt.
- Die Schwankungsbreite der Ammoniak-Emissionen ist geringer als die der Staubemissionen.

Hieraus folgt die Hypothese, dass die Staubemissionen unter den gegebenen klimatischen Bedingungen des Messzeitraumes vornehmlich von der Tieraktivität dominiert werden, die Ammoniak-Emissionen hingegen hauptsächlich durch die Lüftungsrate dominiert werden. Die folgenden Analysen und Darstellungen dienen der Bestätigung dieser Arbeitshypothese. Hierzu wurden die Stundenmittelwerte (Durchschnitt der 60 Minutenwerte) der beiden Beispielmesstage herangezogen. Die Korrelation der Quellstärke für Gesamtstaub und des Abluftvolumenstromes (siehe Abbildung 5.18) liegt auf der Hand angesichts der Tatsache, dass der Abluftvolumenstrom ein Faktor im Produkt zur Berechnung der Quellstärke ist. Es zeigt sich jedoch, dass bei Einsatz des Umluftsystems im Vergleich zur Referenz die Quellstärke für Staub deutlich schwächer durch den Abluftvolumenstrom dominiert wird. Dies wird deutlich an der um den Faktor 10 geringeren Steigung der Trendgeraden und des geringeren Korrelationskoeffizienten (0,56 statt 0,81) bei Einsatz des Umluftsystems. Aus der Literatur ist mit steigendem Abluftvolumenstrom ein Sinken der Staubkonzentration im Abteil durch den zunehmenden Verdünnungseffekt zu erwarten [WZ+00]. Dies wird durch die Stundenmittel der Messergebnisse der zwei Versuchstage nicht bestätigt. Abbildung 5.19 zeigt einen deutlichen Anstieg der Staubkonzentration mit Zunahme des Abluftvolumenstroms. Bei Einsatz des Umluftsystems ist dieser Effekt jedoch kaum oder gar nicht feststellbar. Im Falle der Referenzmessung kann die Zunahme der Konzentration mit der Lüftungsrate damit erklärt werden, dass die Tieraktivität und die damit einhergehende Konzentrationserhöhung den Effekt der Verdünnung überlagert [Ped93]. Generell sind die Lüftungsraten im Winter typischerweise minimal. Eine Erhöhung der Lüftungsrate

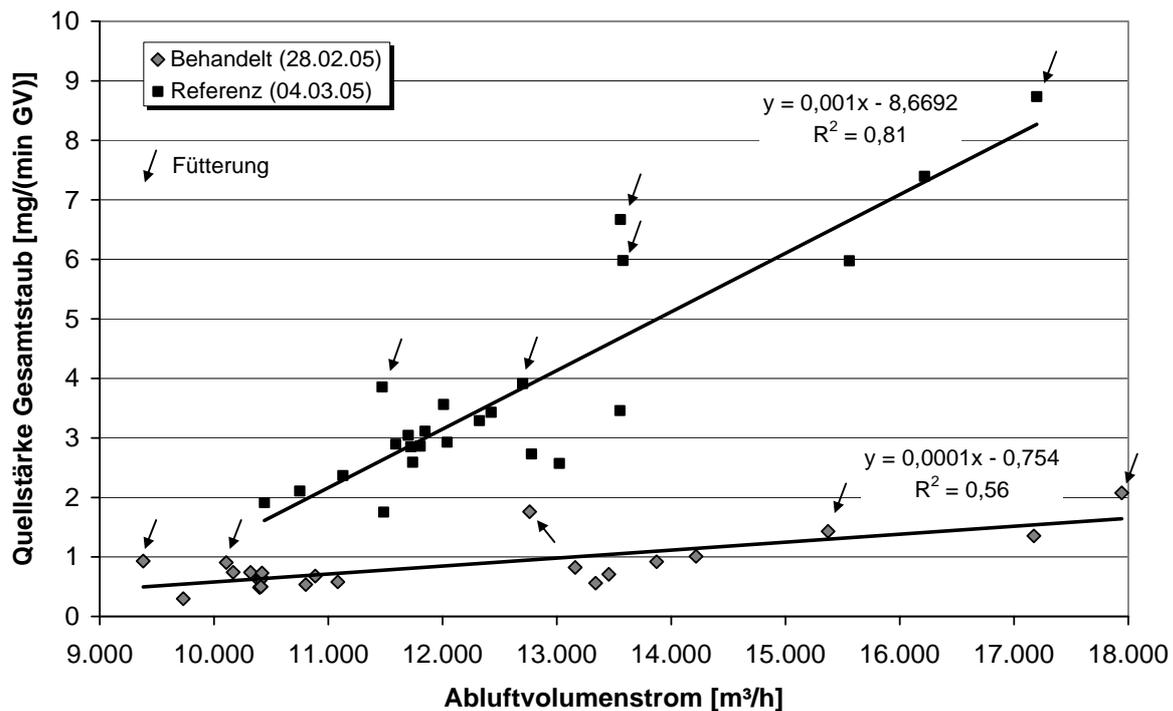


Abbildung 5.18: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Einsatz der Umluftwäscher (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)

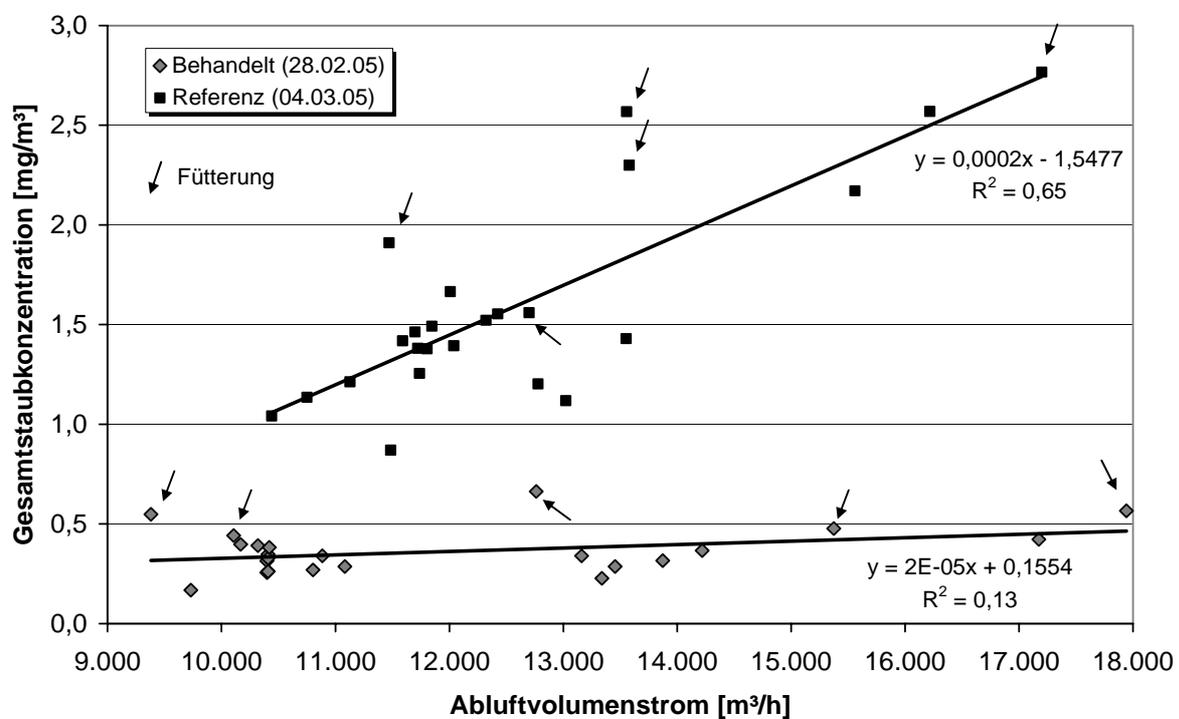


Abbildung 5.19: Stundenmittelwerte der Massenkonzentration für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Einsatz der Umluftwäscher (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)

während der Tagesstunden ist vornehmlich durch eine erhöhte Energieabgabe der Tiere aufgrund erhöhter Aktivität zurückzuführen. Diese bedingt eine Zunahme der Staubkonzentration in einem Maße, dass der Verdünnungseffekt durch die höhere Lüftrate überkompensiert wird.

Im Falle der Ammoniak-Quellstärken und Ammoniak-Konzentrationen entsprechen die Ergebnisse aus der Analyse der Stundenmittel den aus der Literatur erwarteten Zusammenhängen [HH+99]. Die Quellstärke steigt mit zunehmendem Abluftvolumenstrom an (Abbildung 5.20), wobei die Konzentration aufgrund der zunehmenden Verdünnung sinkt (Abbildung 5.21). Die Lüftungsrate dominiert somit sowohl die Quellstärke als auch die Innenraumkonzentration des Ammoniaks.

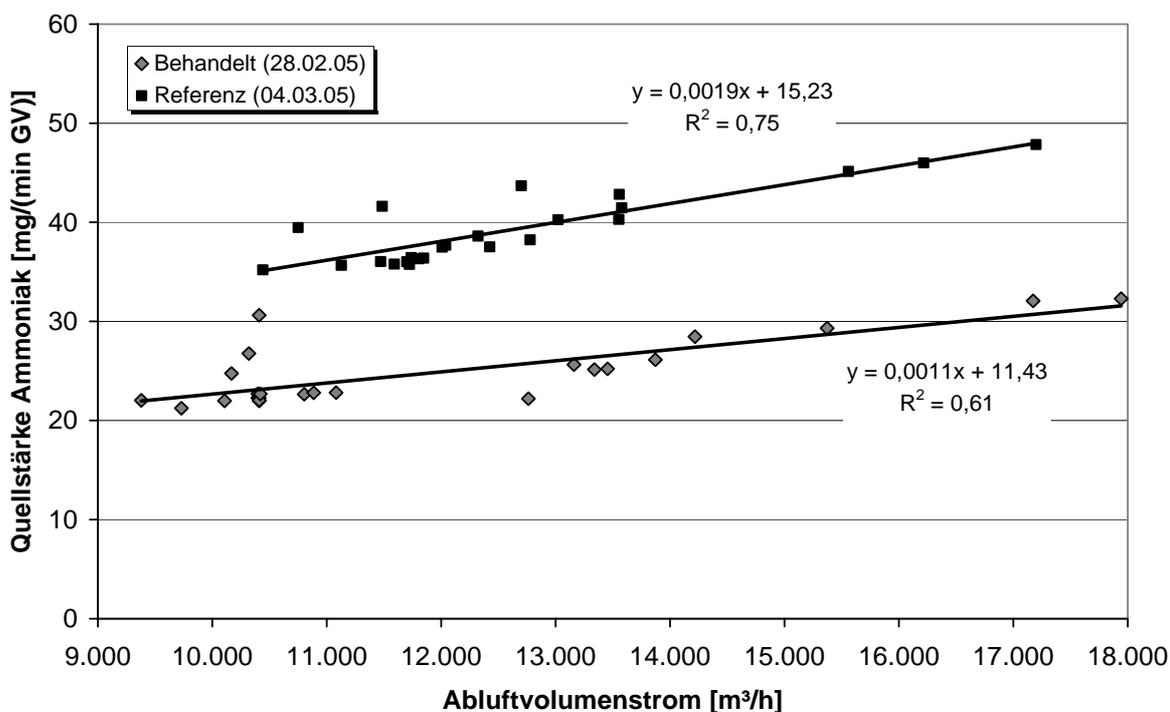


Abbildung 5.20: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Ammoniak in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb unter Säureeinsatz (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)

Als charakteristisch für das Umluftsystem bei Säureeinsatz kann aus den Abbildungen abgeleitet werden:

- Die Quellstärke für Ammoniak steigt mit zunehmendem Abluftvolumenstrom an, liegt jedoch beim Einsatz des Umluftsystems (inkl. Säurezugabe) auf geringerem

Niveau. Die Trendgerade bei den Werten zum Umluftsystem weist eine leicht geringere Steigung auf.

- Der Abluftvolumenstrom dominiert sowohl die Quellstärke für Ammoniak als auch die Konzentration derart, dass durch die zunehmende Verdünnung die Innenraumkonzentration sinkt. Die Tieraktivität hat bei Ammoniak anders als bei der Staubkonzentration unter den gegebenen Randbedingungen keinen dominierenden Einfluss.

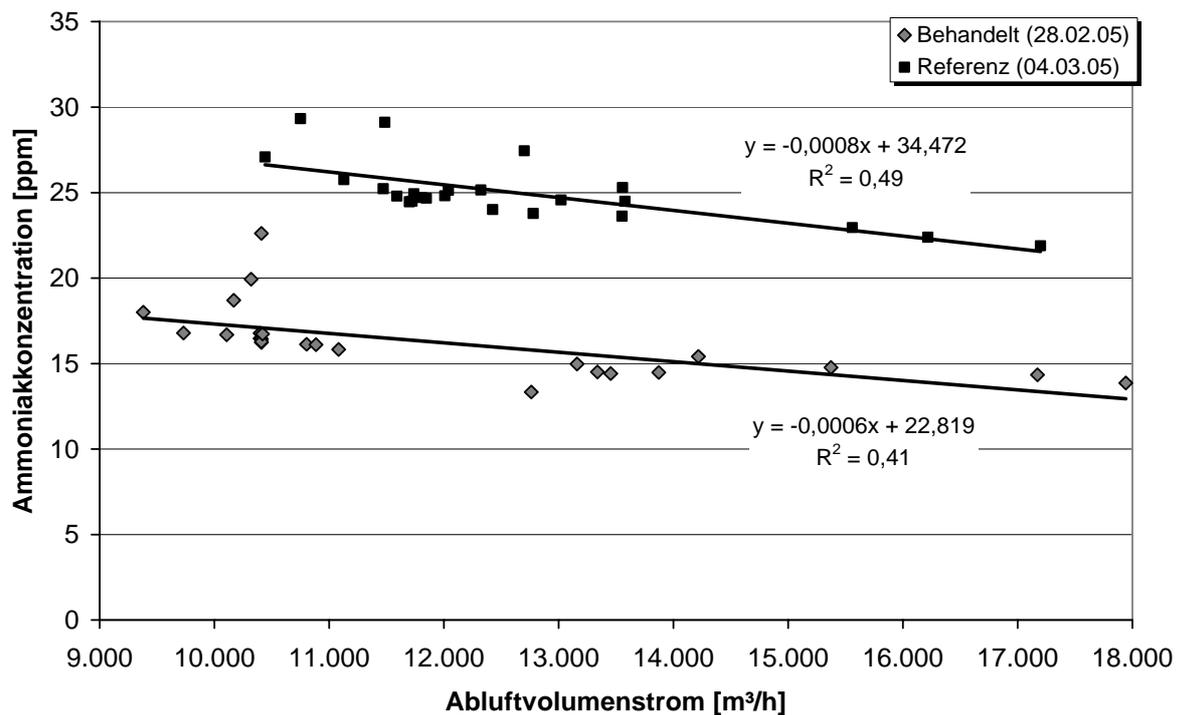


Abbildung 5.21: Stundenmittelwerte der Volumenkonzentration von Ammoniak in Abhängigkeit vom Abluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb unter Säureeinsatz (28.02.05) und bei Referenzmessung (04.03.05)

Ein Maß für die Intensität der Luftbehandlung ist das Verhältnis aus Abluftvolumenstrom und Umluftvolumenstrom. Je kleiner dieses Verhältnis, desto intensiver wird die Luft behandelt bevor sie den Stall verlässt. Ein Ansatz zur Optimierung des Systems hinsichtlich Regelbarkeit zur Erlangung eines konstanten Minderungsgrades wäre gegeben, wenn eine klare Korrelation zwischen Abluft-/Umluftverhältnis und Minderungsleistung des Systems gegeben wäre. Abbildung 5.22 widerlegt jedoch diesen Ansatz. Trägt man den Minderungsgrad der Quellstärken bei Systemeinsatz zur Referenz über das Verhältnis aus Abluftvolumenstrom und Umluftvolumenstrom auf (Stundenmittelwerte der zwei ausgewählten Messtage), so zeigt sich nahezu keine Korrelation. Hier wird wiederum der

Einfluss der häufig dominanten Randbedingung, wie z.B. der Tieraktivität für Staub, deutlich. Betrachtet man die durch die Randbedingungen weniger beeinflussten Nachtstunden von 23h bis 6h (besonders die Tieraktivität ist auf konstantem, geringem Niveau), so ist die Korrelation ausgeprägter (siehe Abbildung 5.23).

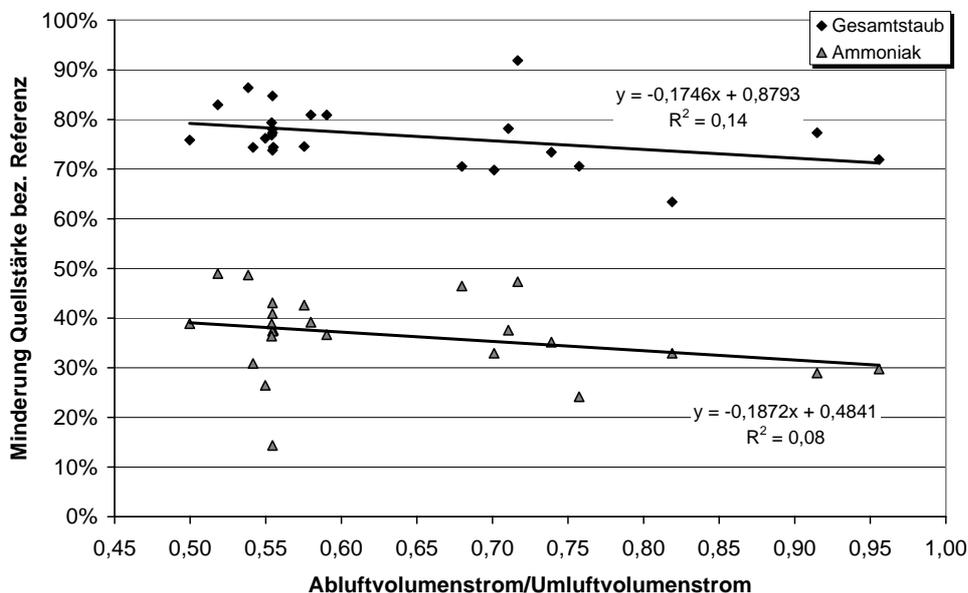


Abbildung 5.22: Minderung der Quellstärke von Gesamtstaub und Ammoniak in Abhängigkeit vom Verhältnis Abluftvolumenstrom zu Umluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb unter Säureinsatz (28.02.05) gegenüber der Referenzmessung (04.03.05); Darstellung der Stundenmittelwerte

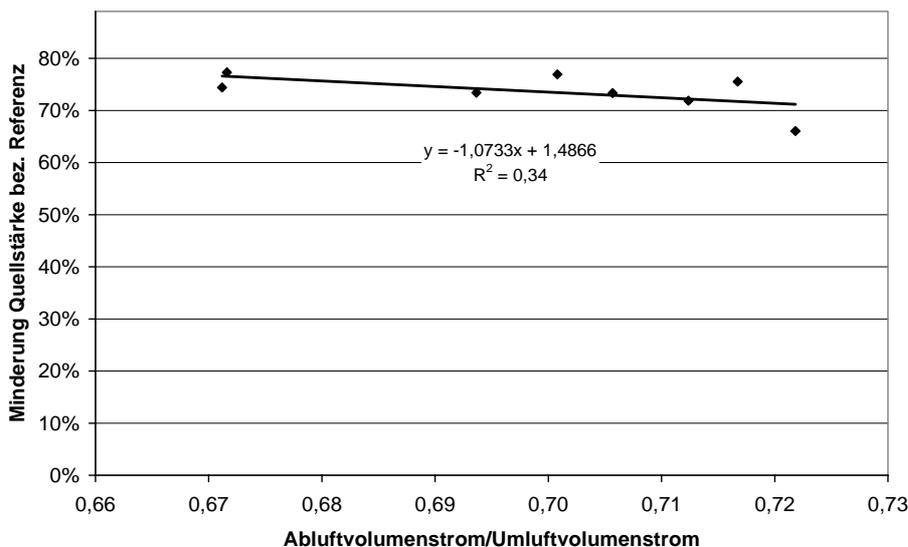


Abbildung 5.23: Minderung der Quellstärke von Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Verhältnis Abluftvolumenstrom zu Umluftvolumenstrom bei Umluftwäscherbetrieb (28.02.05) gegenüber der Referenzmessung (04.03.05); Darstellung der Stundenmittelwerte der Nachtstunden (23h bis 6h)

Mit dieser Analyse wird so zum einen die Arbeitshypothese ansatzweise bestätigt, zum anderen der dominierende Einfluss der Tieraktivität auf die Quellstärke des Gesamtstaubs deutlich. Die festgestellte Korrelation fällt jedoch zu schwach aus, um eine Systemregelung aufbauend auf diesem Zusammenhang sinnvoll erscheinen zu lassen bzw. die Motivation zu weiterführender Analyse darzustellen.

5.3 Ergebnisse Sprühsystem

5.3.1 Ergebnisse der Langzeitversuche zum Sprühsystem

Analog der Beurteilung des Umluftsystems wurden die Quellstärken für Staub und Ammoniak des Abteils 1, in dem das Sprühsystem installiert war (und wie beschrieben betrieben wurde), gemessen. Die Ergebnisse wurden mit denen des Referenzabteils (Abteil 2) verglichen. Auf dieser Basis konnte die Wirkung des Sprühsystems auf die Emissionen beurteilt werden. Der Minderungs- bzw. Wirkungsgrad des Systems wurde gemäß Gleichung 5.3 berechnet.

$$\eta = \frac{\dot{m}_{roh} - \dot{m}_{rein}}{\dot{m}_{roh}} \quad \text{Gl. 5.3}$$

Mit η : Wirkungsgrad bzw. Minderungsgrad

\dot{m}_{roh} : Massenstrom des Referenzabteils (Abteil 2)

\dot{m}_{rein} : Massenstrom des Abteils 1 bei periodischem Einsatz des Sprühsystems

Anders als beim Umluftsystem wurden beim Sprühsystem die Messungen unter Einsatz des Sprühsystems und die Referenzmessungen in verschiedenen Abteilen durchgeführt. Um die Fehlerquelle bei der Berechnung der Quellstärke möglichst gering zu halten, wurden die tatsächlich geförderten Luftvolumina der jeweiligen Ventilator Typen in den vier Lüftungsstufen mittels vorgeschaltetem Messventilator einmalig bestimmt und diese Messwerte zur Korrektur der Soll-Fördermengen (aufgezeichnet durch den Lüftungscomputer) für die weiteren Kalkulationen der Quellstärke herangezogen. Die Quellstärke entsprach dabei dem auf die Lebendmasse der Tiere bezogenen Emissionsmassenstrom (berechnet aus dem Produkt der Innenraumkonzentration der jeweiligen Substanz und dem Abluftvolumenstrom – entsprechend der Kalibrationsmessung korrigiert).

Die Ergebnisse zu den Quellstärken für Gesamtstaub der Varianten der drei Messperioden sind in Abbildung 5.24 wiedergegeben. Die Reihenfolge der Darstellung der Varianten auf der Abszisse entspricht dem zeitlichen Ablauf der Messungen. Zur Quellstärkenberechnung wurden dabei nur die Messwerte des Streulichtspektrometers 15 Minuten vor jedem Sprühzyklus – entsprechend der in Abbildung 5.2 beschriebenen Analyse­methode – herangezogen (d.h., ein Tageswert entspricht dem Durchschnitt aus 720 Minutenwerten). Das arithmetische Mittel der Quellstärkenminderung der sechs Varianten beträgt 68 %.

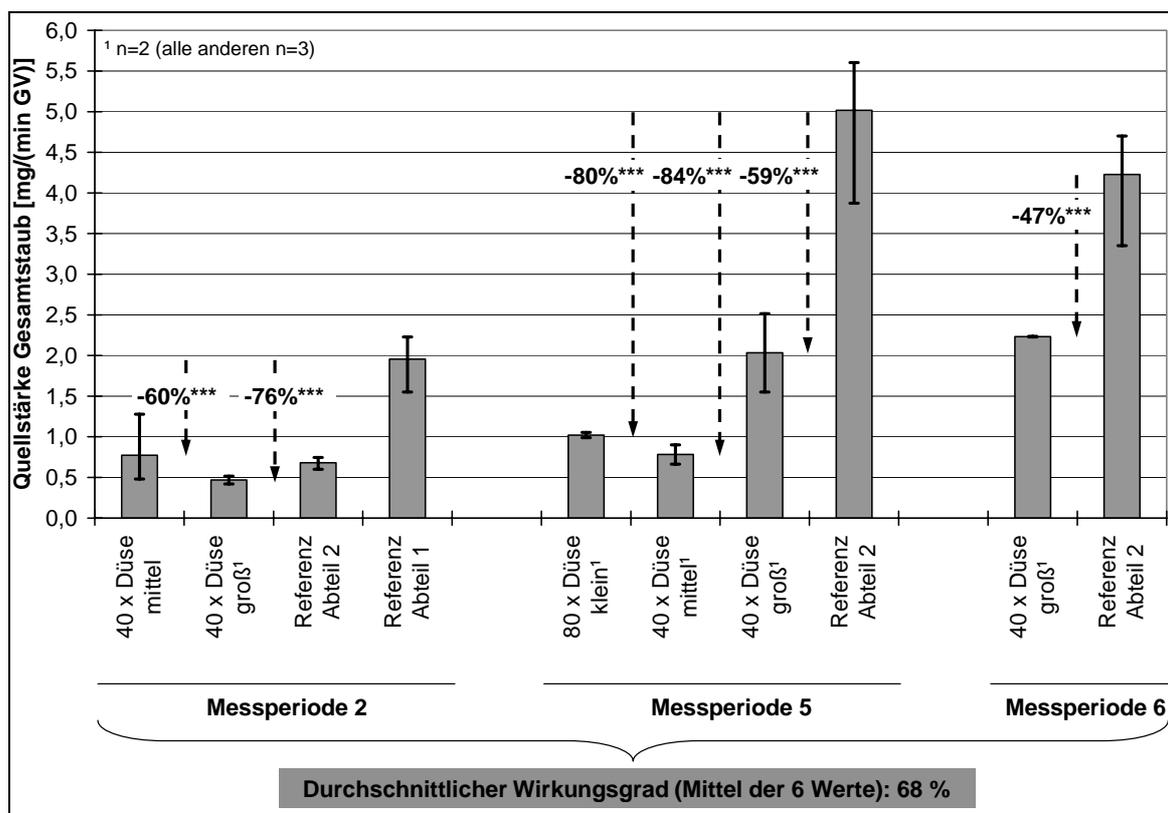


Abbildung 5.24: Quellstärke Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 720 Einzelwerten bzw. bei Referenz 1.440)

Die diesen Varianten zugrunde liegenden Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströme und Klimadaten sind in Tabelle 5.8 wiedergegeben. Die Frage, welcher Düsentyp zur Staubabscheidung besser geeignet ist, kann aus Abbildung 5.24 nicht direkt abgeleitet werden.

Tabelle 5.8: Durchschnittliche Lebendmasse-spezifische Abluftvolumenströme und Klimadaten der Versuchsvarianten zum Sprühsystem; als Mittel der je drei 24h-Mittelwerte

Messperiode	Einstellung	Datum	Abluftvolumenstrom je GV [m ³ /(min GV)]	Abweichung Lüfrate zur Referenz ¹	Temperatur innen [°C]	Temperatur außen [°C]	Rel. Luftfeuchte innen [%]	Rel. Luftfeuchte außen [%]
2	40 x Düse mittel	12.02. - 15.02.	1,3	2%	19,2	2,5	69,3	36,3
2	40 x Düse groß	15.02. - 18.02.	0,9	-30%	18,5	-0,6	67,8	22,4
2	Referenz Abteil 2	19.02. - 22.02.	1,0		19,4	1,1	54,7	36,7
2	Referenz Abteil 1	23.02. - 26.02.	1,3		19,2	0,0	60,9	39,3
5	80 x Düse klein	21.03. - 26.03.	3,5	-27%	19,6	10,7	64,2	21,3
5	40 x Düse mittel	26.03. - 29.03.	3,6	-25%	19,8	11,1	70,2	27,1
5	40 x Düse groß	30.03. - 02.04.	2,5	-48%	19,0	8,7	58,4	-
5	Referenz Abteil 2	03.04. - 05.04.	4,8		20,6	12,0	46,3	-
6	40 x Düse groß	10.04. - 16.04.	3,3	-36%	19,5	9,2	66,3	-
6	Referenz Abteil 2	13.04. - 15.04.	5,2		20,6	13,0	53,9	-

¹ für Messperiode 2 Referenz Abteil 1, für alle anderen Referenz Abteil 2

Ruft man sich die grundlegenden Zusammenhänge der Staubproduktion in der Tierhaltung aus Kapitel 2.2.1.3 in Erinnerung, so beschreibt GUSTAFSSON die Massenbilanz wie folgt [Gus89]:

$$m = q * (C_s - C_0) + S + F \quad \text{Gl. 2.2}$$

- m: Staubproduktion [mg/h]
q: Lüftungsrate [m³/h]
C_S: Staubkonzentration Abluft [mg/m³]
C₀: Staubkonzentration Zuluft bzw. Außenluft [mg/m³] ~0
S: Sedimentierter Staub [mg/h]
F: Staubmenge von luftreinigenden Einrichtungen gebunden [mg/h]

Geht man davon aus, dass C₀ näherungsweise 0 ist, für das Sprühsystem die Faktoren S und F nicht voneinander zu trennen sind und eher als ΔSF, d.h. der Differenz zur Referenz, beschrieben werden sollten und die Staubproduktion innerhalb einer Messperiode näherungsweise konstant ist, so ergibt sich als Gleichung (Index 1 steht für Versuchsvariante 1, Index 2 für Versuchsvariante 2 und der Index I allgemein für Innenraumkonzentration):

$$m = const = q_1 * C_{I1} + \Delta SF_1 = q_2 * C_{I2} + \Delta SF_2 = q_{\text{Referenz}} * C_{I \text{ Referenz}} \quad \text{Gl. 5.4}$$

Die gewonnene Datenbasis wurde nicht dazu herangezogen, die Zusammenhänge quantitativ zu beschreiben. Die Variablen q und ΔSF sind voneinander abhängig: Durch

die Verdunstungskühlung beim Sprühen wird die Lüftungsrate beeinflusst und die Lüftungsrate beeinflusst die Sedimentationsgeschwindigkeit der Ölemulsionströpfchen und damit ihre Wirkung auf die Staubagglomeration und Ammoniak-Bindung. Qualitativ lassen sich die Zusammenhänge jedoch wie folgt beschreiben:

Unterscheiden sich die Innenraumkonzentrationen zweier Varianten, so kann dies zurückgeführt werden auf eine veränderte Lüftungsrate, d.h. Δq_1 oder eine veränderte Wirksamkeit des Sprühsystems ΔSF_1 auf die Staubbindung. Praktisch heißt dies, dass die Innenraumkonzentration im Vergleich zweier Varianten kleiner ist, wenn die Lüftungsrate vergleichsweise größer ist und/oder die Wirksamkeit des Sprühsystems größer ist. Die Umformung der Gl. 5.5 macht dieses deutlich:

$$C_{I1} = \frac{m - \Delta SF_1}{q_1} \Leftrightarrow \Delta SF_1 = m - C_{I1} * q_1 \quad \text{Gl. 5.5}$$

Eine Aussage zur Wirksamkeit der Staubbindung (ΔSF) der verschiedenen Versuchsvarianten ist nur dann möglich, wenn man sowohl die Änderung der Lüftungsrate als auch die Änderung der Konzentration berücksichtigt. Die Gewichtung der beiden Einflussfaktoren ist dabei jedoch unbekannt. Ein Ansatz, zu einer qualitativen Aussage hinsichtlich Wirkung der Versuchsvarianten auf die Staubbindung zu kommen, besteht darin, den Prozentsatz der Konzentrationsreduktion und den Prozentsatz der veränderten Lüftungsrate zu addieren (bei einer Multiplikation würden gegenläufige Effekte nicht richtig erfasst). Dies beschreibt Tabelle 5.9. Leider sind keine Tendenzen bez. besserer oder schlechterer Wirkung im Vergleich der Versuchsvarianten feststellbar. Generell wird jedoch deutlich, dass das Sprühsystem eindeutig verminderte durchschnittliche Abluftvolumenströme je Lebendmasse mit sich bringt. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass die Lüftungssteuerung die Innenraumtemperatur zur Regelgröße hat und somit auf die Temperaturverminderung durch die Evaporationskühlung der Aerosolapplikation in Form einer direkten Reduzierung der Lüftungsrate reagiert. An späterer Stelle dieser Arbeit wird dieser Effekt noch anschaulicher dargestellt.

Tabelle 5.9: Vergleich der Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströme und der Staubkonzentrationen der Varianten des Sprühsystems mit der Referenz

Mess- periode	Einstellung	Abluftvolumenstrom je GV [m ³ /(min GV)]	Abweichung Luftrate zur Referenz ¹	Konzentration Gesamtstaub Streulichtspektrometer [mg/m ³]	Abweichung Konzentration Gesamtstaub zur Referenz ¹	Summe der Abweichung aus Luftrate und Konzentration
2	40 x Düse mittel	1,3	2%	0,47	-65%	-62%
2	40 x Düse groß	0,9	-30%	0,45	-66%	-96%
2	Referenz Abteil 1	1,3		1,33		
5	80 x Düse klein	3,5	-27%	0,30	-71%	-98%
5	40 x Düse mittel	3,6	-25%	0,18	-83%	-108%
5	40 x Düse groß	2,5	-48%	0,65	-38%	-86%
5	Referenz Abteil 2	4,8		1,06		
6	40 x Düse groß	3,3	-36%	0,57	-29%	-65%
6	Referenz Abteil 2	5,2		0,80		

¹ für Messperiode 2 Referenz Abteil 1, für alle anderen Referenz Abteil 2

Vergleicht man die Quellstärken für PM10-Staub in den verschiedenen Versuchseinstellungen (Abbildung 5.25), erkennt man ähnlich hohe Minderungsleistungen bei PM10-Staub, wie sie auch für Gesamtstaub festgestellt wurden. Im Durchschnitt der Varianten beträgt die Minderung der Quellstärke für PM10-Staub im Mittel der sechs Werte 65 %.

Auch im Falle des Sprühsystems ist zur Beurteilung des Potenzials zur Emissionsminderung neben dem Vergleich der Quellstärken für Staub der Vergleich der Quellstärken für Ammoniak notwendig. Analog zur Analyse des Umluftsystems entspricht jeder Wert einer Versuchseinstellung dem Durchschnitt der Tagesmittelwerte. Ein Tagesmittelwert ist dabei der Durchschnitt der 1.440 Werte der Quellstärke jeder Minute berechnet aus der Ammoniak-Konzentration zu diesem Zeitpunkt und des Abluftvolumenstroms zu diesem Zeitpunkt bezogen auf die Lebendtiermasse. Die Ergebnisse gibt Abbildung 5.26 wieder. Im Durchschnitt der sechs Versuchsvarianten ist durch den Einsatz des Sprühsystems eine Reduzierung der Lebendmasse-spezifischen Ammoniak-Emissionen von 28 % festzustellen.

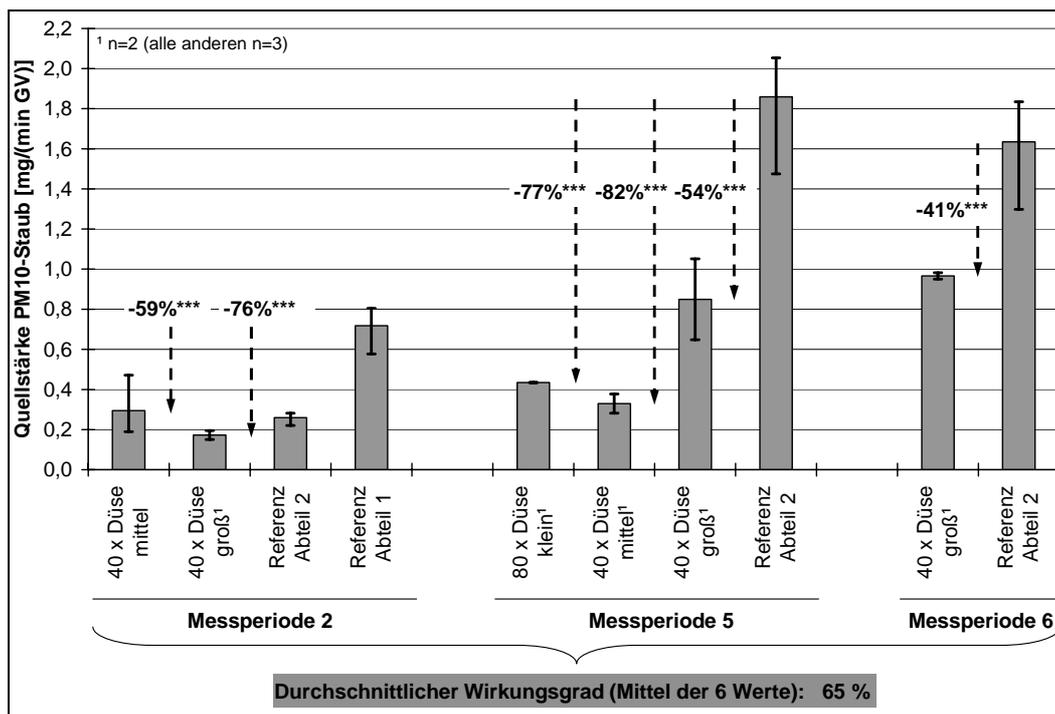


Abbildung 5.25: Quellstärke PM10-Staub des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte (jedes n ist das Mittel aus 720 Einzelwerten bzw. bei Referenz 1.440)

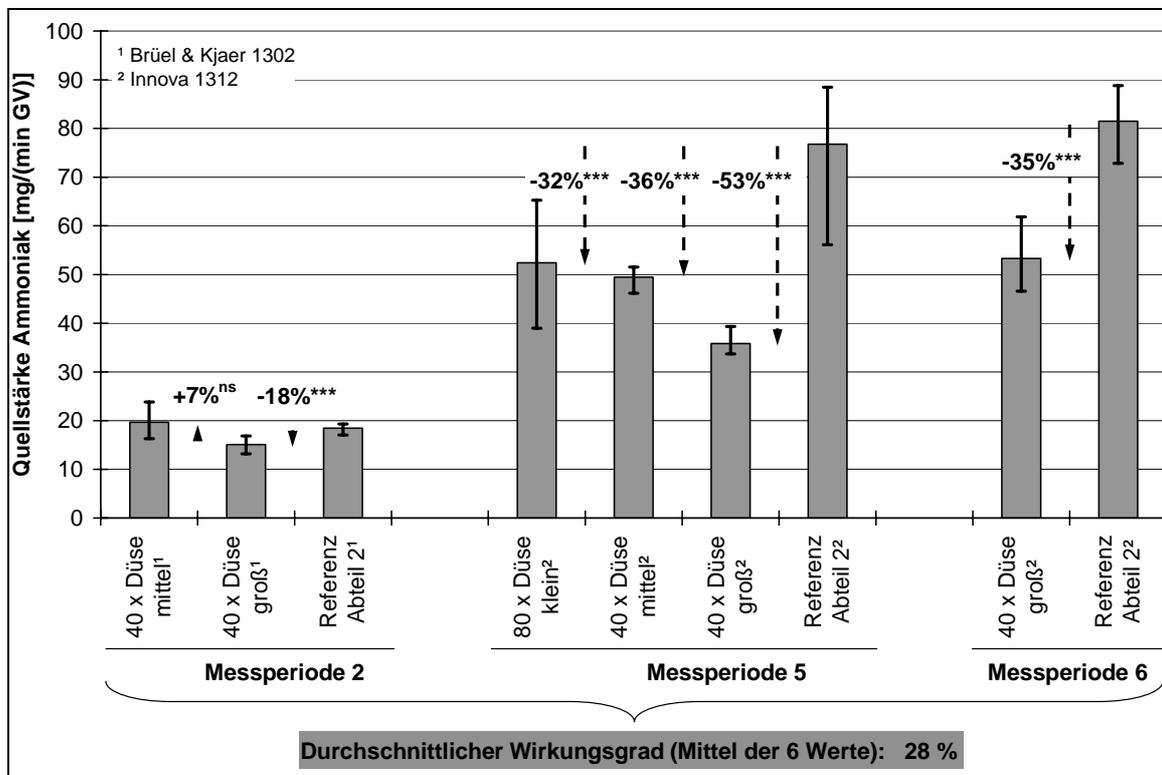


Abbildung 5.26: Quellstärke Ammoniak des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: photoakustisch; n = 3 für alle Einstellungen (n: Anzahl der 24h-Mittelwerte; jedes n Mittel aus 1.440 Minutenwerten)

Es drängt sich beim Vergleich der Reduzierungsleistungen der verschiedenen Versuchsvarianten die Frage auf, welche Düsengeometrie und welche damit verbundene Aerosolcharakteristik (feinere oder gröbere Tröpfchen) die zur Emissionsreduzierung von Ammoniak am besten geeignete ist. Zur Beantwortung dieser Fragestellung sei die Massenbilanz für Staub herangezogen (Gleichung 2.2). Auch im Falle von Ammoniak kann innerhalb einer Messperiode von einer gleichen „Quellleistung“ des Stalls im Hinblick auf Ammoniak ausgegangen werden (Ceteris-paribus-Bedingungen: gleicher Flüssigmiststand unter dem Spaltenboden, gleiche Temperaturen im Stall und nahezu gleiche Lebendmasse der Tiere). Der Argumentationskette für Staub folgend kann somit auch im Falle von Ammoniak die Frage nach der Wirksamkeit der verschiedenen Düsengeometrien nur bei gleichzeitiger Betrachtung der Innenraumkonzentrationen (prozentuale Unterschiede zur Referenz) und der Lüftungsraten (prozentuale Unterschiede zur Referenz) innerhalb jeder Messperiode beantwortet werden. Tabelle 5.10 stellt die wesentlichen Größen gegenüber.

Tabelle 5.10: Vergleich der Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströme und der Ammoniak-Konzentrationen der Varianten des Sprühsystems mit der Referenz

Mess- periode	Einstellung	Abluftvolumenstrom je GV [m ³ /(min GV)]	Abweichung Lüftrate zur Referenz	Konzentration Ammoniak photoakustisches Messsystem (B&K) ¹ [ppm]	Abweichung Konzentration Ammoniak zur Referenz	Summe der Abweichung aus Lüftrate und Konzentration
2	40 x Düse mittel	1,3	39%	21,2	-22%	17%
2	40 x Düse groß	0,9	-6%	22,3	-18%	-23%
2	Referenz Abteil 2	1,0		27,1		
5	80 x Düse klein	3,5	-27%	22,1	-10%	-37%
5	40 x Düse mittel	3,6	-25%	20,4	-17%	-42%
5	40 x Düse groß	2,5	-48%	19,8	-20%	-67%
5	Referenz Abteil 2	4,8		24,6		
6	40 x Düse groß	3,3	-36%	20,7	-10%	-46%
6	Referenz Abteil 2	5,2		22,9		

¹ Bei Messperiode 1 Brüel & Kjaer 1302, alle anderen Innova 1312

Auch im Falle von Ammoniak wurden, um zu einer qualitativen Aussage hinsichtlich Wirkung der Versuchsvarianten auf die Ammoniak-Bindung zu kommen, die Prozentsätze der Konzentrationsreduktion und die Prozentsätze der veränderten Lüftungsrate addiert (bei einer Multiplikation würden gegenläufige Effekte nicht richtig erfasst). Besonders bei Betrachtung der Ergebnisse zu den Varianten der Messperiode 5 entsteht der Eindruck, dass die Minderungsleistung des Sprühsystems für größere Düsengeometrien tendenziell besser ist.

Die Ergebnisse zu den in den jeweiligen Versuchsvarianten ermittelten Quellstärken und den sich gegenüber der Referenz darstellenden Minderungsgraden fasst Tabelle 5.11 zusammen.

Auch für das Sprühsystem stellt sich die Frage, inwieweit sich die Ergebnisse zur Umweltrelevanz des Systems in einer Minderung der Innenraumkonzentrationen der Schadsubstanzen niederschlagen, d.h. welche positiven Effekte auf die Lebensbedingungen der Tiere und die Arbeitsbedingungen der Menschen festzustellen sind. Tabelle 5.12 fasst die Ergebnisse zu den gemessenen Innenraumkonzentrationen zusammen. Für Ammoniak kann trotz erheblich gesenkter Lüftungsraten (laut Tabelle 5.8 im Mittel der sechs Varianten 27 % geringer gegenüber Referenz) eine Reduzierung der Innenraumkonzentration um 16 % erzielt werden. Darin wird die Ammoniak-bindende Wirkung des Ölgemisches deutlich, da typischerweise bei geringeren Lüftungsraten höhere Ammoniak-Konzentrationen festzustellen sind, die einem verminderten Verdünnungseffekt zugeschrieben werden (siehe Abbildung 5.21 und Kapitel 2.2.3.2).

Die Innenraumkonzentrationen für Gesamtstaub waren im behandelten Abteil um durchschnittlich 59 % gegenüber dem Referenzabteil vermindert. Besonders bemerkenswert ist die ähnlich hohe Reduzierung der Partikelmassenkonzentrationen der Teilchen bis 10 µm Durchmesser, da die Staubkonzentrationen bei den geringeren Lüftungsraten, die im Abteil mit Sprühsystem vorgeherrscht haben, typischerweise ansteigen (siehe Abbildung 2.3). Die Ergebnisse zu den Massenkonzentrationen an Staub – ermittelt mit dem Streulichtspektrometer – sind in Abbildung 5.27 zur Verdeutlichung noch einmal detailliert wiedergegeben. Abbildung 5.28 stellt analog die Ergebnisse zu den Innenraumkonzentrationen des Ammoniaks in detaillierter Form dar.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass durch das Sprühsystem eine Reduzierung der Innenraumkonzentrationen des Ammoniaks um 16 % erzielt wurde und die

Massenkonzentrationen an Staub um mehr als 55 % sinken. Die Konzentrationsabnahme des PM10-Staubes liegt in gleicher Größenordnung.

Tabelle 5.11: Zusammenfassende Darstellung der Messergebnisse zu den Quellstärken von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Sprühsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Wirkungsgrade bzw. Minderungsgrade

	Messperiode	Einstellung	Datum in 2005	Staub		Ammoniak
				Quellstärke Gesamtstaub Streulichtspektrometer [mg/(min GV)]	Quellstärke PM10-Staub Streulichtspektrometer [mg/(min GV)]	Quellstärke Ammoniak photoakustisches Messsystem (B&K) ² [mg/(min GV)]
Durchschnittswerte	2	40 x Düse mittel	12.02.- 15.02.	0,77	0,29	19,7
	2	40 x Düse groß	15.02.- 18.02.	0,47	0,17	15,1
	2	Referenz Abteil 2	19.02.- 22.02.	0,68	0,26	18,5
	2	Referenz Abteil 1	23.02.- 26.02.	1,96	0,72	NA
	5	80 x Düse klein	21.03.- 26.03.	1,02	0,43	52,4
	5	40 x Düse mittel	26.03.- 29.03.	0,78	0,33	49,5
	5	40 x Düse groß	30.03.- 02.04.	2,03	0,85	35,8
	5	Referenz Abteil 2	03.04.- 05.04.	5,02	1,86	76,8
	6	40 x Düse groß	10.04.- 16.04.	2,23	0,97	53,3
6	Referenz Abteil 2	13.04.- 15.04.	4,23	1,63	81,5	
Minderung gegen- über Referenz	2	40 x Düse mittel ¹		-60%***	-59%***	7% ns
	2	40 x Düse groß ¹		-76%***	-76%***	-18%***
	5	80 x Düse klein		-80%***	-77%***	-32%***
	5	40 x Düse mittel		-84%***	-82%***	-36%***
	5	40 x Düse groß ¹		-59%***	-54%***	-53%***
	6	40 x Düse groß ¹		-47%***	-41%***	-35%***
	Durchschnittliche Minderung				-68%	-65%

¹ Referenz ist Abteil 1, alle anderen Abteil 2

² Bei Messperiode 1 Brüel & Kjaer 1302, alle anderen Innova 1312

ns nicht signifikant (p>0,05)

* signifikant (p≤0,05)

** sehr signifikant (p≤0,01)

*** höchst signifikant (p≤0,001)

Tabelle 5.12: Zusammenfassende Darstellung der Innenraumkonzentrationen von Ammoniak und Staub bei Einsatz des Sprühsystems bzw. Referenz und die sich daraus ergebenden Minderungsgrade

	Messperiode	Einstellung	Datum in 2005	Staub		Ammoniak
				Massenkonzentration Gesamtstaub Streulichtspektrometer [mg/m ³]	Massenkonzentration PM10-Staub Streulichtspektrometer [mg/m ³]	Volumenkonzentration Ammoniak photoakustisches Messsystem (B&K) ² [ppm]
Durchschnittswerte	2	40 x Düse mittel	12.02.- 15.02.	0,47	0,18	21,2
	2	40 x Düse groß	15.02.- 18.02.	0,45	0,17	22,3
	2	Referenz Abteil 2	19.02.- 22.02.	0,68	0,26	27,1
	2	Referenz Abteil 1	23.02.- 26.02.	1,33	0,49	NA
	5	80 x Düse klein	21.03.- 26.03.	0,30	0,14	22,1
	5	40 x Düse mittel	26.03.- 29.03.	0,18	0,08	20,4
	5	40 x Düse groß	30.03.- 02.04.	0,65	0,27	19,8
	5	Referenz Abteil 2	03.04.- 05.04.	1,06	0,39	24,6
	6	40 x Düse groß	10.04.- 16.04.	0,57	0,25	20,7
	6	Referenz Abteil 2	13.04.- 15.04.	0,80	0,31	22,9
Minderung gegen- über Referenz	2	40 x Düse mittel ¹		-65% ***	-63% ***	-22% ***
	2	40 x Düse groß ¹		-66% ***	-66% ***	-18% ***
	5	80 x Düse klein		-71% ***	-65% ***	-10% **
	5	40 x Düse mittel		-83% ***	-81% ***	-17% ***
	5	40 x Düse groß ¹		-38% ***	-31% ***	-20% ***
	6	40 x Düse groß ¹		-29% ***	-20% **	-10% ***
	Durchschnittliche Minderung				-59%	-54%

¹ Referenz ist Abteil 1, alle anderen Abteil 2

² Bei Messperiode 1 Brüel & Kjaer 1302, alle anderen Innova 1312

ns nicht signifikant (p>0,05)

* signifikant (p≤0,05)

** sehr signifikant (p≤0,01)

*** höchst signifikant (p≤0,001)

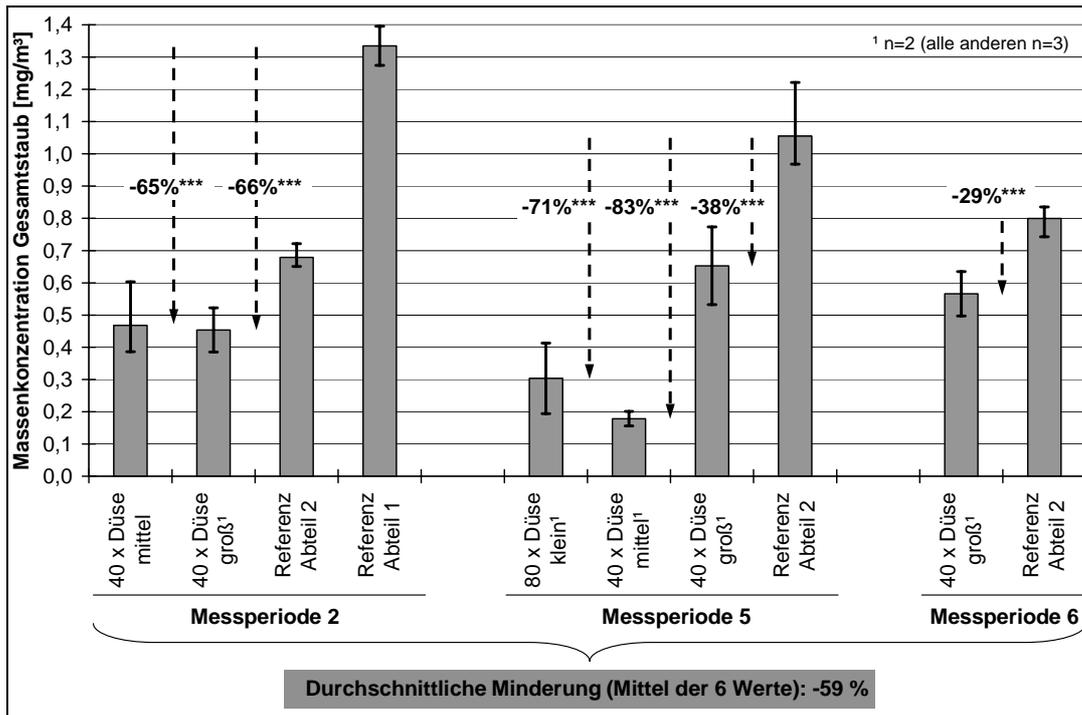


Abbildung 5.27: Massenkonzentration Gesamtstaub des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: Streulichtspektrometer; n: Anzahl der eingeflossenen 24h-Mittelwerte

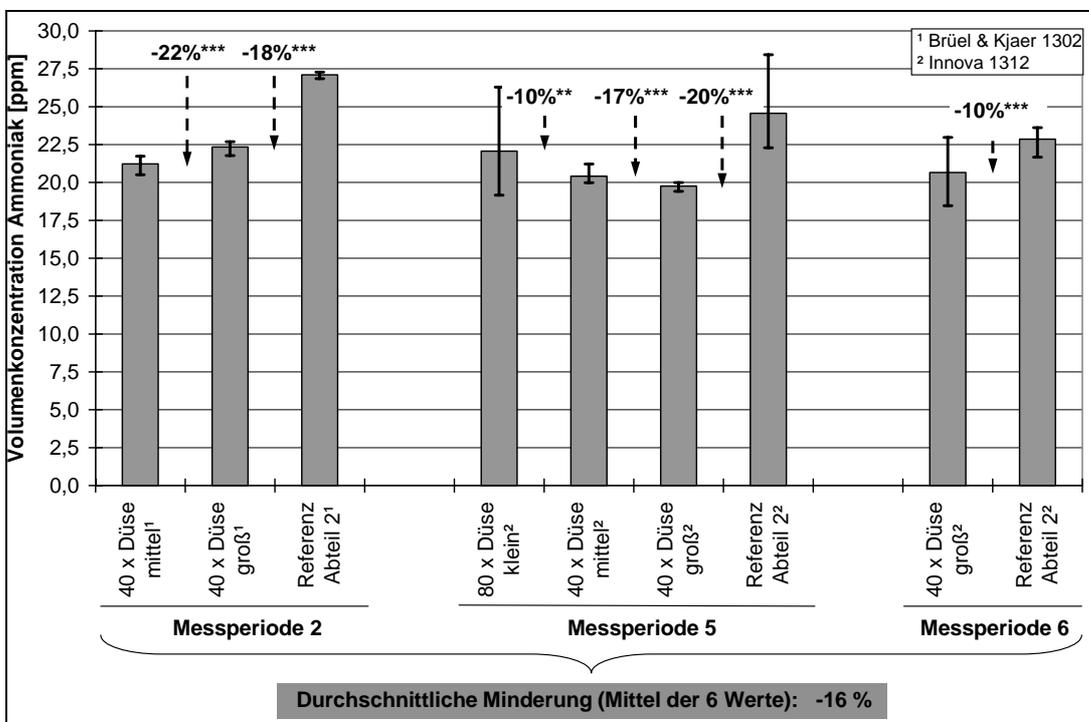


Abbildung 5.28: Volumenkonzentration Ammoniak des Abteils bei Einsatz des Sprühsystems und des Referenzabteils; Messsystem: photoakustisch; n=3 für alle Einstellungen (n: Anzahl der 24h-Mittelwerte; jedes n Mittel aus 1.440 Minutenwerten)

Die emissionsmindernde Wirkung des Sprühsystems ist sowohl für Ammoniak als auch für Staub auf zwei sich ergänzende Effekte zurückzuführen, die exemplarisch für Ammoniak im Folgenden messtechnisch dargestellt werden (Gleiches gilt für Staub):

- *Bindung der Schadschubstanz:* Für Staub wird diese Bindung zum einen durch Agglomeration der Schwebepartikel in der Luft an die Öl-Emulsions-Aerosole und dadurch bedingte schnellere Sedimentation bewirkt. Zum anderen wird eine Hemmung der Quelle erreicht, indem sich ein sehr feiner Ölfilm auf den Oberflächen des Stallraums und der Einrichtung bildet, der eine Resuspension – meist durch die Tieraktivität induziert – unterdrückt. Ammoniak bindet sich an die in den Stallraum eingetragenen Öl-Emulsions-Aerosole. Dies geschieht unmittelbar, da durch die sehr feinen Aerosole eine äußerst hohe Reaktionsoberfläche im gesamten Stallraum geboten wird. Die unmittelbare Bindung des Ammoniaks wird in den Messergebnissen zur Ammoniak-Volumenkonzentration – dargestellt in Abbildung 5.29 – deutlich. Der zyklische Verlauf der Wasserkonzentration der Luft markiert durch den jeweiligen Zeitpunkt des plötzlichen Konzentrationsanstiegs den Moment des Aerosoleintrags. Gleichzeitig sinkt die Ammoniak-Konzentration für einen kurzen Zeitraum. Die Bindung der Schadschubstanz ist die Ursache für die gegenüber der Referenz verminderten Innenraumkonzentrationen (-59 % für Gesamtstaub, -16 % für Ammoniak). Dieser Effekt wird trotz vergleichsweise deutlich geringeren Lüftungsraten erzielt (Tabelle 5.10), die für sich genommen, aufgrund des verminderten Verdünnungseffekts, einen Anstieg der Konzentrationen bewirken würden.
- *Verdunstungskühlung:* Durch den Eintrag sehr feiner Aerosole kann ein Großteil des versprühten Wassers sehr schnell verdunsten. Verfahrenstechnisch würde man für den Stallraum von einer adiabaten Kühlung sprechen. Die feinen Aerosole entziehen bei Verdunstung der Stallluft die Menge Energie, die ihrer Verdunstungsenthalpie entspricht. Dadurch sinkt die Temperatur der Stallluft recht schnell, worauf die Regeleinheit des Lüftungscomputers mit einer Reduzierung der Lüftungsrate reagiert. Ist der Temperaturabfall im Stall durch die Wärmezufuhr der Tiere oder anderer Wärmequellen wieder ausgeglichen, regelt der Lüftungscomputer die Lüftung sukzessive auf den vorherigen Stand. Dieser Effekt ist in Abbildung 5.30 dargestellt. Der Effekt der Ammoniak-Bindung ergänzt sich mit dem Effekt verminderter Lüftungsraten zu dem ebenfalls in Abbildung 5.30 dargestellten zyklischen Verlauf der

Quellstärke. Dieser erklärt die emissionsmindernde Wirkung des Sprühsystems für Ammoniak sehr gut. Im Falle des Staubs wird die Emissionsminderung durch die Hemmung der Staubquelle dominiert. Auffällig ist, dass die verminderte Lüftungsrate während und kurz nach dem Sprühen nicht den durch das Sprühen hervorgerufenen Partikeleintrag in den Stall kompensiert. Somit ist der zyklische Verlauf der Quellstärke – bei Berücksichtigung aller Messwerte – für Staub invers zu der für Ammoniak (siehe Abbildung 5.1).

Vergleicht man die Ergebnisse dieser Untersuchungen mit den Ergebnissen der Messungen zu Rapsöl-Anwendungen der Vergangenheit, so fällt besonders die Minderung der Ammoniak-Emission ins Auge, die bislang nicht festgestellt worden war. Dies ist auf drei wesentliche Verfahrensunterschiede zurückzuführen:

1. Die Systemcharakteristik mit der Frequenz der Ölgemisch-Aerosol-Applikation zum einen (bei den Untersuchungen der Vergangenheit wurde die Ölemulsion 1 bis 2-mal täglich ausgebracht) und der sehr feinen Tröpfchencharakteristik zum anderen, die sich aus der Auslegung der Anlage hinsichtlich Druckniveau, Düsengeometrie, Düsenanzahl und Düsenanordnung ergibt, stellt den größten Unterschied dar. Durch die vergleichsweise hohe Frequenz der Aerosolapplikation während Tag- und Nachtzeit kommt dies einer quasikontinuierlichen Behandlung der Stallluft gleich.
2. Das Ölgemisch, das wahrscheinlich aufgrund der ätherischen Öle eine bessere Bindung des Ammoniaks im Vergleich zu einfachem Raps- oder Sojaöl zur Folge hat, differenziert die Systeme zum Zweiten.
3. Die Verdunstungskühlung, die einen indirekten Einfluss auf die Lüftungsrate hat und damit zu vergleichsweise deutlich reduzierten Abluftvolumenströmen führt, ist ein ergänzender Effekt. Dies ist angesichts der einhergehenden verminderten Schadsubstanz-Innenraumkonzentration akzeptabel und unterstützt die emissionsmindernde Wirkung positiv.

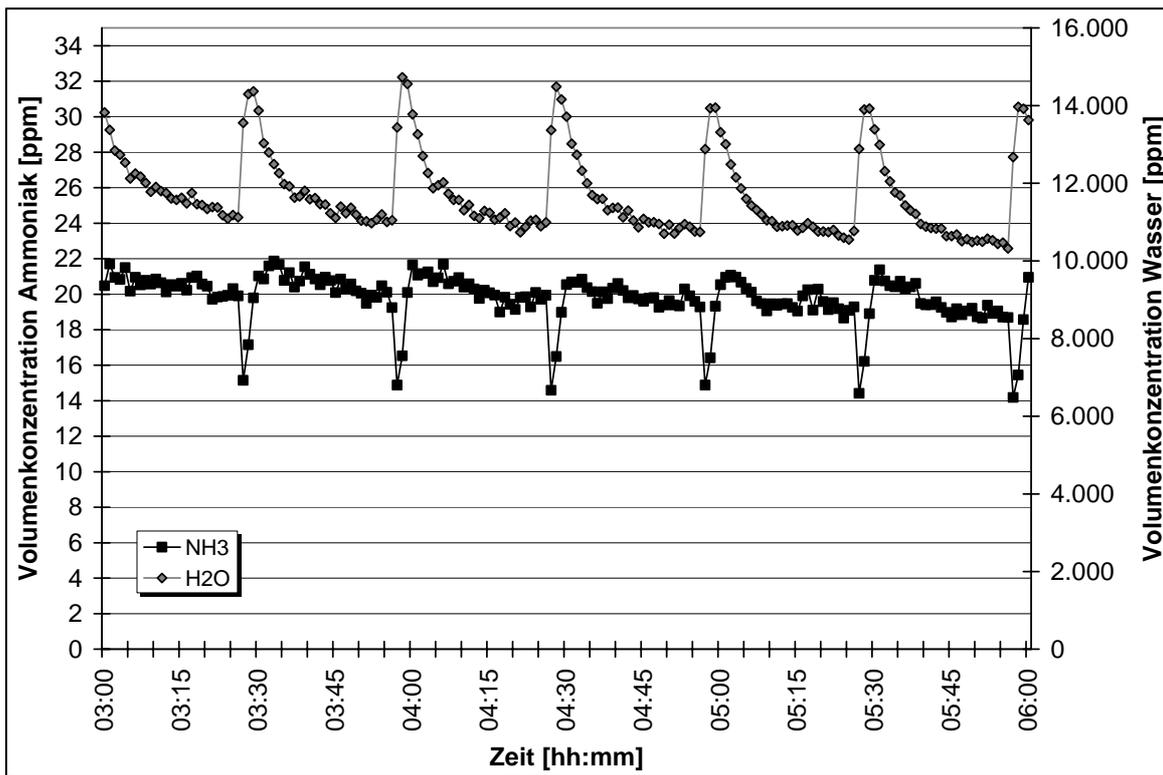


Abbildung 5.29: Exemplarische Darstellung der Volumenkonzentrationsmessung von Ammoniak und Wasser bei Betrieb des Sprühsystems (31.03.2005)

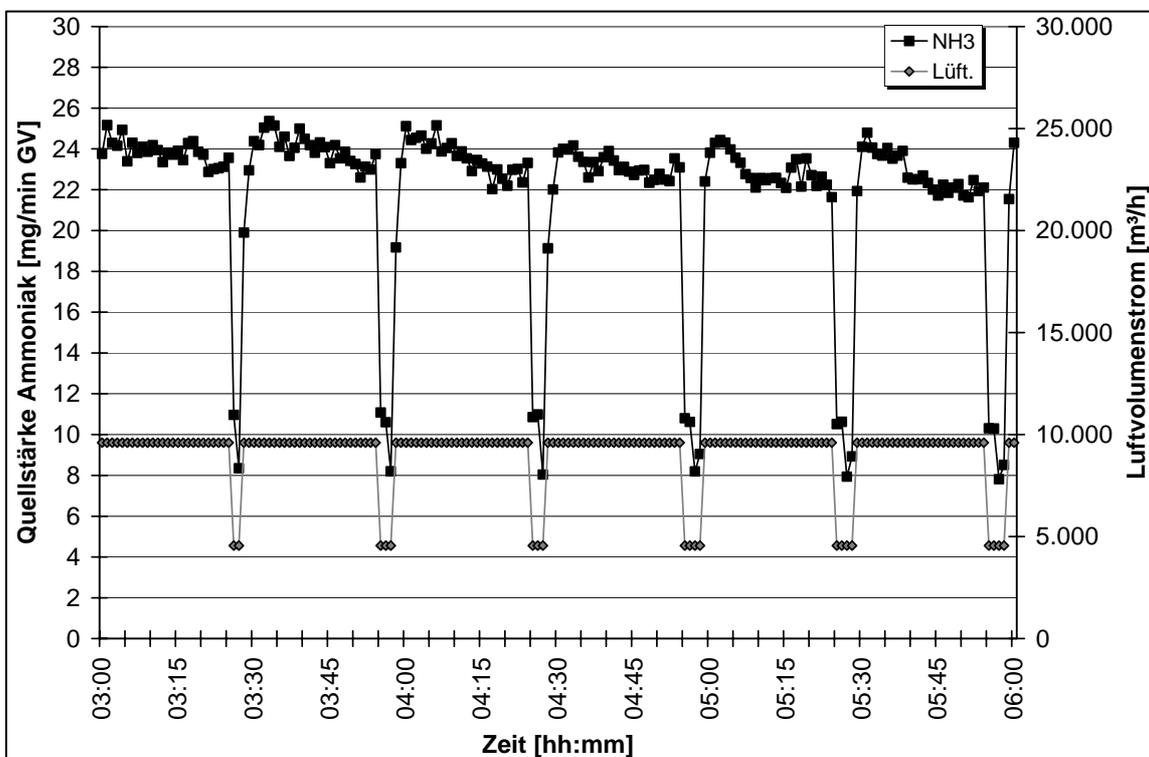


Abbildung 5.30: Exemplarische Darstellung des Abluftvolumenstroms und der Quellstärke von Ammoniak bei Betrieb des Sprühsystems (31.03.2005)

5.3.2 Detailanalyse zur Charakterisierung des Sprühsystems

Um das Sprühsystem weitergehend zu charakterisieren, wurden zwei Messtage einer Messperiode, die von ihren klimatischen Rahmenbedingungen vergleichbar waren und deren Messwerte für die jeweilige Messreihe typisch waren, zur nähergehenden Analyse herangezogen. Die zwei Tage, die aus der Messperiode 5 herausgegriffen wurden, waren der 30.03.05 und der 03.04.05. Die Rahmenbedingungen und klimatischen Daten sind in Tabelle 5.13 wiedergegeben.

Tabelle 5.13: Rahmenbedingungen der zur weiteren Analyse herangezogenen Messtage; Durchschnitt aus den Minutenwerten der 24h-Messung

	Behandeltes Abteil 30.03.05	Referenz 03.04.05
Abluftvolumenstrom je GV [m ³ /(min GV)]	2,5	5,8
Temperatur innen [°C]	18,9	21,3
Temperatur außen [°C]	8,8	13,7
Relative Luftfeuchte innen [%]	60,2	42,1
Relative Luftfeuchte außen [%]	Fühler defekt	Fühler defekt

Trägt man die 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub (Abbildung 5.31) und Ammoniak (Abbildung 5.32) im Vergleich der Werte des Abteils mit Sprühsystem-Anwendung und des Referenzabteils gegeneinander auf, so ist in beiden Fällen ein typischer Tagesverlauf sowohl im Referenzabteil als auch im Abteil mit Sprühsystem-Einsatz feststellbar. Der Tagesverlauf wird charakterisiert durch die in den Tagesstunden generell höheren Emissionen, die auf die höheren Lüftungsraten während des Tages zurückzuführen sind. Besonders im Falle der Quellstärken für Staub treten die typischen Emissionsspitzen während der Fütterungszeiten auf. Es sei hier bemerkt, dass die Abendfütterung kurz vor 21:00 Uhr einsetzte (Beginn hoher Tieraktivität) und die eigentliche Fütterung nach 21:00 Uhr stattfand.

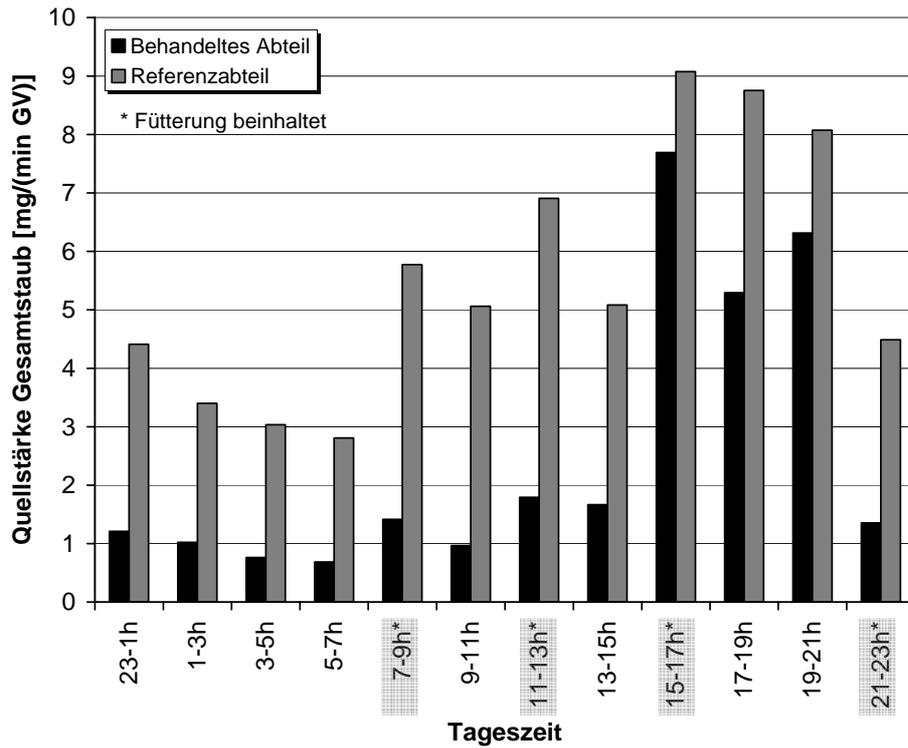


Abbildung 5.31: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)

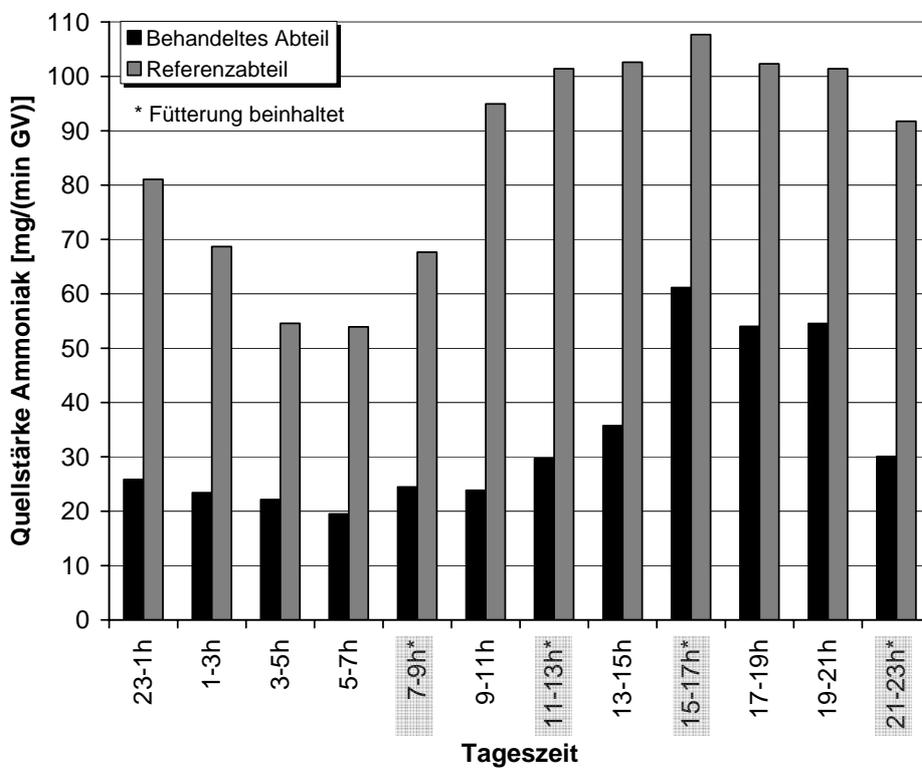


Abbildung 5.32: 2h-Mittelwerte der Quellstärken für Ammoniak im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)

Als charakteristisch für das Sprühsystem kann abgeleitet werden:

- Bei Einsatz des Sprühsystems liegen die Quellstärken sowohl für Gesamtstaub als auch für Ammoniak zu jeder Zeit unterhalb der Werte des Referenzabteils (besonders deutlich für Ammoniak) und folgen gleichermaßen einem typischen Tagesverlauf.
- Die Tagesschwankungen bzw. der Faktor zwischen kleinstem und größtem 2h-Mittelwert sind im Falle des behandelten Abteils gegenüber dem Referenzabteil größer.

Die im vorangegangenen Kapitel dargestellten Wirkprinzipien der Schadsubstanzbindung zum einen und der Wirkung auf die Lüftungsregelung hin zu vergleichsweise geringeren Lüftungsraten zum anderen werden nicht nur im Vergleich der Varianten deutlich, sondern auch im Vergleich der Stundenmittel eines Tages, wie Abbildung 5.33 verdeutlicht. Es sind dabei die Stundenmittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub über den jeweiligen Stundenmittelwerten des Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstroms des jeweils analysierten Tages aufgetragen. Typisch für das Abteil unter Einsatz des Sprühsystems ist eine generelle Verschiebung hin zu kleineren Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenströmen. Die Quellstärke liegt dabei auf noch geringerem Niveau als durch die Ausgleichsgerade des Referenzabteils zu erwarten ist. Dies spiegelt sich in gleicher Art und Weise in den Werten der Innenraumkonzentrationen für Gesamtstaub wider, wie in Abbildung 5.34 dargestellt.

Die Ergebnisse aus der Analyse der Stundenmittel der Ammoniak-Quellstärken und Ammoniak-Konzentrationen entsprechen den aus der Literatur erwarteten Zusammenhängen [HH+99]. Die Quellstärke steigt mit zunehmendem Abluftvolumenstrom an (Abbildung 5.35), wobei die Konzentration aufgrund der zunehmenden Verdünnung sinkt (Abbildung 5.36). Die Lüftungsrate dominiert somit sowohl die Quellstärke als auch die Innenraumkonzentration des Ammoniaks und dies noch in einem stärkeren Maße, als es für das Umluftsystem der Fall ist, was durch die höheren Korrelationskoeffizienten deutlich wird.

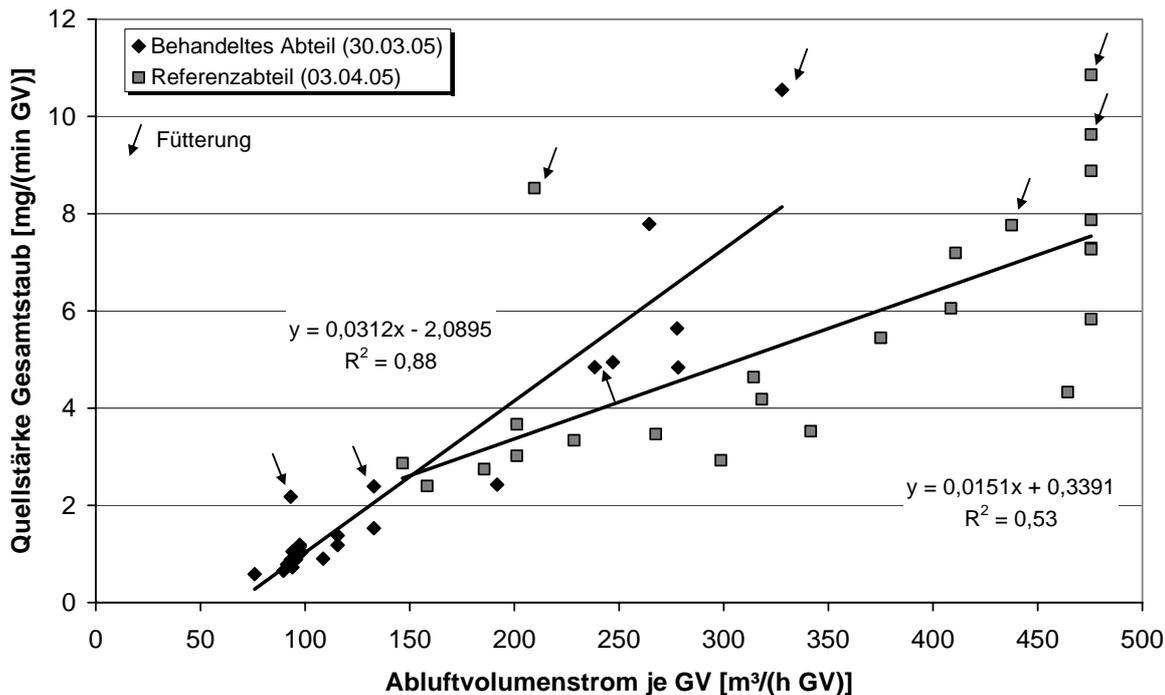


Abbildung 5.33: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)

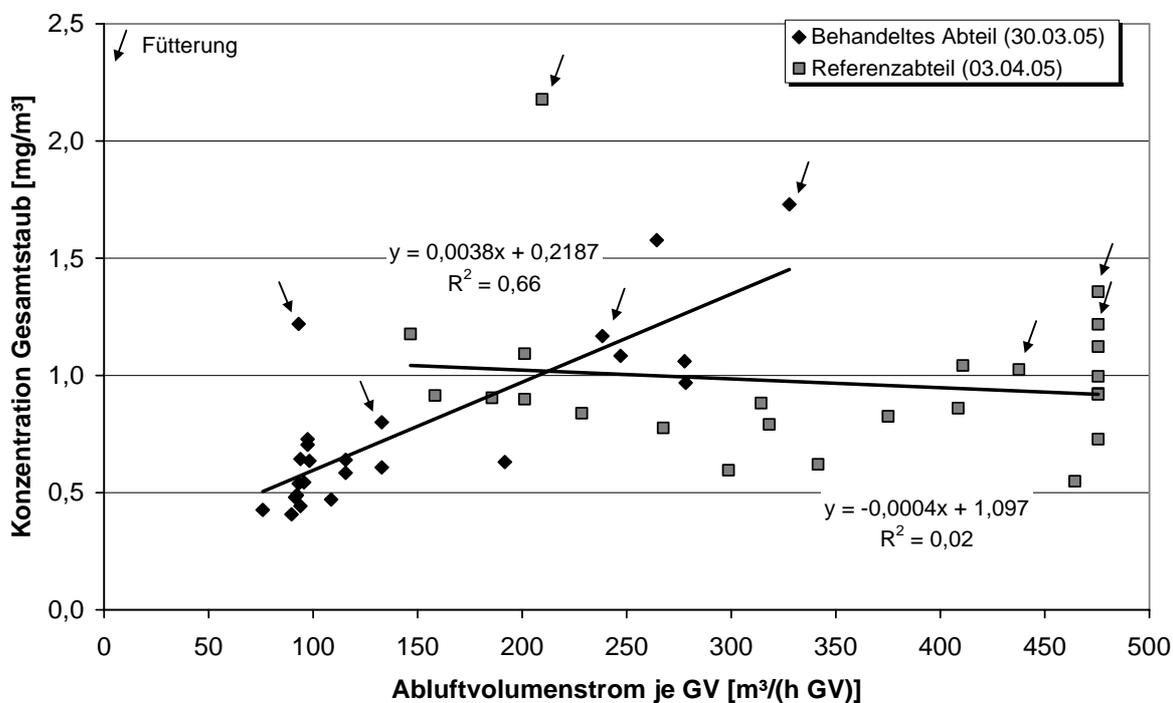


Abbildung 5.34: Stundenmittelwerte der Massenkonzentrationen für Gesamtstaub in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)

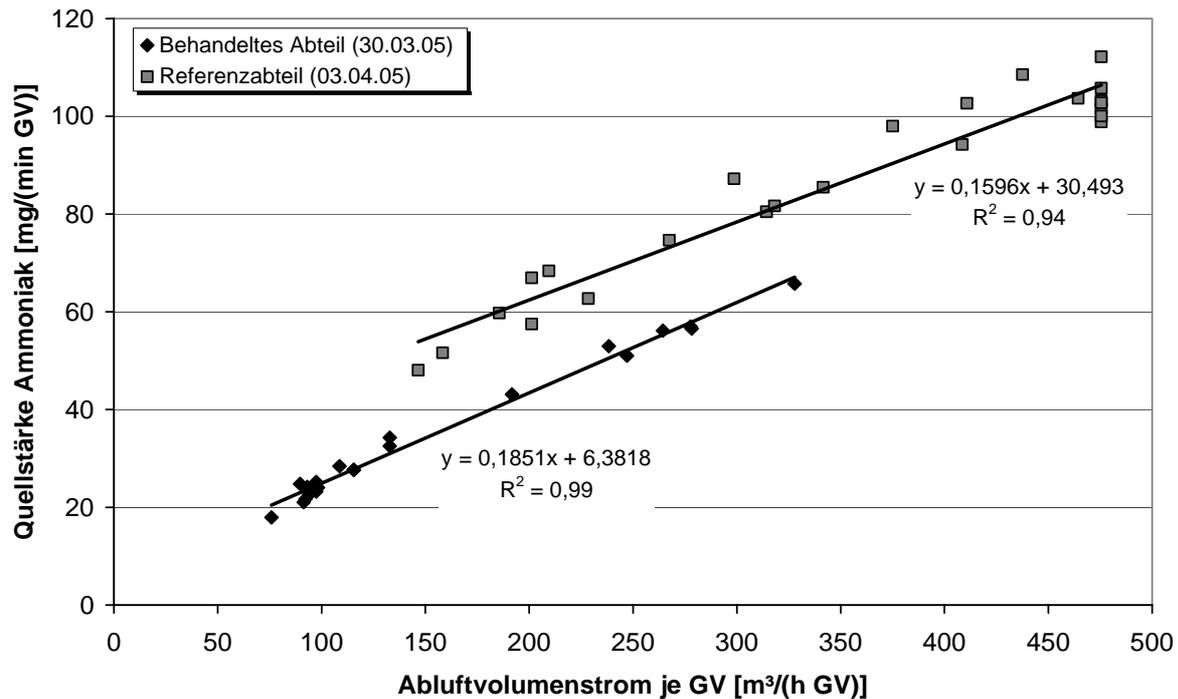


Abbildung 5.35: Stundenmittelwerte der Quellstärken für Ammoniak in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)

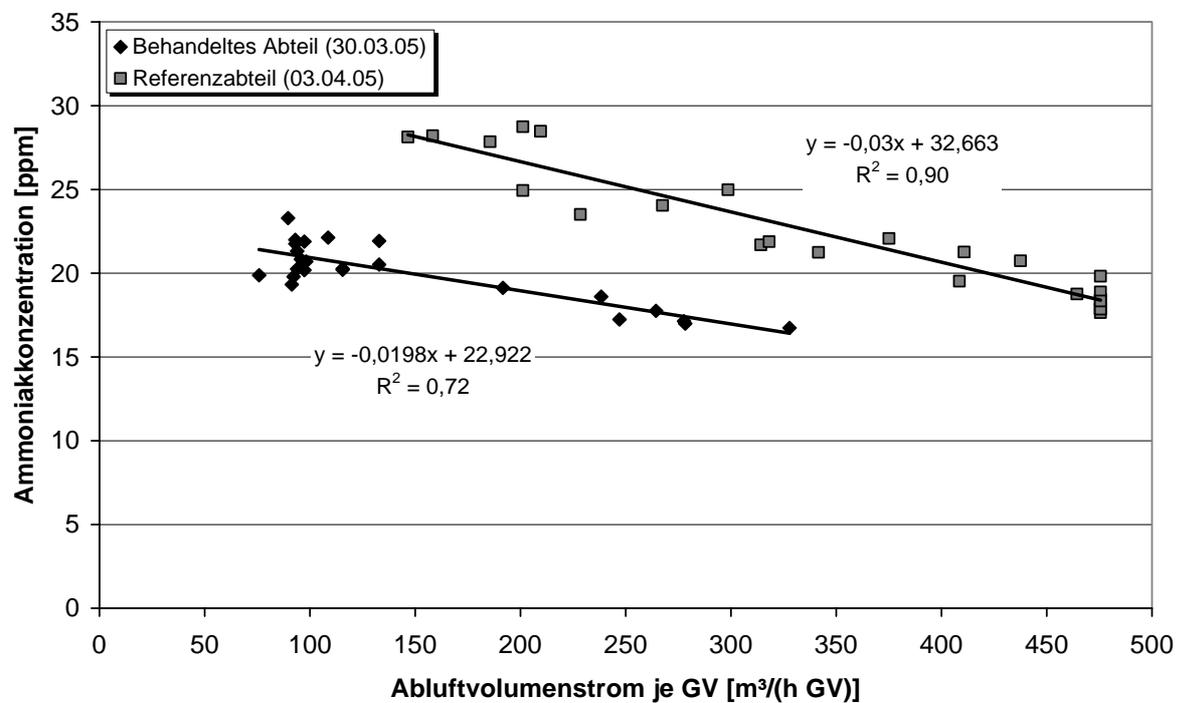


Abbildung 5.36: Stundenmittelwerte der Volumenkonzentrationen für Ammoniak in Abhängigkeit vom Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom im Abteil unter Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und im Referenzabteil (03.04.05)

Als charakteristisch für das Sprühsystem kann aus den Abbildungen abgeleitet werden:

- Der Verlauf der Quellstärke für Gesamtstaub zeigt eine gegenüber der Referenz anders geartete Charakteristik. Man kann von einer Verschiebung hin zu geringeren Lüftungsraten und zu geringeren Quellstärken sprechen, die mit einer höheren Steigung der Trendgeraden einhergeht. Mit den Ergebnissen des vorangegangenen Kapitels ist dies auf die durch die Ölgemisch-Aerosole verursachte Hemmung der Quelle, d.h. auf eine unterdrückte Resuspension des Staubs, zurückzuführen. Es herrscht die subjektive Wahrnehmung bei Betreten des Abteils vor, dass kein Staub mehr in der Luft ist. Im Referenzabteil ist der Staub zu den Tieraktivitätsspitzen hingegen in der Luft deutlich sichtbar.
- Die Quellstärke für Ammoniak steigt mit zunehmendem Lebendmasse-spezifischen Abluftvolumenstrom an, liegt jedoch auf einem geringeren Niveau im Vergleich zur Referenz. Die Trendgerade der Werte zum Sprühsystem weist eine leicht größere Steigung auf als die Trendgerade der Referenzwerte. Dementsprechend ist der Absolutwert der Steigung der Trendgeraden zu den Konzentrationen beim Sprühsystem kleiner. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei zunehmenden Lüftungsraten der Verdünnungseffekt an Einfluss gewinnt bzw. der Einfluss der Schadgasbindung durch die Aerosole abnimmt, bedingt durch zum einen geringere Reaktionszeiten (höhere Luftwechselzahl) und zum anderen durch die aufgrund der Verdünnung geringeren Konzentrationsdifferenz für Ammoniak (Konzentration Luft versus Konzentration Aerosol). Die quasikontinuierliche Wirkung der regelmäßigen Sprühintervalle ist ursächlich für die Ähnlichkeit der Messwertverläufe von Referenzabteil und behandeltem Abteil.
- Generell sind die Lebendmasse-spezifischen Abluftströme im Abteil mit Sprühsystem deutlich geringer. Aufgrund der Schadschubstanz-Bindung durch die Ölgemisch-Aerosole sind die Innenraumkonzentrationen bei diesen geringeren Lebendmasse-spezifischen Abluftströmen trotzdem geringer.

6 Weiterführende Untersuchungen, Diskussion und Ausblick

Nach Auswertung der Messungen zum Umluftsystem und zur Öl-Aerosolapplikation blieben speziell bei der Öl-Aerosolapplikation zwei Fragen unbeantwortet:

- Haben die Ölgemisch-Aerosolpartikel einen negativen Einfluss auf die Lungen der Tiere? Diese Frage stellte sich insbesondere aus der Tatsache heraus, dass besonders in den kleinen Partikelfractionen durch die Art des Versprühens die Partikelzahlen gegenüber dem Referenzabteil deutlich erhöht waren (wie an späterer Stelle in diesem Kapitel dargestellt wird). Zur Beantwortung dieser Frage wurden veterinärmedizinische Untersuchungen der Lungen der Schlachttiere durchgeführt.
- Inwieweit nimmt das Sprühsystem Einfluß auf die Bakterienzahl und Pilzsporenzahl in der Stallluft? Keime und Pilze tragen als körperfremde Stoffe, die aufgrund ihrer geringen Größe tief in das Lungensystem der Tiere eindringen, zu einer stetigen Abwehrreaktion des Körpers bei und können als ein auslösender Faktor unter den verschiedenen ursächlichen Faktoren systemischer Tierkrankheiten wirken [SH02]. Um diesen Effekt zu erfassen, wurden im Sommer 2005 vom Institut für Hygiene der Uniklinik Bonn Luftkeimsammlungen und Pilzsporensammlungen durchgeführt.

6.1 Weiterführende Untersuchungen

6.1.1 Ergebnisse der veterinärmedizinischen Untersuchungen

Zur Beantwortung der ersten Frage wurden die Schlachtkörperuntersuchungen der Tiere des behandelten Abteils, die über den gesamten Mastzeitraum (Aufstallgewicht 23 kg, Schlachtgewicht lebend: 121 kg) unter Einfluss des Sprühsystems standen, mit denen der Tiere des Referenzabteils verglichen. Dazu wurden 79 % der Tiere des Stalls zum Schlachthof begleitet und die Befunde des Fleischbeschaus am Schlachtband aufgenommen. Darüber hinaus wurden eine Stichprobe von 25 Lungen der Tiere des behandelten Abteils und eine Stichprobe von 25 Lungen der Tiere des Referenzabteils makroskopisch und histologisch durch das Tiergesundheitsamt (TGA) in Rohleber untersucht. Die Ergebnisse aus den Schlachtkörperuntersuchungen am Schlachtband sind

in Tabelle 6.1 zusammengefasst. Der Anteil an Tieren mit Lungenschäden ist im Referenzabteil mit 13,9 % höher als im behandelten Abteil mit 7,2 %. In verschiedensten Gesprächen mit Tierärzten wurde jedoch deutlich, dass die bei der Schlachtkörperbeschau diagnostizierten Lungenschäden höchstwahrscheinlich auf Lungenkrankheiten im Ferkelalter zurückzuführen sind und somit nicht der Zeit im Maststall zuzuordnen sind. Laut Aussage der Tierärzte wären nur makroskopische und histologische Untersuchungen hinreichend, um eine eventuelle Beeinflussung durch die Sprühaerosole feststellen zu können. Das Ergebnis zu den Untersuchungen der in Summe 50 Lungen wurde durch die TGA Rohleber mit den Worten zusammengefasst:

„Makroskopisch waren sehr viele unauffällig, in einzelnen Fällen bestand der Verdacht auf eine geringgradige fibrinöse Entzündung; dieser hat sich mikroskopisch nicht bestätigen lassen. Hier waren vielmehr eine meist geringgradige Peribronchiolitis und interstitielle Pneumonie vorherrschend. Nach Aussage von Dr. Winkelmann lässt sich insgesamt aber kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Gruppen feststellen.“

Als übergreifendes Ergebnis kann somit festgehalten werden, dass der Einsatz der Ölgemisch-Aerosole für die Dauer der Mastzeit keinen negativen Effekt auf die Lungen der Tiere hatte.

Tabelle 6.1: Befunde der Schlachtkörperuntersuchungen der Tiere des behandelten Abteils und des Referenzabteils (September/Oktober 2005)

	Untersuchte Tiere		Befunde	
	Anzahl	Anteil an Gesamtstückzahl des Abteils	Lungenschaden	Herzverwachsung
Behandeltes Abteil	601	91%	7,2%	4,8%
Referenzabteil	281	69%	13,9%	2,1%

6.1.2 Ergebnisse der Luftkeimsammlung im Vergleich der Abteile

Die Luftkeimsammlung in den beiden Abteilen wurde mittels Impinger durchgeführt. Nach dem Anlegen von Verdünnungsreihen und Auszählung nach Bebrütung (jeweils mit zwei Wiederholungen) ergaben sich im Durchschnitt der jeweils drei Proben je Abteil Luftkeimkonzentrationen von 1.250.000 KBE/m³ im behandelten Abteil und

1.460.000 KBE/m³ im Referenzabteil. Die Differenz der Konzentrationen von -14 % gegenüber dem Referenzabteil kann nur als Tendenz gewertet werden, lässt jedoch bei der typischerweise starken Streuung von Luftkeimsammlungen keine definitive Aussage zu.

Die Bestimmung der Konzentration der Pilzsporen bzw. Schimmelpilzkonzentration in der Stallluft wurde mit der Methode der Filtration durchgeführt in Anlehnung an die VDI 4252 und VDI 4253. Die Ergebnisse gibt Tabelle 6.2 wieder.

Tabelle 6.2: Pilzsporenkonzentration der Stallluft des behandelten Abteils und des Referenzabteils am 05.09.2005

	Probe	Art	#	Summe Anzahl	Konzentration [KBE/m ³]	Durchschn. Konzentration [KBE/m ³]
Behandeltes Abteil	1.1	Penicillium sp.	1	4	400	700
		Cladosporium sp.	2			
		Hefe	1			
	1.2	Cladosporium sp.	9	10	1.000	
		Aspergillus fumigatus	1			
	2.1	Cladosporium sp.	2	4	400	
		Botrytis cinerea	1			
		Hefe	1			
2.2	Cladosporium sp.	4	6	600		
	Penicillium sp.	1				
	Hefe	1				
Durchschnittliche Pilzsporenkonzentration des behandelten Abteils						600
Referenzabteil	4.1	Cladosporium sp.	11	17	1.700	1.400
		Hefe	2			
		Penicillium sp.	1			
		Scopulariopsis	3			
	4.2	Cladosporium sp.	10	11	1.100	
		Scopulariopsis	1			
	6.1	Scopulariopsis	8	17	1.700	
		Cladosporium sp.	3			
		Botrytis cinerea	2			
		Penicillium sp.	1			
		Alternaria	1			
		steriles Mycel	1			
		Hefe	1			
	6.2	Scopulariopsis	4	12	1.200	
Cladosporium sp.		4				
Hefe		2				
Penicillium sp.		1				
Botrytis cinerea		1				
Durchschnittliche Pilzsporenkonzentration des Referenzabteils						1.425

Es ist eine klare Differenz der Pilzsporenkonzentrationen der Stallluft zwischen den Abteilen feststellbar. Im Abteil, welches mittels der Ölgemisch-Aerosolapplikation behandelt wurde, war die Konzentration an Pilzsporen in der Luft 58 % geringer im Vergleich zum Referenzabteil ($p = 0,008$, d.h. sehr signifikant). *Cladosporium* war sowohl im behandelten Abteil als auch im Referenzabteil die dominierende Schimmelpilzgattung. Auffällig ist, dass im Referenzabteil *Scopulariopsis* stark vertreten war, im behandelten Abteil jedoch gar nicht auftrat. Angesichts der Tatsache, dass die Lüftungsraten am Tag der Probenahme aufgrund hoher Außentemperaturen mit im Durchschnitt $9,25 \text{ m}^3/(\text{min GV})$ sehr hoch waren und damit in für Sommermonate typischer Größenordnung lagen, lassen sich zwei Aussagen aus dieser Punktmessung ableiten:

- Durch die Ölgemisch-Aerosolapplikation kann die Schimmelpilzkonzentration der Luft deutlich gesenkt werden. Die Wirksamkeit des Systems wird durch die Tatsache unterstützt, dass diese Messergebnisse bei nahezu Maximallüftung des Stalls erzielt wurden.
- Geht man von einer engen Korrelation zwischen Staubkonzentration und Schimmelpilzkonzentration in der Luft aus, wie dies von MISSEL und HARTUNG in Untersuchungen an Abfallbehandlungsanlagen gezeigt worden ist [MH02], bekräftigt die Minderungsleistung von 58 % für Schimmelpilze die Größenordnung der Staubkonzentrationsreduzierung des Systems (vgl. Tabelle 5.12). Die hohen Lüftungsraten lassen eine ähnlich hohe Wirksamkeit des Sprühsystems hinsichtlich Staub, wie sie im Winter gemessen wurde, auch im Sommer erwarten.

6.2 Diskussion der Messmethodik

6.2.1 Bestimmung der Staubkonzentration

Im Rahmen der Staubkonzentrationsmessungen während der Langzeitversuche wurde zur Absicherung der mit dem Streulichtspektrometer gewonnenen Daten auch ein gravimetrischer Sammler eingesetzt. Die gewonnenen Erfahrungen zu den Messungen bei Einsatz des Umluftsystems und bei Einsatz des Sprühsystems sollen im Folgenden wiedergegeben werden.

Im Vergleich der Quellstärken für Gesamtstaub, ermittelt mit dem Streulichtspektrometer und dem gravimetrischen Sammler während der Versuche zum Umluftsystem

(entsprechend Tabelle 6.3), fällt auf, dass die mit dem gravimetrischen Sammler bestimmten Quellstärken um den Faktor 1,5 bis 3,4 über denen mit dem Streulichtspektrometer ermittelten Quellstärken liegen. Dieser Effekt ist durch die geometrische Form des Sammelkopfes des gravimetrischen Sammlers gegenüber dem des Streulichtspektrometers zu erklären. Beim gravimetrischen Sammler können die Staubpartikel radialsymmetrisch in den Sammelkopf eintreten, ohne einer Strömungsumlenkung folgen zu müssen. Beim Streulichtspektrometer hingegen müssen die Partikel einer 90°-Strömungsumlenkung folgen, wie in Abbildung 6.1 zu erkennen ist.

Tabelle 6.3: Vergleich der Quellstärken ermittelt mit dem Streulichtspektrometer versus Quellstärken ermittelt mit dem gravimetrischen Sammler aus den Messungen zum Umluftsystem

Messsystem Einstellung	Streulichtspektrometer			Gravimetrischer Sammler			Abweichung Quellstärke Sammler/ Streulicht
	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad	
Messperiode 1							
Wasser mittlere Düse ¹	0,90	0,06	70%	2,17	0,14	58%	2,40
Wasser große Düse	1,46	0,37	52%	2,92	0,45	43%	2,00
Referenz	3,02	0,69		5,15	0,90		1,71
Messperiode 3							
Säure mittlere Düse	0,95	0,30	74%	3,23	0,11	40%	3,40
Referenz ²	3,66	0,39		5,40	0,30		1,47
Messperiode 4							
Säure mittlere Düse	2,37	0,87	21%	5,32	0,55	3%	2,24
Referenz ¹	3,02	0,48		5,47	0,52		1,81
Durchschnittlicher Wirkungsgrad	54%			36%			
Datenbasis	Durchschnitt der 3 Versuchstage, die jeweils den Durchschnitt aus 1.440 Messpunkten der 24h-Messung darstellen (ermittelt aus der minütlich gewonnenen Staubkonzentration und dem Luftvolumenstrom zum jeweiligen Zeitpunkt)			Durchschnitt der 3 Versuchstage. Tageswert jeweils ermittelt aus der gravimetrisch bestimmten, mittleren Staubkonzentration über 24h und dem durchschnittlichen Abluftvolumenstrom der 24h (Sammler lief exakt 24h).			

¹ Für Sammler Durchschnitt aus 2 Versuchstagen

² Für Sammler Durchschnitt aus 4 Versuchstagen

Gerade große Partikel folgen einer solchen Strömungsumlenkung nur sehr träge oder können, wenn die Radialkraft überwiegt, gar nicht eintreten. Somit ist durch die Geometrie des gravimetrischen Sammelkopfes eine Impaktion der großen Partikel wahrscheinlicher als beim Sammelkopf des Streulichtspektrometers. Darüber hinaus ist aufgrund der Massenträgheit die Umlenkung der großen Partikel umso unwahrscheinlicher, je höher ihre horizontale Geschwindigkeit ist (die durchschnittliche horizontale Luftgeschwindigkeit ist bei Wäschereinsatz höher als bei der Referenz). Gerade die großen Teilchen dominieren

aber die Massenkonzentration der Staubmessung. Diese großen Partikel werden jedoch nur zu einem sehr geringen Prozentsatz oder gar nicht durch die Lüfter aus dem Stall ausgetragen [SW+04]. Somit überschätzt der gravimetrische Sammler die Quellstärke des Stalles für Gesamtstaub.

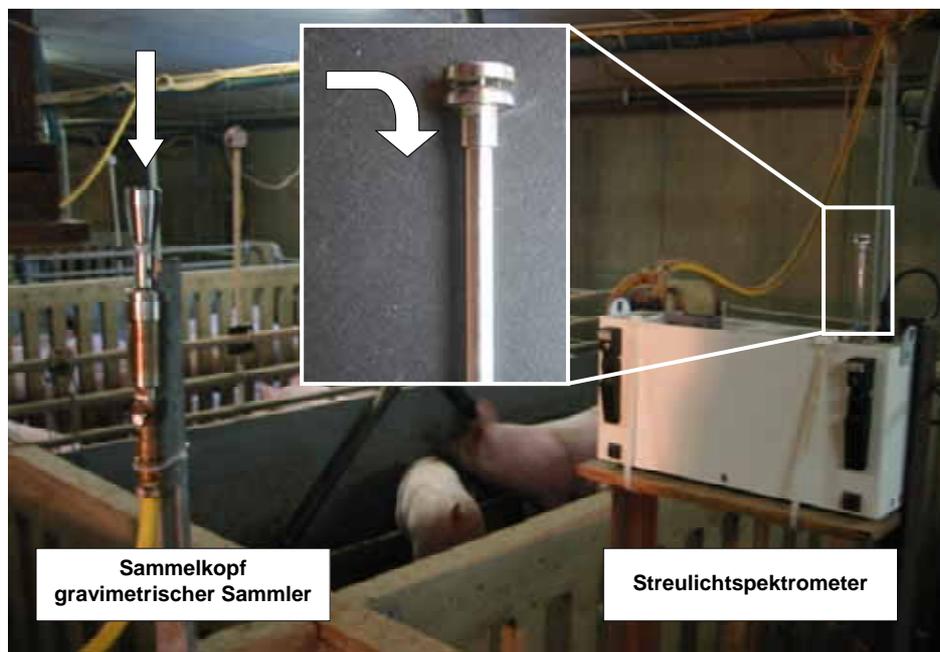


Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der Strömungsverhältnisse im Ansaugbereich der Sammelköpfe der eingesetzten Verfahren zur Bestimmung der Staubkonzentration

Vergleicht man die Quellstärken für Gesamtstaub aus den Messungen zum Sprühsystem, die mittels der Staubkonzentrationen ermittelt durch den Streulichtspektrometer bestimmt wurden, mit den Quellstärken für Gesamtstaub, die mittels der durch den gravimetrischen Sammler ermittelten Konzentrationen berechnet wurden (siehe Tabelle 6.4), so ist der gleiche, im Rahmen der Umluftsystem-Messungen beschriebene Effekt feststellbar. Die mittels gravimetrischem Sammler bestimmten Quellstärken liegen um den Faktor 1,07 bis 3,11 über denen mittels Streulichtspektrometer bestimmten Werten. Besonders auffällig ist dabei, dass dieser Faktor bei Einsatz des Sprühsystems (Mittel der sechs Faktoren beträgt 2,53) deutlich größer ist als bei den Referenzmessungen (Mittel der vier Faktoren beträgt 1,57). Diese Tatsache unterstützt den Erklärungsansatz, welcher die höheren Konzentrationswerte des gravimetrischen Sammlers auf die geometrische Form des Sammelkopfes zurückführt, der tendenziell vermehrt größere Partikel miterfasst, die beim Streulichtspektrometer unberücksichtigt bleiben. Das Sprühsystem bzw. eine

Aerosolapplikation führt laut BÖNSCH zu einer Agglomeration der feineren Partikel in der Luft und folglich zu vergleichsweise mehr großen Partikeln in der Stallluft im Vergleich zum Referenzsystem [BH96]. Dementsprechend ist der Faktor bei den Versuchsvarianten unter Einsatz des Sprühsystems größer als bei den Referenzmessungen. Angesichts der Tatsache, dass die großen Partikel bei den geringen Lüftungsraten des Versuchszeitraums nur zu einem geringen Prozentsatz oder gar nicht durch die Lüfter aus dem Stall ausgetragen werden, überschätzt der gravimetrische Sammler die Quellstärke des Stalles für Gesamtstaub allgemein.

Tabelle 6.4: Vergleich der Quellstärken ermittelt mit dem Streulichtspektrometer versus Quellstärken ermittelt mit dem gravimetrischen Sammler aus den Messungen zum Sprühsystem

Messsystem Einstellung	Streulichtspektrometer			Gravimetrischer Sammler			Abweichung Quellstärke Sammler/ Streulicht
	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad	
Messperiode 2							
40 x Düse mittel	1,03	0,50	47%	2,11	0,39	0%	2,04
40 x Düse groß	0,55 ¹	0,12	72%	1,64	0,19	22%	2,97
Referenz Abteil 2	0,68	0,07		1,66	0,18		2,44
Referenz Abteil 1	1,96	0,36		2,10	0,40		1,07
Messperiode 5							
80 x Düse klein	2,24 ¹	0,16	55%	6,42 ¹	1,97	17%	2,86
40 x Düse mittel	1,61 ¹	0,29	68%	4,99	0,68	35%	3,11
40 x Düse groß	2,32 ¹	0,75	54%	6,13	1,18	20%	2,64
Referenz Abteil 2	5,02	0,99		7,71	1,72		1,54
Messperiode 6							
40 x Düse groß	3,11 ¹	0,04	27%	4,81 ²	0,41	8%	1,55
Referenz Abteil 2	4,23	0,76		5,24	0,57		1,24
Durchschnittlicher Wirkungsgrad	54%			17%			
Datenbasis	Durchschnitt der 3 Versuchstage, die jeweils den Durchschnitt aus 1.440 Messpunkten der 24h-Messung darstellen (ermittelt aus der minütlich gewonnenen Staubkonzentration und dem Luftvolumenstrom zum jeweiligen Zeitpunkt)			Durchschnitt der 3 Versuchstage. Tageswert jeweils ermittelt aus der gravimetrisch bestimmten, mittleren Staubkonzentration über 24h und dem durchschnittlichen Abluftvolumenstrom der 24h (Sammler lief exakt 24h).			

¹ Durchschnitt aus 2 Versuchstagen

² Durchschnitt aus 4 Versuchstagen

Speziell in diesem Fall werden die Quellstärken bei Einsatz des Sprühsystems stärker überschätzt als bei den Messungen im Referenzabteil, was durch den um 38 % höheren Faktor „Quellstärke gravimetrischer Sammler/Quellstärke Streulichtspektrometer“ der Tabelle 6.4 bei den Varianten unter Einsatz des Sprühsystems im Vergleich zu den Referenzmessungen deutlich wird. Genau dieser Wert von 38 % trennt den durchschnittlichen Wirkungsgrad bzw. Minderungsgrad des Systems – ermittelt mittels Konzentrationswerten des Streulichtspektrometers (54 %) – von dem durchschnittlichen

Wirkungsgrad bzw. Minderungsgrad des Systems ermittelt mittels Konzentrationswerten des gravimetrischen Sammlers (17 %).

Die deutlichen Unterschiede der beiden Messsysteme bei der im Rahmen dieser Versuche gewählten Art der Quellstärkenbestimmung (Produkt aus Innenraumkonzentration und Abluftvolumenstrom bezogen auf die Lebendmasse) machen deutlich, dass für eine exakte Bestimmung der Quellstärke eine Messung in der Abluft unabdingbar ist. Auch dabei müssten beide Systeme zur Staubkonzentrationsbestimmung parallel eingesetzt werden, um eine eindeutige Aussage treffen zu können. Bei der Bestimmung relativer Unterschiede – wie in diesen Untersuchungen durchgeführt – fließen die Messungenauigkeiten als systematische Fehler in beide Varianten (behandelt und unbehandelt) ein. Eine Aussage zur Minderungsleistung ist somit zulässig.

6.2.2 Bestimmung der Ammoniak-Konzentration

Durch das parallele Einsetzen verschiedener Messtechnik zur Bestimmung der Ammoniak-Konzentration (siehe Kapitel 4.2) während der Langzeitmessungen zum Umluftsystem und Sprühsystem konnten Aussagen zu folgenden Themen abgeleitet werden:

- Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels optochemischer Punktmessungen (Dräger-CMS) und quasikontinuierlicher photoakustischer Messungen (Brüel & Kjaer bzw. Innova)
- Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels paralleler optochemischer Punktmessungen (behandeltes Abteil 1 und unbehandeltes Abteil 2) gegenüber der Quellstärkenbestimmung mittels sequentieller optochemischer Punktmessungen (gleiches Abteil erst behandelt, dann unbehandelt)
- Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels quasikontinuierlicher photoakustischer Messungen (Brüel & Kjaer bzw. Innova) und quasikontinuierlicher Messung mit dem NDIR-Photometer (Rosemount Binos)

Vergleicht man die ermittelten Quellstärken, die mit dem photoakustischen Messverfahren und der Durchschnittsbildung aus den Minutenwerten errechnet wurden mit den Punktmessungen mittels optochemischem Verfahren (Dräger-CMS) in Tabelle 6.5, so liegen die Werte im Schnitt in gleicher Größenordnung.

Tabelle 6.5: Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels quasikontinuierlicher, photoakustischer Messung und punktueller, optochemischer Messung und entsprechend berechnete Minderungs- bzw. Wirkungsgrade aus den Untersuchungen zum Umluftsystem

Messsystem Einstellung	Innova / Brüel & Kjaer			Dräger-CMS		
	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad
Messperiode 1						
Wasser mittlere Düse	32,5	1,0	7%	33,0	3,0	7%
Wasser große Düse	35,5	0,9	-2%	37,0	2,8	-4%
Referenz	34,8	1,0		35,5	3,6	
Säure mittlere Düse	29,1	1,6	17%	20,2	2,9	43%
Messperiode 3						
Säure mittlere Düse	23,8	2,7	42%	15,1	2,0	61%
Referenz ¹	40,7	5,3		38,3		
Messperiode 4						
Säure mittlere Düse	23,9	3,1	43%	32,9	2,6	20%
Referenz	42,3	11,2		41,1	2,1	
Durchschnittlicher Wirkungsgrad bei Säureeinsatz	34%			41%		
Datenbasis	Durchschnitt der 3 Versuchstage, die jeweils den Durchschnitt aus 1.440 Messpunkten der 24h-Messung darstellen			Durchschnitt der 3 Versuchstage, die jeweils den Durchschnitt aus min. 3 punktuell ermittelten Quellstärken (über den Tag verteilt) darstellen (herangezogener Luftvolumenstrom: Durchschnitt der 1/2 Stunde um die jeweilige Punktmessung)		

¹ Dräger-CMS-Wert Durchschnitt aus Referenzwert von Messperiode 1 und 4

Weicht die Quellstärkenbestimmung mittels Punktmessungen durch das optochemische Verfahren in den Messungen zur Referenz und bei Einsatz reinen Wassers um -6 % bis +4 % von den Quellstärken, die mittels quasikontinuierlicher photoakustischer Messung gewonnen wurden, ab, ist die Differenz bei den Messungen mit Säureeinsatz in den Wäschern deutlich größer. Dies ist in erster Linie auf die in den Ergebnissen zu den Kurzzeitversuchen dargestellten Querempfindlichkeiten der Messgeräte mit flüchtigen organischen Säuren zurückzuführen. Im Durchschnitt der Versuchsvarianten liegen die mit den jeweiligen Messsystemen ermittelten Minderungswerte des Ammoniak-Emissionsstroms durch das Umluftsystem bei Säureeinsatz mit 34 % und 41 % jedoch in gleicher Größenordnung.

In den Langzeitversuchen zum Umluftsystem wurden Punktmessungen mit dem optochemischen Messprinzip sowohl parallel im behandelten Abteil 1 und im unbehandelten Abteil 2 durchgeführt als auch sequentiell, d.h. Messungen im gleichen Abteil (Abteil 1) zuerst unter Wäschereinsatz und zeitlich folgend ohne Wäschereinsatz.

Die Messzeitpunkte im behandelten und unbehandelten Abteil lagen bei der parallelen Messung in diesem Fall nur wenige Minuten auseinander. Die Quellstärken wurden ermittelt aus der jeweils gemessenen Ammoniak-Konzentration je Abteil multipliziert mit dem Durchschnitt des Abluftvolumenstroms (des Abteils) der halben Stunden um den Zeitpunkt der Messung und wurden auf die Lebendtiermasse bezogen. Ein Tageswert entspricht dem Durchschnitt dreier derart ermittelter Werte für die Quellstärke, die morgens, mittags und abends gewonnen worden waren. Die in Abbildung 6.2 wiedergegebenen Werte je Versuchseinstellung und Abteil sind der Durchschnitt der im Minimum drei Tageswerte der jeweiligen Versuchseinstellung. D.h., hinter jedem Säulenwert stehen im Minimum neun Messwerte.

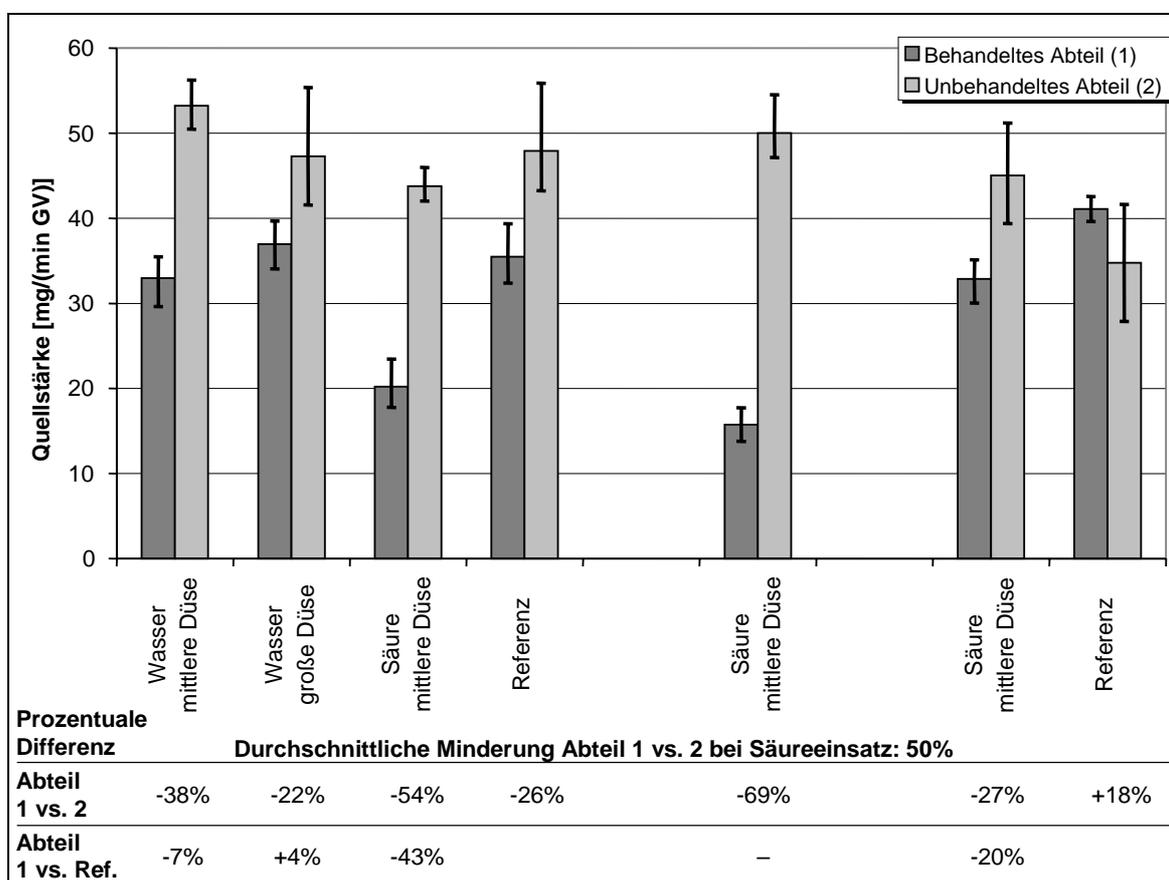


Abbildung 6.2: Quellstärken für Ammoniak ermittelt aus quasigleichzeitig durchgeführten Ammoniak-Punktmessungen im durch das Umluftsystem behandelten und unbehandelten Abteil; Messsystem: optochemisch (Dräger-CMS)

Die durchschnittliche Quellstärkenminderung von 50 % untermauert die Größenordnung des in den kontinuierlichen Messungen festgestellten Minderungsgrads von 34 %. Auffällig ist jedoch auch die Differenz der Quellstärken der beiden Abteile, wenn kein

Wäscher im Einsatz ist, d.h. die hier dargestellten Referenz-Varianten. Theoretisch müssten in diesen Fällen die Quellstärken nahezu identisch sein bzw. in gleicher Größenordnung liegen. Abweichungen von -26 % bis +18 % traten jedoch auf. Bei der Suche nach der Ursache für dieses Phänomen ist die Betrachtung der Ammoniak-Konzentrationen hilfreich. Abbildung 6.3 gibt diese Werte wieder. Die Ammoniak-Konzentrationen der beiden Abteile bei den Referenzmessungen sind nahezu gleich bzw. die Abweichungen von +1 % und +5 % sind vernachlässigbar.

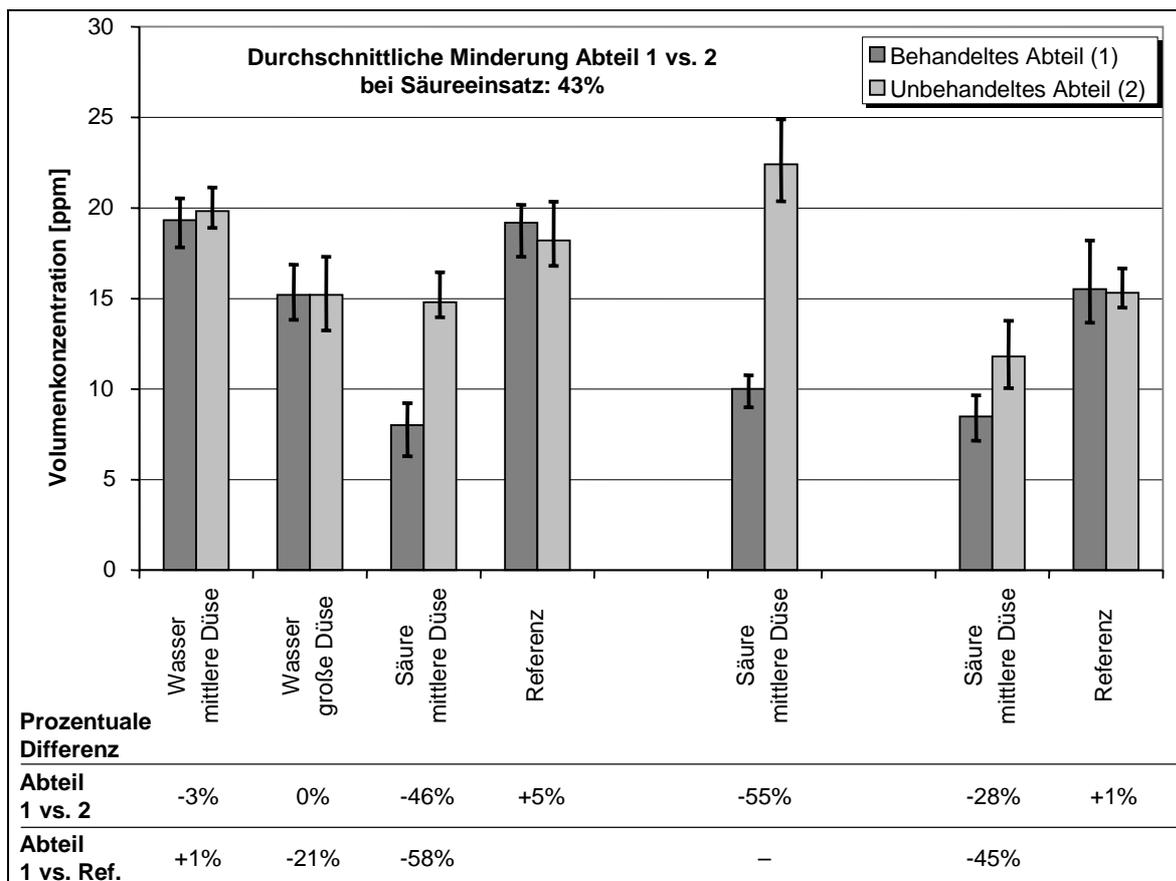


Abbildung 6.3: Ammoniak-Konzentrationen der quasigleichzeitig durchgeführten Punktmessungen im durch das Umluftsystem behandelten und unbehandelten Abteil (Mittelwerte der Tagesmittel); Messsystem: optochemisch (Dräger-CMS)

Die Abweichungen in den Quellstärken sind somit rein auf die unterschiedlichen Lüftungsraten zurückzuführen, die wiederum bedingt werden durch die vorherrschenden Temperaturen im Stall. Bei erhöhter Energieabgabe durch die Schweine im Vergleich der Abteile, ausgelöst durch verstärkte Tieraktivität im Abteil oder durch intensivere Sonneneinstrahlung auf den Stall, reagiert die Lüftungssteuerung mit Erhöhung der Lüftrate im betroffenen Abteil, um die Innenraumtemperatur konstant zu halten. Die

Ursache der Unterschiede in der Lüftungsrate bei den Referenzmessungen ist im dargestellten Zusammenhang begründet; welcher Effekt hier speziell dominiert hat, kann im Nachhinein nicht festgestellt werden. Es wird anhand dieser Ergebnisse deutlich, wie unterschiedlich Quellstärkenbestimmungen ausfallen können, obwohl (von außen betrachtet) die gleichen Randbedingungen geherrscht haben.

Die Ergebnisse der quasizeitgleichen Messungen, die die Leistungsfähigkeit des Umluftsystems zur Minderung der Ammoniak-Emissionen (hier sogar in der Größenordnung von 50 %, siehe Abbildung 6.2) bestätigen, spiegeln sich nahezu gleichermaßen in der Senkung der Innenraumkonzentration (hier um 43 %, siehe Abbildung 6.3) wider.

Ähnlich den Ammoniak-Messungen zum Umluftsystem kamen auch bei den Messungen zum Sprühsystem zwei Messprinzipien zum Einsatz. Während der Messperioden 5 und 6 wurde parallel mit dem photoakustischen Messgerät der Firma Innova (Modell 1312) und dem NDIR-Messgerät „Binos“ der Firma Rosemount gemessen. Beide Geräte erfassten die Ammoniak-Konzentration minütlich, was die gewonnenen Messwerte sehr vergleichbar macht. Tabelle 6.6 stellt die so ermittelten Quellstärken für Ammoniak in den verschiedenen Versuchsvariationen der Messperioden 5 und 6 gegenüber.

Tabelle 6.6: Vergleich der Quellstärkenbestimmung mittels quasikontinuierlicher, photoakustischer Messung und quasikontinuierlicher NDIR-Messung und entsprechend berechnete Wirkungsgrade (Messungen zum Sprühsystem)

Messsystem Einstellung	Innova 1312			Rosemount Binos		
	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad	Quellstärke [mg/(min GV)]	Standard- abweichung	Wirkungs- grad
Messperiode 5						
80 x Düse klein	52,4	13,1	32%	38,3	11,5	28%
40 x Düse mittel	49,5	2,9	36%	39,7	3,6	26%
40 x Düse groß	35,8	3,1	53%	26,7	0,8	50%
Referenz Abteil 2	76,8	17,9		53,4	12,1	
Messperiode 6						
40 x Düse groß	53,3	7,8	35%	34,4	1,4	45%
Referenz Abteil 2	81,5	8,1		62,7	9,3	
Durchschnittlicher Wirkungsgrad	39%			37%		
Datenbasis	Durchschnitt der 3 Versuchstage, die jeweils den Durchschnitt aus 1.440 Messpunkten der 24h-Messung darstellen (ermittelt aus der minütlich gewonnenen Ammoniak-Konzentration und dem Luftvolumenstrom zum jeweiligen Zeitpunkt)			Durchschnitt der 3 Versuchstage, die jeweils den Durchschnitt aus 1.440 Messpunkten der 24h-Messung darstellen (ermittelt aus der minütlich gewonnenen Ammoniak-Konzentration und dem Luftvolumenstrom zum jeweiligen Zeitpunkt)		

Die durchschnittlichen Minderungsgrade dieser vier Variationen betragen im Falle des photoakustischen Messsystems 39 % und im Falle des NDIR-Messsystems 37 %. Obgleich die ermittelten Minderungsgrade der beiden Messverfahren um bis zu 10 % auseinander liegen können, zeigt die geringe Differenz des Durchschnitts die Qualität der Messergebnisse und die Vergleichbarkeit der Messprinzipien.

6.2.3 Messwertverfälschung durch das Sprühsystem

Wie in den Vorversuchen gezeigt und zu Anfang des Kapitels 5.1 beschrieben, werden durch das Sprühsystem zahlreiche Aerosole in den Stallraum eingetragen. Die folgende Analyse dient zum einen der Beantwortung der Frage, wie groß die Masse der durch das Sprühsystem eingetragenen Aerosole in den jeweiligen Fraktionen tatsächlich ist und wie groß der Messfehler wäre, würde eine Datenanalyse – wie in Abbildung 5.2 beschrieben – unterbleiben.

Je kleiner die betrachtete Fraktion, desto größer ist das Massenverhältnis zwischen den durch das Sprühsystem eingetragenen Aerosolen zu den Staubpartikeln gleicher Größenfraktion in der Stallluft ohne Behandlung. Demgemäß ist bei unterbliebener Messwertanalyse gemäß Abbildung 5.2 die Messwertverfälschung im Sinne einer Erfassung tatsächlicher Staubkonzentrationen bei kleineren Fraktionen umso größer. Dies wird besonders deutlich, wenn man die gleitenden Mittelwerte über zehn Minuten eines typischen Messtages bei Einsatz des Sprühsystems mit denen eines typischen Messtages im Referenzabteil vergleicht (Abbildung 6.4).

Es wird darüber hinaus deutlich, dass in den Fraktionen mit einem Partikeldurchmesser kleiner als $7,5\ \mu\text{m}$ mehr Aerosole in den Stall eingetragen werden, als Staubpartikel dieser Größenfraktionen durch das Sprühsystem gebunden werden (Faktor Sprühsystem/Referenz > 1). Diese Tatsache unterstreicht die Notwendigkeit der veterinärmedizinischen Untersuchungen der Tierlungen, wie sie im Rahmen der Versuche zum Sprühsystem durchgeführt wurden (siehe Kapitel 6.1.1).

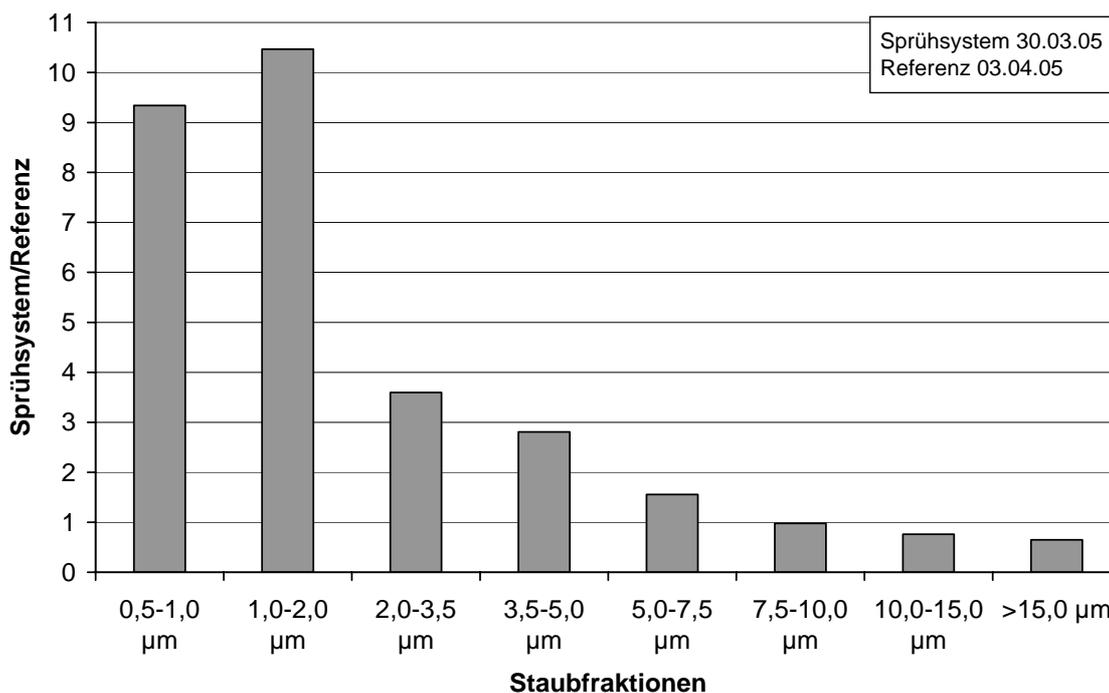


Abbildung 6.4: Verhältnis der Durchschnittswerte der gleitenden 10 Minuten Mittelwerte der Staubkonzentrationen eines typischen Messtages bei Einsatz des Sprühsystems (30.03.05) und eines Referenztages (03.04.05)

6.3 Fazit und Ausblick

Der Fokus der Aufgabenstellung lag auf der Emissionsminderung dezentral entlüfteter Stallungen zur Schweinemast, also auf einer rein umwelttechnischen Sichtweise. Im Prozess der Konzept- und Systemfindung kamen Argumente der Tiergesundheit und des Arbeitsschutzes hinzu, als die verschiedenen Systemalternativen miteinander verglichen wurden und die Systeme zur Stallluftkonditionierung durch ihre Wirkungsentfaltung im Stall Vorteile aufzeigten. Durch eine Konzentrationssenkung der Schadsubstanzen im Stall können sowohl die Umwelt- bzw. Lebensbedingungen der Tiere und die Arbeitsbedingungen der dort tätigen Menschen verbessert werden als auch die Emissionsströme der Schadsubstanzen aus dem Gesamtsystem Stall gesenkt werden. Zum Vergleich der beiden in dieser Arbeit untersuchten Verfahren müssen somit sowohl die Minderungsleistung der Emissionsströme als auch die Minderungsleistung hinsichtlich Innenraumkonzentrationen der Schadsubstanzen Ammoniak und Staub berücksichtigt werden. Abbildung 6.5 stellt diese Werte als Ergebnis der Langzeitmessungen gegenüber.

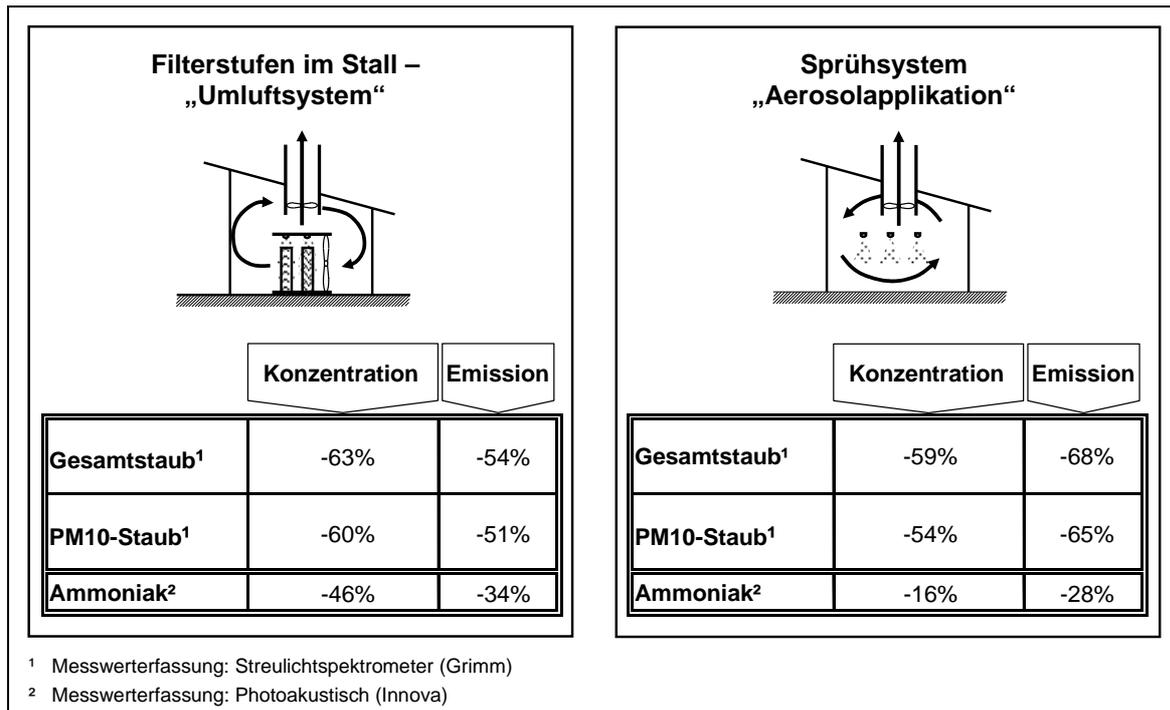


Abbildung 6.5: Durchschnittliche Minderungsgrade aus den Langzeitmessungen im Vergleich der Systeme

Da in den veterinärmedizinischen Untersuchungen kein negativer Effekt der Ölgemisch-Aerosolpartikel auf die Lungen nachweisbar war, ist die Analyse der Messwerte 15 Minuten vor jedem Sprühzyklus zur Beschreibung der Minderungsleistung für Staub zulässig (Werte in Klammern). Vergleicht man diese Werte mit dem Umluftsystem, zeigen beide Verfahren ähnlich hohe Minderungsleistungen. Allein für Ammoniak scheint das Umluftsystem leichte Vorteile zu haben. Dem gegenüber stehen die positive Wirkung durch die ätherischen Öle im Sinne einer Schimmelpilz- und Keimreduzierung und die subjektive Wahrnehmung einer deutlich besseren staubreduzierenden Wirkung des Sprühsystems. Beim Sprühsystem entsteht bei Betreten des Stalls der Eindruck, dass kein Staub mehr in der Luft sei. Beide Systeme können ihre Wirkung nur unter Einsatz von Additiven erreichen; im Falle des Umluftsystems der Säureeinsatz und im Falle des Sprühsystems der Ölgemisch-Einsatz. Beim Sprühsystem ist aus rein energetischer Sicht ein Vorteil gegeben, da zum einen keine Zwangsführung der Luft durch Axialventilatoren wie beim Umluftsystem notwendig ist, zum anderen die Lüftungsrate des Stalles bei Einsatz des Sprühsystems automatisch reduziert wird. Im speziellen Fall kleiner Tiere in den Wintermonaten muss jedoch die kühlende Wirkung des Sprühsystems durch verstärkte Wärmezufuhr in Form von Heizenergie ausgeglichen werden, d.h., die Verdampfungsenthalpie des zugeführten Wassers muss durch die Wärmeenergie der Heizung

kompensiert werden. Das Sprühsystem kann über die in dieser Arbeit beschriebene Anwendung hinaus mit angepasster Steuerung in den Sommermonaten zur Kühlung der Stallluft genutzt werden oder in den Zeiten der Ausstallung zum Einweichen und Desinfizieren eingesetzt werden.

Den beiden in dieser Arbeit untersuchten Verfahren erwächst nicht nur aus ihrer Nachrüstbarkeit alter Stallungen und aus der damit einhergehenden positiven Wirkung auf die Schadsubstanzkonzentrationen im Stall Bedeutung, sondern auch im Rahmen der Kompensation bei Genehmigungsverfahren für Neustallungen. Der Begriff Kompensation räumt Maßnahmen, die in Summe eine höhere emissionsmindernde Wirkung haben, den Vorrang ein. Möchte ein Landwirt einen neuen Stall errichten und bekommt diesen nur genehmigt bei Einbau eines Mehrstufenwäschers mit einer Filterleistung von 90 % für Staub und 80 % für Ammoniak, so sollte die Möglichkeit bestehen, Altstallungen und den Neubau mit dem Nachrüstsystem auszustatten. Bedingung ist dabei die in Summe größere Emissionsreduzierung. Soll ein Maststall mit 1.000 Mastplätzen neu errichtet werden, ist im Vergleich zum Mehrstufenwäscher eine gleiche Umweltwirkung für Ammoniak erzielt, wenn Neubau und ca. 1.700 Altsubstanz-Mastplätze „nachgerüstet“ werden; für Staub ist eine gleiche Umweltwirkung erzielt, wenn Neubau und ca. 650 Altsubstanz-Mastplätze „nachgerüstet“ werden.

Weiterer Entwicklungs- und Analysebedarf für die beiden untersuchten Verfahren besteht zur Beantwortung folgender Fragen:

- Welche Wirkungs- bzw. Minderungsgrade leisten die Systeme in der Sommer- und Übergangszeit? Aufgrund der deutlich höheren Lüftungsraten und der damit einhergehenden Dominanz des Verdünnungseffektes ist von geringeren Wirkungsgraden besonders bei Ammoniak auszugehen.
- Welches Optimierungspotenzial haben die Systeme? Die Optimierung sollte hierbei nicht nur die energetischen und technischen Aspekte betrachten, sondern vor allem die chemischen und biologischen: Kann die Mischung ätherischer Öle noch optimiert werden, hin zur besseren Keimreduktion oder besseren Ammoniak-Bindung?
- Wie sind die beiden Systeme – nach Durchführung der Optimierung – ökonomisch zu bewerten, besonders im Vergleich zu heute typischen Abluftfilterverfahren?
- Kann im Falle des Sprühsystems in Langzeitversuchen ein Effekt auf die Mastleistung und den Krankheitsstand der Tiere festgestellt werden?

- Mit welchem Ansatz kann der positive Gesundheitseffekt auf Tier und Mensch ökonomisch berücksichtigt werden?
- Welche Wirkung zeigen die Systeme hinsichtlich einer Geruchsreduzierung? Welche Optimierungsansätze ergeben sich zur Verbesserung dieses Aspektes?

7 Zusammenfassung

Heute bekannte technische Lösungen zur Emissionsminderung bei nachträglichem Einbau in dezentral entlüftete Stallungen zur Schweinemast sind häufig unzureichend in Bezug auf die Flexibilität beim Einbau. Darüber hinaus liegen nur unzureichende Messergebnisse zur Leistungsfähigkeit der Verfahren vor. Gleichzeitig erwächst die Bedeutung für Nachrüstlösungen zur Emissionsminderung zum einen aus der in der TA-Luft vom 24.07.02 beschriebenen Möglichkeit zur behördlichen „Nachträglichen Anordnung“ und zum anderen aus dem häufig in Genehmigungsverfahren unzureichend genutzten Potenzial der Kompensation über die Nachrüstung bereits vorhandener Altstallungen.

Den in dieser Arbeit gewählten Lösungsansätzen lag zum einen eine umfassende Literaturrecherche zu allen theoretisch möglichen Verfahren zur Verminderung von Staub, Geruch und Ammoniak in der Stallluft bzw. -abluft zugrunde. Zum anderen wurden im Rahmen einer Patentrecherche die urheberrechtliche Situation geklärt und das Spektrum der Lösungsansätze ergänzt.

Aus diesem Systemfindungsprozess gingen zwei alternative Verfahren hervor, deren technische Auslegung in Vorversuchen optimiert wurde und deren Bewertung in quasikontinuierlichen Langzeitmessungen zu Staub und Ammoniak in zwei unterschiedlichen Stallungen zur Schweinemast über eine Mastperiode hinweg (von ca. 50 kg bis ca. 100 kg durchschnittlicher Lebendmasse) vorgenommen wurde. Dabei wurden die Staubkonzentration mit Hilfe eines Streulichtspektrometers und die Ammoniak-Konzentration photoakustisch bestimmt.

Beide Systeme bewirken eine Emissionsminderung des Stalles, indem sie die Konzentrationen der Schadsubstanzen bereits im Stallraum reduzieren. Damit wird neben der umweltrelevanten Wirkung eine Verbesserung der Stallluft erreicht.

Bei der „Umluft-Feuchtentstaubung“ wurde die Stallluft eines Abteils von 515 Tieren durch zwei identische Sprühwäscher dauerhaft im Kreislauf geführt. Die Wäscher arbeiteten dabei zur verbesserten Ammoniakabscheidung mit verdünnten Säuren. Es konnte durch die Langzeitmessungen eine signifikante Verminderung der Emissionen von Gesamtstaub um 54 % und von PM10-Staub um 51 % gegenüber der Referenz nachgewiesen werden. Die Emission von Ammoniak nahm – ebenfalls signifikant – um 34 % ab. Dabei reduzierten sich die Innenraumkonzentrationen von Gesamtstaub um 63 %, von PM10-Staub um 60 % und von Ammoniak um 46 %.

Beim „Sprühsystem“ wurde eine Ölgemisch-Wasser-Emulsion unter Hochdruck flächig im Stall vernebelt. Dabei war das Ölgemisch zur Hemmung bzw. Minderung der Bakterien und Viren der Stallluft eine Mischung aus verschiedenen ätherischen Ölen und einem Trägeröl. Durch die zyklische Ausbringung (jede halbe Stunde) dieser Emulsion im Abteil 1 des Maststalles wurde eine quasikontinuierliche Reinigung der Stallluft dieses Abteils erreicht. Die Langzeitmessungen zeigten gegenüber dem Referenzabteil (Abteil 2) eine signifikante Verminderung der Emissionen von Gesamtstaub um 68 %, von PM10-Staub um 65 % und von Ammoniak um 28 %. Dabei waren die Innenraumkonzentrationen im behandelten Abteil für Gesamtstaub um 59 %, für PM10-Staub um 54 % und für Ammoniak um 16 % geringer (ebenfalls signifikant).

Zur weitergehenden Bewertung der Verfahren wurden veterinärmedizinische Stichproben-Untersuchungen der Lungen der Mastschweine des Abteils, in dem das Sprühsystem eingesetzt wurde, vorgenommen und mit Stichproben-Untersuchungen des Referenzabteils verglichen. Darüber hinaus wurden die Lungenbefunde des Schlachthofs nahezu aller Tiere des Stalles aufgenommen. Es konnte kein negativer Einfluss der Ölgemisch-Aerosole auf die Lungen der Schweine festgestellt werden. Die Schlachtkörperbefunde waren für das behandelte Abteil tendenziell besser. Punktuelle Luftkeimsammlungen im Messzeitraum ergaben darüber hinaus eine um 58 % verminderte Innenraumkonzentration an luftgetragenen Schimmelpilzsporen und eine um 14 % verminderte Innenraumkonzentration an luftgetragenen Bakterien im behandelten Abteil.

Aus den gewonnenen Ergebnissen können folgende Aussagen abgeleitet werden:

- Die Verfahren „Umluft-Feuchtentstaubung“ und „Sprühsystem“ funktionieren und sind als „Nachrüstlösungen“ für dezentral entlüftete Stallungen zur Schweinemast einsetzbar.
- Aussagen zur Lebensdauer und Funktionssicherheit können an dieser Stelle noch nicht gemacht werden. Eine „Langzeitbetrachtung“ wird zukünftig Aufschluss geben.
- Bedingt durch die Tatsache, dass es sich bei den eingesetzten Systemen um Prototypen handelte, können Kosten-Nutzen-Betrachtungen erst vorgenommen werden, wenn Referenzanlagen auf „Serienniveau“ im Einsatz sind.

8 Literaturverzeichnis

- [AB96] ATKINS, P. W.; BERAN, J. A.: *Chemie – einfach alles*, VCH Verlagsgesellschaft mbH 1996, S. 558-559
- [AH+03] ANDREE, H.; HÜGLE, T.; ROTH, E.: Einfluss der Eiweißversorgung auf die Geruchsemission bei Mastschweinen
In: *Landtechnik*, 1/2003, S. 38-39
- [AHK03] ANDREE, H.; HÜGLE, T.; ROTH, E.: Einfluss der Eiweißversorgung auf die Geruchsemission bei Mastschweinen
In: *Landtechnik*, Heft 58 1/2003; S. 38-39
- [AR+99] AARINK, A. J. A.; ROELOFS, P. F. M. M.; ELLEN, H.; GUNNINK, H.: Dust Sources in Animal Houses
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 34-40
- [Bau05] BAUERFEIND, R.: Infektionsrisiken durch Zoonoseerreger
In: *Tagungsbeiträge zur KTBL-Tagung „Luftgetragene biologische Belastungen und Infektionen am Arbeitsplatz Stall“*; Hannover 11/2004, KTBL-Schrift 436, S.30-51
- [BE+02] BARTUSSEK, H.; EGERBACHER, M.; FLATSCHER, J.; GASTEINER, J.; HAUSLEITNER, A.; SCHUH, M.; STEINWIDDER, A.; TROXLER, J.; WALTER, I.; BRETTSCUH, S.; GUGGENBERGER, T.; SCHAUER, A.: *Die Auswirkung schlechter Stallluft auf Gesundheit und Leistung von Mastschweinen*
BAL-Veröffentlichungen Heft 32; Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Grupenstein, 2002
- [BH+74] BUNDY, D. S.; HAZEN, T. E.; SODERHOLM, L. H.: Dust control in swine-confinement buildings by a corona discharge
In: *Proceedings of the 1st International Livestock Environment Symposium*, 1974, S. 358-363
- [BH75] BUNDY, D. S.; HAZEN, T. E.: Dust Levels in Swine Confinement Systems Associated with Different Feeding Methods
In: *Transactions of the ASAE*, 1975, S. 137-139
- [BH96] BÖNSCH, S.; HOY, S.: Aerosolanwendung zur Senkung der Schwebstaubkonzentration
In: *Landtechnik*, 6/1996, S. 342-343
- [BK+95] BEITZ, W.; KÜTTNER, K. H.: *Dubbel – Taschenbuch für den Maschinenbau – 18. Auflage*, Springer-Verlag 1995, S. D22-D25
- [BK+99] BERBER, J.; KACHER, H.; LANGER, R.: *Physik in Formeln und Tabellen*, Teubner Verlag 1999, S. 55
- [Boe01] BOEKER, P.: Absenkung des Messgastauptektes – Konzentrationsänderung und Auswaschung von Schadgasen und Geruchsstoffen
In: *Agrartechnische Forschung*, Heft 3 2001, S. 72-76
- [Boe98] BÖNSCH, S.: *Untersuchungen zum Schwebstaubgehalt in der Tiefstreuhaltung von Mastschweinen bei Anwendung von Sojaöl als Aerosol und unter Berücksichtigung der Aktivität der Tiere*
Dissertation an der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig, 1998
- [Bra96] BRAUER, H.: *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik – Band 3: Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abluft und Abgasen*; Springer-Verlag, 1996
- [BV87] BUNDY, D. S.; VEENHUIZEN, M. A.: Dust and bacteria removal equipment for controlling particulates in swine buildings
In: *Proceedings of CIGR-seminar on Latest Developments in Livestock Housing*, Urbana-Champaign, Illinois, 6/1987, S. 137-145
- [C+89] CHRISTIAENS, J. P. A.; ET. AL.:
2nd Report of CIGR-Working group on “Climatization of Animal Houses”, 1989, S. 94-98

- [CC+03] CLEMENS, J.; CUHLS, C.; TRIMBORN, M.: Biofilter-Management zur Erhöhung der Abscheideleistung von Organischen Flüchtigen Kohlenwasserstoffen und zur Reduktion der Treibhausgasbildung
In: *Tagungsbeiträge zur 6. KTBL-VDI-MEG-Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“*; Vechta 2003, S. 494-497
- [CJ+74] CURTIS, S. E.; JENSEN, A. H.; SIMON, J.; DAY, D. L.: Effects of aerial ammonia, hydrogen sulfide, and swine-house dust, alone and combined, on swine health and performance
In: *Proceedings of the 1st International Livestock Environment Symposium*, 1974, S. 209-210
- [DB+99] DROST, H.; BEENS, N.; DOLEGHGS, B.; ELLEN, H.; OUDE VRIELINK, H. H. E.: Is Fogging of Water or Oil Effective in Reducing Dust Concentrations in Poultry Houses?
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 231-236
- [DC99] DONHAM, K.; CUMRO, D.: Setting Maximum Dust Exposure Levels for People and Animals in Livestock Facilities
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 93-110
- [Dem89] DEMMERS, T. G. M.: Adsorption und Nitrifikation von Ammoniak im Biowäscher
In: *Tagungsbericht der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft – Biologische Abgasreinigung – Praktische Erfahrungen und neue Entwicklungen*, Köln 5/1989, S. 147-160
- [DFG04] SENATSKOMMISSION ZUR PRÜFUNG GESUNDHEITSSCHÄDLICHER ARBEITSTOFFE: *MAK- und BAT-Werte-Liste 2004*; DFG-Mitteilung 40, 2004
- [DG81] DICKERSON, R. E.; GEIS, I.: *Chemie – eine lebendige und anschauliche Einführung*, Verlag Chemie 1981, S. 378-393
- [Don99] DONHAM, K.: A Historical Overview of Research on the Hazards of Dust in Livestock Buildings
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 13-21
- [ED+99] ELLEN, H.; DOLEGHS, B.; ZOONS, J.: Influence of Air Humidity on Dust Concentration in Broiler Houses
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 41-47
- [FB01] FROSCHE, W.; BÜSCHER, W.: Einsatz chemischer Flüssigmist-Additive zur Emissionsminderung
In: *Tagungsbeiträge zum KTBL-UBA-Symposium „Emissionen der Tierhaltung – Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen“*, Kloster Banz 12/2001, KTBL-Schrift 406, S. 123-134
- [GB+00] GOODRICH, P. R.; BICUDO, J.; SCHMIDT, D. R.; JACOBSON, L. D.; SHURSON, G. C.; JÜENKE, J.: Ozone Treatment of a Swine Finishing Building for Odor Control
In: *Proceedings of the 14th Memorial CIGR World Congress*, 2000, S. 55-59
- [GH01] GÖRNER, K.; HÜBNER, K.: *Gasreinigung und Luftreinhaltung*; Springer-Verlag, 2001
- [GL+01] GODBOUT, S.; LEMAY, S. P.; BARBER, E. M. ET AL.: Oil Sprinkling and Dietary Manipulation to Reduce Odour and Gas Emissions from Swine Buildings – Laboratory Scale Experiment
In: *Proceedings of the 6th International Livestock Environment Symposium*, Louisville Kentucky 5/2001, S. 671-678
- [Gle73] GLERUM, J. C.: Technische Lösungen für die Geruchsbekämpfung und die Beseitigung von Mistüberschüssen
In: *Tagungsbeiträge zur CIGR-Tagung „Agrartechnik und Umwelt“*; Aachen 9/1973, S. 91-98
- [GM+98] GROOT KOERKAMP, P. W. G.; METZ, J. H. M. ET AL.: Concentrations and Emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe
In: *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol. 70 1998, S. 79-95
- [Gri05] GRIMM, E.: Stand der Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen
In: *Landtechnik*, 1/2005, S. 36-37
- [Grü75] GRÜTER, O.: *Ermittlung des Staubgehaltes der Luft in Schweine- und Hühnermastställen in Abhängigkeit von Aufstellungs-, Fütterungs- und Lüftungssystem*
Institut für Physiologie und Hygiene landwirtschaftlicher Nutztiere der ETH Zürich, 1975

- [GS+05] GRIMM, E.; SCHIER, F.; BÜSCHER, W.; HARTUNG, E.: Stand der Verfahrenstechnik und Kosten der Abluftfilterung in der Nutztierhaltung
In: *Tagungsbeiträge zur 7. KTBL-VDI-MEG-Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“*; Braunschweig 3/2005, S. 265-270
- [Gui99] GUINGAND, N.: Dust Concentration in Piggeries: Influence of Season, Age of Pigs, Type of Floor and Feed Presentation in Farrowing, Post-Weaning and Finishing Rooms
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 69-75
- [Gus89] GUSTAFSSON, G.: Mass balances of dust in houses for pigs
In: *Proceedings of the eleventh International Congress on Agricultural Engineering*, Dublin 9/1989, S. 1465-1469
- [HA+05] HAHNE, J.; ASENDORF, W.; VORLOP, K. D.: Ammoniak-Abscheidung bei Abluftwäschern
In: *Tagungsbeiträge zur 7. KTBL-VDI-MEG-Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“*; Braunschweig 3/2005, S. 271-276
- [Hab78] HABELT, J.: *Geruchsminderung durch Oxidationsgraben*; KTBL-Schrift 201, 1978
- [Har03] HARTUNG, E.: Biofilter – Betriebsweise, Wirkung, Wirtschaftlichkeit
In: *Landtechnik*, 3/2003, S. 218
- [Har05] HARTUNG, J.: Luftverunreinigungen in der Nutztierhaltung
In: *Tagungsbeiträge zur KTBL-Tagung „Luftgetragene biologische Belastungen und Infektionen am Arbeitsplatz Stall“*; Hannover 11/2004, KTBL-Schrift 436, S. 7-19
- [HB+98] HAHNE, J.; BERNGES, T.; VORLOP, K. D.: Abluftbehandlung aus Schweinemastanlagen
In: *Landtechnik*, 5/1998; S. 324-325
- [HB02] HAHNE, J.; BRANDES, J.: Einsatz von Biofiltern zur Stallabluftbehandlung – Ergebnisse einer Stickstoffbilanzierung
In: *Landtechnik*, 6/2002, S. 336-337
- [HB95] HARTUNG, E.; BÜSCHER, W.: Ammoniak – Einflussfaktoren auf den Stoffübergang aus Flüssigmist
In: *Landtechnik*, 3/1995; S. 164-165
- [Hei94] HEINRICHS, P.: *Einfluß einer eiweißreduzierten Fütterung von Mastschweinen auf die Stickstoffbilanzen sowie die Mast- und Schlachtleistungen*
Dissertation an der Fakultät für Agrarwissenschaften der Christian-Albrechts-Universität Kiel, VDI-MEG-Schrift 257, 1994
- [Her97] HERBERT, V.: Reinigung von Abluft und Abwasser mit H₂O₂
In: *ERDÖL ERDGAS KOHLE*, 11/1997, S. 486
- [HF+05] HÄUSSERMANN, A.; FISCHER, D.; BAUR, J.; HARTUNG, E.; JUNGBLUTH, T.: Auswirkung einer Hochdruckbefeuchtung kombiniert mit Tieraktivitäts- und CO₂-Regelung auf Stallklima und Arbeitsplatzbelastung
In: *Tagungsbeiträge zur 7. KTBL-VDI-MEG-Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“*; Braunschweig 3/2005, S. 217-222
- [HH+99] HAHNE, J.; HESSE, D.; VORLOP, K. D.: Spurengasemissionen aus der Mastschweinehaltung
In: *Landtechnik*, 3/1999, S. 180-181
- [HH96] HOPP, J.; HÜGLE, T.: Hochleistungsbiofilter
In: *Landtechnik*, 3/1996, S. 158-159
- [HK75] HAMMER, K.; KOLLER, G.: Aufbereitung der Abluft aus Schweineställen
In: *Landtechnik*, 10/1975, S. 432-434
- [HL99] HINZ, T.; LINKE, S.: Luftfremde Stoffe in und aus einem Schweinemast- und einem Hähnchenmaststall
In: *Landbauforschung Völkingrode*, Heft 2/1999, S. 90-101
- [HM+97] HARTUNG, E.; MARTINEC, M.; JUNGBLUTH, T.: *Reduzierung der Ammoniak- und Geruchsemissionen aus Tierhaltungsanlagen der Landwirtschaft durch biologische Abluftfilter*
Endbericht zum Forschungsvorhaben am Institut für Agrartechnik der Universität Hohenheim, VDI-MEG-Schrift 320, 1997

- [HN+00] HEBER, A. J.; NI, J. Q.; LIM, T. T.; DIEHL, C. A.; SUTTON, A. L.; DUGGIRALA, R. K.; HAYMORE, B. L.; KELLY, D. T.; ADAMCHUK, V. I.: Effect of a manure additive on ammonia emission from swine finishing buildings
In: *Transactions of the ASAE*, 6/2000, S.1895-1902
- [Hoy95] HOY, S.: Multigasmonitoring – Ergebnisse aus der Schweine- und Hähnchenmast
In: *Landtechnik*, 5/1995, S. 270-271
- [HS+88] HEBER, A. J.; STROIK, M.; FAUBION, J. M.; WILLARD, L. H.: Size distribution and identification of aerial dust particles in swine finishing buildings
In: *Transactions of the ASAE*, Vol. 31(3) 1988, S. 882-887
- [HS+88] HEBER, A. J.; STROIK, M.; NELSEN, J. L.; NICHOLS, D. A.: Influence of Environmental Factors on Concentrations and Inorganic Content of Aerial Dust in Swine Finishing Buildings
In: *Transactions of the ASAE*, Vol. 31(3) 1988, S. 875-881
- [HS01] HINZ, T.; SCHRÖDER, O.: Optoakustisches IR-Spektrometer
In: *Messmethoden für Ammoniak-Emissionen*, KTBL-Schrift 401, 2001, S. 73-76
- [HV04] HAHNE, J.; VORLOP, K. D.: Sind Abluftwäscher zur Minderung von Ammoniak-Emissionen geeignet?
In: *Landtechnik*, 2/2004, S. 106-107
- [HW93] HEADON, D. R.; WALSH, G.: Yucca schidigera extracts and ammonia control
In: *Proceedings of the 4th International Livestock Environment Symposium*, Coventry 7/1993, S. 686-693
- [Ike00] IKEGUCHI, A.: Ultra sonic sprayer controlling dust in experimental poultry houses
In: *Proceedings of the 14th Memorial CIGR World Congress*, 2000, S. 59-64
- [KB+95] KECK, M.; BÜSCHER, W.; JUNGBLUTH, T.: Ammoniak-Freisetzung aus der Schweinehaltung – Einflussfaktoren und Minderungsmaßnahmen
In: *Landtechnik*, 6/1995, S. 374-375
- [KD+05] KOSCH, R.; DECKER, A.; VAN DEN WEGHE, H.: Plasmaphysikalisches Verfahren zur Emissionsminderung in der Nutztierhaltung
In: *Tagungsbeiträge zur 7. KTBL-VDI-MEG-Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“*; Braunschweig 3/2005, S. 283-288
- [Kis05] KISTNER, R.: Berufskrankheiten-Statistik der landwirtschaftlichen Unfallversicherung – Erfassung und Auswertung
In: *Tagungsbeiträge zur KTBL-Tagung „Luftgetragene biologische Belastungen und Infektionen am Arbeitsplatz Stall“*; Hannover 11/2004, KTBL-Schrift 436 S.52-60
- [KL00] KRAUSE, K. H.; LINKE, S.: Lüftungsabhängiger Emissionsmassenstrom
In: *Landtechnik*, 6/2000, S. 450
- [KL03] KRAUSE, K. H.; LINKE, S.: Vorverdünnung bei Geruchsemissionen
In: *Landtechnik*, 6/2003, S. 400
- [KM+80] KOELLIKER, J. K.; MINER, J. R.; HELLICKSON, M. L.; NAKAUE, H. S.: A Zeolite Packed Air Scrubber to Improve Poultry House Environment
In: *Transactions of the ASAE*, 1980, S. 157-161
- [LB+96] LAIS, S.; BÜSCHER, W.; JUNGBLUTH, T.: Biologische Abluftwäscher – Stand der Technik?
In: *Landtechnik*, 3/1996, S. 156-157
- [LB+99] LEMAY, S. P.; BARBER, E. M.; BANTLE, M.; MARCOTTE, D.: Development of a sprinkling system using uniluted canola oil for dust control in pig buildings
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus 5/6/1999, S. 215-230
- [LE92] LYNGTVEIT, T.; EDUARD, W.: Reduction of dust exposure by negative air ionisation
Report of CIGR-Seminar on “Environmental and energy aspects of livestock housing”, Polanica, Polen 8/9/1992, S. 245-252
- [Lin05] LINSSEL, G.: Messung luftgetragener Endotoxine
In: *Tagungsbeiträge zur KTBL-Tagung „Luftgetragene biologische Belastungen und Infektionen am Arbeitsplatz Stall“*; Hannover 11/2004, KTBL-Schrift 436, S. 92-96

- [Man95] MANNEBECK, D.: *Biofilter an Schweineställen – Analyse der Wirkungsweise und Konsequenzen*
Dissertation an der Fakultät für Agrarwissenschaften der Christian-Albrechts-Universität Kiel,
VDI-MEG-Schrift 260, 1995
- [Mar01] MARTINEC, M.: *Optimierung von Biofiltern in der Landwirtschaft*
Dissertation an der Fakultät für Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim, VDI-MEG-
Schrift 377, 2001
- [Mas05] MASEL, R. I.: Cost-effective Catalytic Methods to Reduce Gaseous Emissions from Swine
Facilities
In: <http://www.traill.uiuc.edu/sowm/paperDisplay.cfm?ContentID=6517>, 2005
- [MC82] MEYER, D. J.; CONVERSE, J. C.: Controlling Swine Manure Odors Using Artificial Floating Scums
In: *Transactions of the ASAE*, 1982, S. 1691-1695
- [Meh85] MEHLHORN, G.: Die Mikroflora im Stall – ein wichtiger tierhygienischer Faktor
In: *Plenarvorträge zur Hygienetagung Hannover*, 9/1985, S. 16-41
- [MH+98] MARTINEC, M.; HARTUNG, E.; JUNGBLUTH, T.: *Daten zu Geruchsemissionen aus der Tierhaltung*;
KTBL-Arbeitspapier 260, 1998
- [MH02] MISSEL, T.; HARTUNG, J.: Die korrelierte Partikelzählung als indirektes Messverfahren für
luftgetragene Mikroorganismen in Abfallbehandlungsanlagen
In: *Tagungsbeiträge zur Frühjahrstagung der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und
Arbeitsmedizin*; Dortmund 2002
- [Mon01] MONTENY, G. J.: Quantify ammonia emissions from buildings, stores and land application
In: *Livestock Farming and the Environment*, Sonderheft 226 der Landbauforschung Völkenrode
2002, S. 11-14
- [OA05] OGINK, N.W.; AARNINK, A.J.: Managing Emissions from Swine Facilities: Current situation in
The Netherlands and Europe
In: <http://www.traill.uiuc.edu/uploads/sowm/papers/p285%2D302%2Epdf>, 2005
- [OK+99] OSMAN, S. P. L.; Kay, R. M.; Owen, J. E.: Dust reduction in pig buildings using an applicator to
spread oil directly onto pigs
In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*,
Aarhus 5/6/1999, S. 253-260
- [Old89] OLDENBURG, J.: *Geruchs- und Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung*
KTBL-Schrift 333, 1989
- [Old89] OLDENBURG, J.: Geruchs- und Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung
In: *Landtechnik*, 9/1989; S. 324-328
- [OP92] O'NEILL, D. H.; PHILLIPS, V. R.: A review of the Control of Odour Nuisance from Livestock
Buildings: Part 3, Properties of the Odorous Substances which have been Identified in Livestock
Wastes or in the Air around them
In: *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol. 53 1992, S. 23-50
- [P+94] PEDERSEN, S. ET AL.: Aerial environment in animal housing – concentrations in and emissions
from farm buildings
*Report of CIGR-Working group No. 13 "Climatization and Environment Control in Animal
Housing"*, 1994, S. 102-109
- [Ped03] PEDERSEN, P.: Reduction of gaseous emissions from pig houses by adding sulphuric acid to the
slurry
In: *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal
Production Facilities*, Horsens 6/2003, S. 257-263
- [Ped05] PEDERSEN, S.: Maßnahmen zur Minderung der Partikelbelastung in Ställen
In: *Tagungsbeiträge zur KTBL-Tagung „Luftgetragene biologische Belastungen und Infektionen
am Arbeitsplatz Stall“*; Hannover 11/2004, KTBL-Schrift 436, S.174-181
- [Ped93] PEDERSEN, S.: Time based variation in airborne dust in respect to animal activity
In: *Proceedings of the fourth International Symposium on Livestock Environment*, Coventry
7/1993, S. 718-725

- [Pes04] PESCHEL, J.: Hochdruck-Vernebelungssystem in Volierenställen
In: *DGS Magazin*, 36/2004, S. 19-20
- [PM04] PREDICALA, B. Z.; MAGHIRANG, R. G.: Measurement of particulate matter emission rates from mechanically ventilated swine barns
In: *Transactions of the ASAE*, Vol. 47(2) 2004, S. 557-565
- [RD97] ROM, H. B.; DAHL, P. J.: Quantification of the Ammonia Balance in Fattening Pig Units with Totally Slatted Floors
In: *Proceedings of the 5th International Livestock Environment Symposium*, Bloomington 5/1997, S. 71-77
- [RM+04] RAZOTE, E. B.; MAGHIRANG, R. G.; SEITZ, L. M.; JEON, I. J.: Characterization of volatile organic compounds on airborne dust in swine finishing barn
In: *Transactions of the ASAE*, Vol. 47(4) 2004, S. 1231-1238
- [RM75] RIEMANN, U.; MISSFELD, B.: Gerüche aus der Stallabluft – wie kann man sie vermindern?
In: *Landtechnik*, 1/1975, S. 32-33
- [Rob93] ROBERTSON, J. F.: Dust and ammonia concentrations in pig housing: the need to reduce maximum exposure limits
In: *Proceedings of the 4th International Livestock Environment Symposium*, Coventry 7/1993, S. 694-699
- [Rüp84] RÜPRICH, W.: Bauliche, technische und biologische Maßnahmen zur Geruchsverminderung aus Tierhaltungsbetrieben
In: *Landtechnik*, 12/1984, S. 530-532
- [SB+71] SCHIRZ, S. A.; BLANKEN, G.; KUNZE, D. M.; PRIEWASSER, J.; SEBASTIAN, D.; WOLFERMANN, H. F.: *Geruchsbelästigung durch Nutztierhaltung und die Möglichkeiten der Vermeidung und Abhilfe*; KTBL-Bauschrift 13, 1971
- [Sch70] SCHIRZ, S. A.: Zum Thema „Immissionsschutz“: Versuch der Geruchsbeseitigung
In: *Landtechnik*, Heft 21 1970, S. 672-674
- [Sch75] SCHIRZ, S.: *Abluftreinigungsverfahren in der Intensivtierhaltung*; KTBL-Schrift 200, 1975
- [SE01] SALDEN, A.; EIGENBERGER, G.: Multifunctional adsorber/reactor concept for waste-air purification
In: *Chemical Engineering Science*, Vol. 56 2001, S. 1605-1611
- [See00] SEEDORF, J.: Emissionen von luftgetragenen Stäuben und Mikroorganismen
In: *Landtechnik*, 2/2000, S. 182-183
- [SH+03] SCHAUBERGER, G.; HEBER, A. J.; LIM, T. T.; NI, J.-Q.; BUNDY, D. S.; HAYMORE, B. L.; DIEHL, C. A.; DUGGIRALA, R. K.: Simple Odour Release Model for Swine Finishing Houses
In: *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, Horsens 6/2003, S. 349-358
- [SH+98] SEEDORF, J.; HARTUNG, J. ET AL.: Concentrations and Emissions of Airborne Endotoxins and Microorganisms in Livestock Buildings in Northern Europe
In: *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol. 70 1998, S. 97-109
- [SH02] SEEDORF, J.; HARTUNG, J.: *Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung*; KTBL-Schrift 393, 2002
- [Sie03] SIEBER, E.: *Quantifizierung von Geruchs-, Spurengas- und Staubemissionen und deren Emissionsquellen im Stall als Grundlage für den Einsatz emissionsmindernder Maßnahmen*
Dissertation an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 2003
- [Sie96] SIEMERS, V.: *Nassabscheider/Biofilterkombinationen zur Verminderung von Ammoniak-, Geruchs- und Staubemissionen aus Schweinemastställen*
Dissertation an der Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen, VDI-MEG-Schrift 304, 1998
- [SP03] SOUSA, P.; PEDERSEN, S.: Ammonia emission from fattening pigs in relation to animal activity and carbon dioxide production
In: *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, Horsens 6/2003, S. 114-121

- [SR+05] SCHMITT-PAUKSZTAT, G.; ROSENTHAL, E.; BÜSCHER, W.; DIEKMANN, B.: Sinkgeschwindigkeit von Tierstäuben – Rückschlüsse auf Partikeleigenschaften
In: *Landtechnik*, Vol. 60(5) 2005, S. 270-271
- [SS+01] SCHIRZ, S.; SIEMERS, V.: Abluftreinigung für die Landwirtschaft
In: *Tagungsbeiträge zum KTBL-UBA-Symposium „Emissionen der Tierhaltung – Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen“*; Kloster Banz 12/2001, KTBL-Schrift 406, S. 361-363
- [SW+04] SCHMITT, G.; WALLENFANG, O.; BÜSCHER, W.; DIEKMANN, B.: Partikelkonzentrationen in der Stallabluft im Vergleich mit der Innenraumkonzentration
In: *Agrartechnische Forschung*, Heft 6 2004, S. 105-110
- [TM+95] TAKAI, H.; MOELLER, F.; IVERSEN, M.; JORSAL, S. E.; BILLE-HANSEN: Dust Control in Pig Houses by Spraying Rapeseed Oil
In: *Transactions of the ASAE*, 5/1995, S. 1513-1518
- [TP+98] TAKAI, H.; PEDERSEN, S. ET AL.: Concentrations and Emissions of Airborne Dust in Livestock Buildings in Northern Europe
In: *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol. 70 1998, S. 59-77
- [TZ97] TANAKA, A.; ZHANG, Y.: Dust Settling Using a Negative Ionization System in a Confinement Swine Building
In: *Proceedings of the 5th International Livestock Environment Symposium*, Bloomington 5/1997, S. 528-535
- [UH03] UNRATH, J.; HABERMANN, B.: Entwicklung einer technischen Verfahrenslösung zur Nutzung der Ozonierung bei der Abluftbehandlung in Tierhaltungsanlagen
In: *Tagungsbeiträge zur 6. KTBL-VDI-MEG-Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“*; Vechta 2003, S. 485-488
- [VB89] VLUGGEN, R. W. B.; VAN DEN BERG, J. J.: Der Einsatz von Biowäschern in der Tierintensivhaltung
In: *Tagungsbericht der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft – Biologische Abgasreinigung – Praktische Erfahrungen und neue Entwicklungen*, Köln 5/1989, S. 139-146
- [WZ+00] WANG, X.; ZHANG, Y.; ZHAO, L. Y.; RISKOWSKI, G. L.: Effect of ventilation rate on dust spatial distribution in a mechanically ventilated airspace
In: *Transactions of the ASAE*, Vol. 43(6) 2000, S. 1877-1884
- [Zei89] ZEISIG, H. D.: Reduzierung von Ammoniak-Emissionen aus der Abluft von Intensiv-Tierhaltungen
In: *Landtechnik*, Sonderheft 1989, S. 393-395
- [ZR+99] ZHU, J.; RISKOWSKI, G. L.; TORREMORELL, M.: Volatile fatty acids as odor indicators in swine manure – a critical review
In: *Transactions of the ASAE*, Vol. 42(1) 1999, S. 175-182
- [ZT+05] ZHANG, Y.; TAN, Z.; WANG, X.: Aerodynamic deduster technologies for removing dust and ammonia in air streams
In: *Proceedings of the 7th International Livestock Environment Symposium*, Beijing, China, 5/2005, S. 230-238
- [ZT+96] ZHANG, Y.; TANAKA, A.; BARBER, E. M.; FEDDES, J. J. R.: Effects of Frequency and Quantity of Sprinkling Canola Oil on Dust Reduction in Swine Buildings
In: *Transactions of the ASAE*, 3/1996, S. 1077-1081
- [ZY03] ZHAO, J.; YANG, X.: Photocatalytic oxidation for indoor air purification: a literature review
In: *Building and Environment*, Vol. 38 2003, S. 645-654

- [DIN 18910] DIN 18910: Wärmeschutz geschlossener Ställe, 5/1992
- [VDI 3881] VDI 3881: Olfaktometrie Geruchsschwellenbestimmung, 5/1986
- [VDI 3477] VDI 3477: Biologische Abgasreinigung – Biofilter; 11/2004
- [VDI 3478] VDI 3478: Biologische Abgasreinigung – Biowäscher und Rieselbettreaktoren; 7/1996
- [TA-Luft, 2002] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.07.2002, GMBI (2002), S. 201-206
- [BImSchG, 2004] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (BImSchG), letzte Änderung vom 06.01.2004, BGBl I (2004)

9 Anhang

9.1 Kategorisierung der relevanten Patente

9.1.1 Biofilter ohne Nachrüsteignung

DE20022268	Filter und Filteranlage zum Geruchs-, Staub- und Keimabbau in Abluft
DE20018078	Biologisch wirkendes Substrat zur Behandlung von belasteter Abluft
DE19928087	Filteranlage zur biologischen Abluft- und Abgasreinigung
DE19925085	Verfahren und Vorrichtung zur mikrobiologischen Reinigung von Gasen oder Gasgemischen
DE19855308	Verfahren zur Eliminierung von gasförmigen Stickstoffverbindungen aus Abluft- bzw. Abgasströmen unter Verwendung eines geschlossenen biologischen Festbettreaktors (Biofilter bzw. Biotricklingfilter) mit alternierend aerob-anoxischer Betriebsweise
DE19750276	Filteranlage
DE10202805	Verfahren und Vorrichtung zur Entfernung von alkalischen Schadstoffen, insbesondere von Ammoniak, aus Abluft und anderen Abgasen
EP1238697	Biofilter for purifying waste air
DE3628402	Biochemical filter for the purification of exhaust air from refuse treatment and composting plants
DE19506835	Bio-filter for purification of air
DE4235591	Bio filter has horizontal substrate with downflow of organically polluted air - through sprinkler-moistened microorganisms, cleans air polluted by organic aerosol(s)
US2003213734	Methods and apparatus for biological treatment of aqueous waste
DE10157176	Biofiltration of air from e.g. industry, sewerage and animal carcass disposal, distributes effluent air evenly before it reaches biofilter entry surface
WO02100785	Methods and apparatus for biological treatment of aqueous waste
US2002148779	Methods and apparatus for biological treatment of aqueous waste

9.1.2 Biofilter mit Nachrüsteignung

DE19939639	Verfahren und Vorrichtung zur Abreicherung vor allem von geruchsintensiven Inhaltsstoffen in Abluft
DE19950688	Biofilter zum Reinigen eines gasförmigen Mediums
DE10157321	Verfahren zum Reinigen von Abluft
DE10157176	Verfahren zum Reinigen von Abluft
CH679644	Microbiological air filter - having bark, brushwood and peat layers
US5738713	Apparatus for biological control of noxious gas from swine waste
WO9219357	Filter medium for biofilter or biowasher and process for its production
DE19602792	Biofilter for room air, humidity and plant supply device

9.1.3 Biowäscher und Rieselbettreaktoren ohne Nachrüsteignung

DE10152923	Method for relating the washed air from a stable to atmospheric conditions has measuring instruments around the stable and electronic control of the air cleansing system
BE1008454	System for the purification of air removed from a stable
DE10060851	Biological treatment plant for effluent air from e.g. stables and intensive animal husbandry, includes clarification basin to purify water recirculated to air scrubber

9.1.4 Biowäscher und Rieselbettreaktoren mit Nachrüsteignung

DE10235839	Verfahren und Vorrichtung zum Reinigen von Abluft
DE10014565	Verfahren zur Reinigung von Abluft/Abgasen
EP1066752	Air washer
EP1344560	Device for treating a gaseous medium, in particular for cleaning air exhausting or supplied to a building
DE4013518	Air cleaning plant – includes fan at inlet of supply duct from which contaminated air passes through ring nozzle in duct
DE4416687	Removal of animal odours from animal housing

DE4438198 Device for the biological cleaning (purification) of air and/or water

9.1.5 Chemische Abluftbehandlung mit Nachrüsteignung

DE19831507 Adsorption von hydrophoben Gaskomponenten und/oder Aerosolen aus einer Gasphase mittels eines mit Tensiden angereicherten Flüssigkeitsnebels

DE19812522 Verfahren zur Beseitigung von Geruchsbelästigungen und Schadstoffen in der Tierhaltung

DE19824903 Verfahren zur katalytischen oxidativ-adsorptiven Abgas- und/oder Abluftwäsche

DE19820790 Trockenverfahren zur Abgas- oder Abluftreinigung

DE19757948 CaO – Trockenverfahren für Abluft und Abgase

DE19708862 Trockenfilter zur Abgasreinigung

DE19608512 Katalysator und Vorrichtung zur Abluftreinigung

DE19546061 Verfahren zur Abluftreinigung

DE10023866 Geruchsfilter

DE4141529 Verfahren zur Reinigung von Abluft

GB2249972 Material or composition for entrapping or absorbing gases or liquids

EP0300101 Deodorizing plant.

DE3709521 Process and device for combined purification of flue gas and animal house air

DE19916735 Ionization apparatus for stable is arranged in ventilation system, being installed in air preparation chamber connected to stable, promoting air exchange between stable and air preparation chamber

9.1.6 Kombinationsanlagen/Sonstige ohne Nachrüsteignung

DE29621395 Ein mit Kunststoffkörpern als Filtermedium bzw. Trägermaterial betriebener Biofilter zur biologischen Abluftreinigung in der Tierhaltung

DE19736293 Verfahren und Vorrichtung zur Reinigung von schadstoff- und

	geruchsbelasteter Luft
DE10119605	Verfahren zur Reinigung von aus einer mechanisch-biologisch arbeitenden Abfallbehandlungsanlage stammender Abluft
DE10027802	Verfahren und Vorrichtung zur Reinigung von Abluft
DE20113965	No title
DE4416686	Air treatment plant with a biologically active filter

9.1.7 Kombinationsanlagen/Sonstige mit Nachrüsteignung

DE29919960	Vorrichtung zur Reinigung von verunreinigter Abluft
DE29621491	Vorrichtung zur Verringerung von Freiluftemissionen geruchsintensiver Abluft
DE20011151	Vorrichtung zur Reinigung von Abluft
DE19958483	Vorrichtung zur Filterung eines Gases, vorzugsweise zur Filterung der Abluft aus einem Gebäude
DE19838258	Filtersystem für Staub und Schadstoffe
DE10147703	Verfahren und Vorrichtung zur Reinigung von Abluft
EP1381469	Vorrichtung und Verfahren zur Reinigung von schadstoffbelasteter Abluft
DE10029976	Cleaning waste air from livestock mast assembly comprises adding pre-coat material, depositing over filter, collecting final product below filter, removing by simple device and utilizing
US5044325	Ventilated litter box
EP0551877	A vacuum cleaner and relative filter system.
GB298855	Separator
US6006471	Air-cleaning ecosystem apparatus

9.1.8 Luftfilterung, Luftkonditionierung ohne Nachrüsteignung

EP1053674	Air conditioning apparatus
-----------	----------------------------

9.1.9 Luftfilterung, Luftkonditionierung mit Nachrüsteignung

US4747537	Energy saving system for controlling the temperature of buildings used for raising large numbers of animals
GB2135442	Air supply duct
WO0193990	Method and aggregate for cleaning of room air, particularly in livestock buildings
US6276304	Ozone injection system
US5983834	Ozone injection system for a livestock building
WO8000486	A system for maintaining suitable air conditions in animal stables, and for recovering by-products
EP0680253	Method and apparatus for atomizing spraying of a mixture of oil and water to form a liquid mist, especially with a view to laying dust in animal stables
US5189987	Odor controlling animal litter with pine oil
WO03066106	Atomization system for odor and environmental control in livestock holding areas
GB212399	Improvements in and relating to hog oilers
DE19936455	Destroying bacteria in air-conditioning equipment using ozone and preventing escape of harmful dust and bacteria into the atmosphere
DE19630625	Extraction of impurities e.g., dust, vapour, viruses and bacteria from gas stream
JP59231341	Water spraying dust removal-cooler
DE10336388	Anlage und Verfahren zur Reinigung von Abluft aus Nutztierställen
US2005123436	Method for abatement of allergens, pathogens and volatile organic compounds
US6276304	Ozone injection system
EP1066752	Air washer
WO9200005	A method, a system and an agent for combating of micro dust, primarily in stables

9.1.10 Sonstiges ohne Nachrüsteignung

- WO0232218 A method of reducing emission of ammonia from animal manure, a plant for performing the method and a use of such plant
- WO0042132 Livestock urine mixed emulsion fuel oil and its preparing method
- US4536412 Method of producing protein-rich forage or nitrogenous fertilizer from fowl droppings, swine dung, cow dung and the like
- US2002117443 Sealed tight
- KR207933 Purification facilities for treating livestock's wastewater using autoclaved lightweight concrete contact filter element
- WO0037393 Animal body composting
- DE10042976 Enclosed fermentation vessel for agricultural wastes includes de-sulfurization biofilter, internal floating base and vertical service columns
- IT1240872 Rotating biofilter for the biological oxidation of urban, industrial and animal husbandry effluents
- EP0445102 Minimal odour-generating process for aerobic treatment of animal excrements.
- US6582297 Livestock facility ventilation exhaust air dust removal system
- US2003060155 Livestock facility ventilation exhaust air dust removal system
- US3463391 Air duct assembly, particularly for a stable or the like

9.1.11 Sonstiges mit Nachrüsteignung

- DE19806089 Verfahren zur Bindung von Aromastoffen
- US4334577 Ventilating system for livestock houses
- US6341579 Litter box filter system
- DE10026208 Cages for laboratory test animals comprises sterile air feed and exhaust air sample collection points leading to indicator cage containing test animal to react to any infectious particles
- US6123048 Litter box filter system
- US6227146 Filter top for rodent cage

US5349923	Ventilated cage and open rack system
US5307757	Ventilated rack and animal cage system
US5148766	Ventilated rack and animal cage system
US5000120	Animal caging assembly with a ventilation system
US4989545	Ventilated cage and open rack system
US4798171	Animal isolator
US4788939	Clean work area
US4690100	Ventilated animal housing and service system with cage filter covers
US4640228	Animal cage assembly with reusable filter cap
US4630329	Vacuum assisted flea combing device
US4593650	Animal cage and method
US4552093	Animal enclosure
US4526133	Animal isolation cage ward
US4480587	Animal cage assembly with reusable filter cap
US4023529	Laminar flow system and removable animal rack
US3877420	Animal housing
GB2191377	Animal litter box
EP0449162	Ventilated animal caging system with cage racks and filter covers including valves operable by rack.
DE3915010	Cleaning gas filter, esp. motorcycle air filter sponge – with biologically degradable vegetable, animal or synthetic liq.
US6254776	System and method for treating animal waste
GB676736	Method of purifying waste gases from viscose plants
US6158387	Ventilated cage and rack system
US5954013	Ventilated cage and rack system
WO9727831	Methods for adsorbing nonpolar and weakly polar molecules
US4570532	Ventilating unit for animal buildings
US4535601	Environmental control system

US4522727	Process for continuous removal of ammoniacal nitrogen from aqueous streams
US3750557	System for the ventilation of buildings
US3691929	Air control system
US3688681	Ventilating apparatus
GB1218530	No title
GB1216703	No title
WO9003219	Odour eliminating and liquid absorbing agent, its preparation, and use
NL9101327	Method for reducing the emission of ammonia from manure, and flushing fluid for use therewith
GB1072106	Improvements in or relating to ventilating equipment
GB1154493	No title

9.2 Beschreibung der eingesetzten Messtechnik

9.2.1 Photoakustische Messung der Ammoniak-Konzentration

Grundlage des Messverfahrens ist die Absorption von Infrarot(IR)-Licht durch Gasmoleküle. Die Energie des Lichtes wird dabei in Wärme umgesetzt. In einer geschlossenen Zelle resultiert daraus eine Druckerhöhung. Findet dieser Prozess pulsierend oder periodisch statt, entsteht Schall, der mit Mikrofonen detektiert werden kann. Die Wellenlänge des absorbierten Lichtes ist für ein bestimmtes Gas charakteristisch. Die absorbierte Lichtenergie steigt proportional mit der Gaskonzentration. Diese Zusammenhänge ermöglichen die selektive Konzentrationsmessung in Gasgemischen. Abbildung 9.1 zeigt den schematischen Aufbau einer IR-Messeinrichtung.

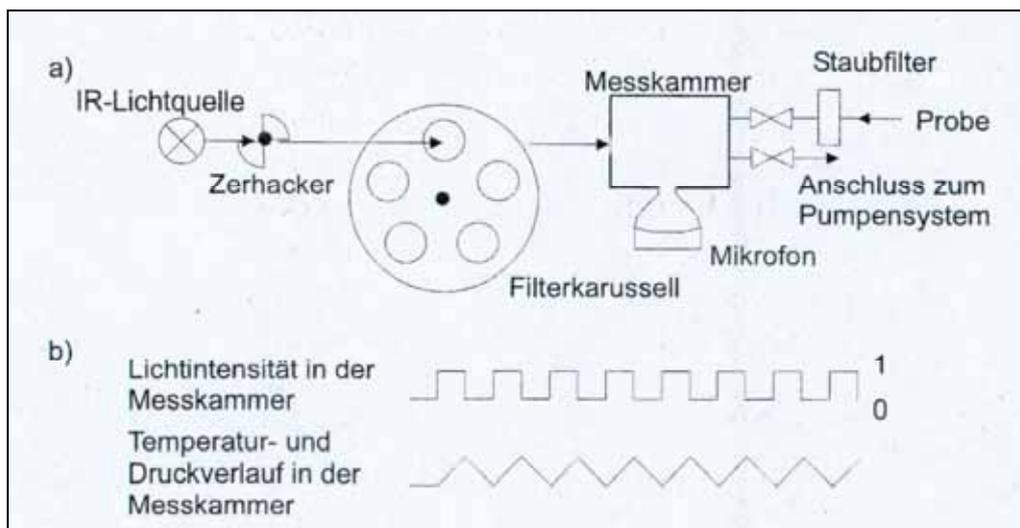


Abbildung 9.1: a) Schematischer Aufbau eines optoakustischen IR-Spektrometers; b) Signalform von IR-Licht und Mikrofon [HS01]

Das Gerät besteht aus einer IR-Lichtquelle, einem Zerhacker, einem Filterkarussell mit verschiedenen optischen Filtern und einer Messkammer, an die zwei Mikrophone angeschlossen sind. Weiterhin enthält das Gerät eine elektronische Steuereinheit und ein Pumpensystem, das die Gaszelle mit dem zu untersuchenden Gas befüllt. Der Zerhacker liefert gepulstes IR-Licht, aus dem mittels optischer Filter Licht in den Spektralbereichen mit Wellenzahlen von 20 cm^{-1} bis 100 cm^{-1} ausgewählt wird. Das IR-Licht wird in die Messkammer geleitet und dort von den Gasen, die in diesem Spektralbereich IR-aktiv sind, absorbiert. Dadurch ändert sich periodisch die Temperatur und damit der Druck in der Messkammer. Zwei Mikrophone detektieren diese Druckschwankungen, deren Amplitude von der Konzentration der absorbierenden Gase abhängt, und leiten sie an die elektronische Steuereinheit weiter, die das Signal auswertet. Es werden unterschiedliche optische Filter eingesetzt, so dass verschiedene Gase bestimmt werden können [HS01].

Zum Einsatz bei den Messungen dieser Arbeit kamen zum einen ein Gerät des Modells 1302, welches als 5-Gas-Monitor mit einem vollbestückten Filterkarussell für Konzentrationsmessung von NH_3 , N_2O , CO_2 , CH_4 und H_2O versehen war. Zum anderen kam ein neueres Gerät vom Typ 1312 zum Einsatz, welches als Eingasmonitor jedoch nur die Konzentrationen von Ammoniak und Wasser bestimmen konnte. In beiden Fällen wurde zur Ammoniak-Messung der optische Filter „UA0973“ eingesetzt. Somit ergeben sich die technischen Daten für das jeweilige Gesamtsystem:

- Messbereich für Ammoniak: 0,5-100 ppm

- Nachweisgrenze: 0,2 ppm
- Reproduzierbarkeit: 1 % des Messwertes
- Bereichsdrift: $\pm 2,5$ % des Messwertes je drei Monate
- Temperatureinfluss: $\pm 0,3$ % des Messwertes je $^{\circ}\text{C}$
- Druckeinfluss: $\pm 0,01$ % des Messwertes je mbar
- Querempfindlichkeit: Treten mit allen Gasen auf, die ebenfalls in einem bestimmten Spektralbereich IR-Licht absorbieren. Für Wasserdampf ist standardmäßig eine Kompensation eingebaut.

9.2.2 Messung der Ammoniak-Konzentration mittels NDIR-Photometer

Grundlage des Messprinzips ist die Tatsache, dass infrarot-aktive Gase Wärmestrahlung in einem gasspezifischen Wellenlängenbereich absorbieren. Für die Messung erzeugt eine Heizwendel die nötige infrarote Strahlung (IR). Diese durchläuft, in zwei Strahlungsbündeln gleicher Intensität geteilt, die aus Mess- und Vergleichsseite bestehende Analysenküvette. Eine daran anschließende Filterküvette scheidet störende Strahlungsbereiche aus dem Strahlungsspektrum aus und sorgt für die Anpassung an den Öffnungsquerschnitt des Detektors. Unter der Filterküvette läuft das Lichtzerhacker- oder Chopperrad in einem staubdichten Gehäuse. Der pneumatische Strahlungsdetektor erfasst selektiv die vom Chopperrad abwechselnd freigegebenen Strahlen aus Mess- und Vergleichsseite und setzt sie in intensitätsproportionale Spannungen um. Der IR-Detektor besteht aus einer gasgefüllten Absorptionskammer, die über ein spezielles Fenster von der Infrarotstrahlung durchdrungen wird, sowie aus einer Ausgleichskammer, die die erstere ringförmig umgibt. Diese beiden Kammern stehen über einen Strömungskanal miteinander in Verbindung. Grundsätzlich wird der Detektor mit dem gleichen infrarot-aktiven Gas gefüllt, das auch vom Analysator gemessen werden soll. Der Detektor ist daher nur für ein bestimmtes Gas sensibilisiert und nur innerhalb des vom Füllgas bestimmten Wellenlängenbereichs für Strahlung empfindlich. Wird durch das Gas im Detektor ein Teil der Strahlung absorbiert, so erwärmt sich das Gas, dehnt sich aus und strömt zum Teil durch den Verbindungskanal in die Ausgleichskammer. Diese Strömung wird von einem Micro-Strömungsfühler erfasst und in eine elektrische Spannung umgesetzt. Der Verbindungskanal ist so dimensioniert, dass er die Ausgleichsströmung durch Drosselung kaum behindert. Die Chopperscheibe sorgt dafür, dass der Strömungsvorgang periodisch wiederkehrt, da die Abkühlung des

Gasvolumens zu einer Rückströmung führt. Abbildung 9.2 gibt den prinzipiellen Aufbau des Messgerätes wieder.

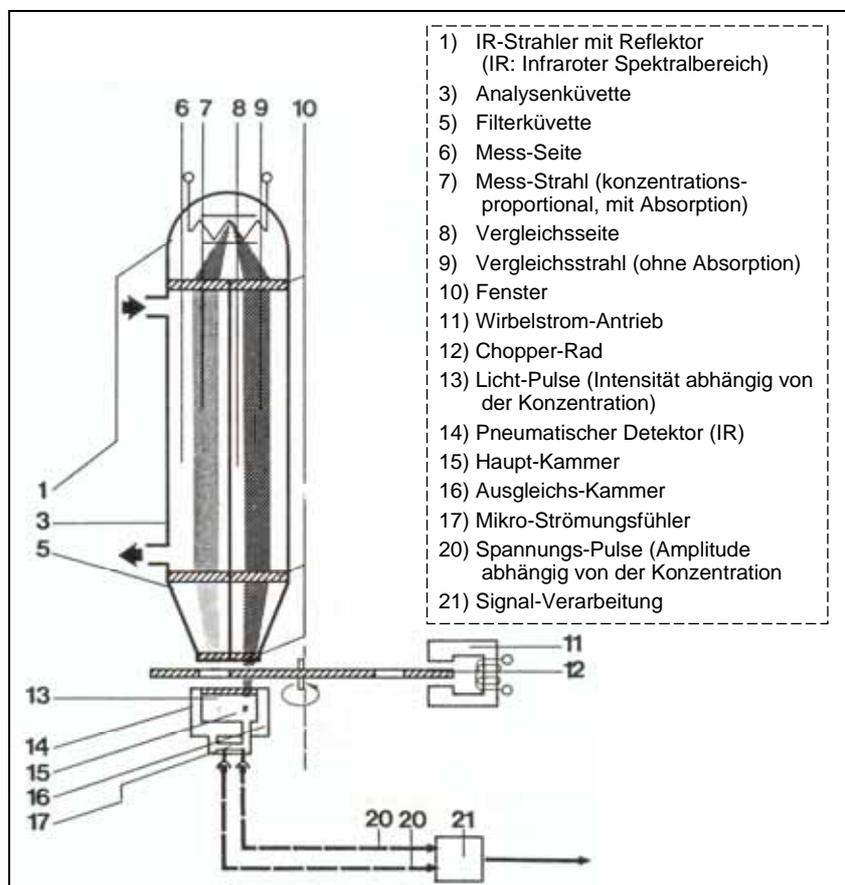


Abbildung 9.2: Funktionsprinzip der NDIR-Messung

Die technischen Daten des Messgeräts Binos 4b für Ammoniak (laut Herstellerangaben; Telefonat mit Herrn Pavlitsch vom 23.01.06):

- Messbereich: 0-100 ppm
- Messgenauigkeit: $\pm 0,5$ ppm
- Nullpunktdrift: 1 ppm pro Woche
- Wasserquerempfindlichkeit vernachlässigbar

9.2.3 Optochemische Messung der Ammoniak-Konzentration

Das Messprinzip basiert auf der chemischen Reaktion des Ammoniaks mit einem geeigneten Reagenzsystem. Dieses Reagenzsystem ist quantitativ genau definiert und in

einer verschlossenen Glaskapillare platziert. Nach Öffnen der Glaskapillare wird die zu untersuchende Luftprobe mit einem konstanten Volumenstrom durch das Reagenzsystem gesaugt. Ammoniak geht eine chemische Reaktion mit dem Reagenzsystem ein. Der Verlauf der chemischen Reaktion wird optoelektronisch verfolgt. Prinzipiell erfolgt der komplette chemische Umsatz bei hohen Ammoniak-Konzentrationen in einer kürzeren Zeit als bei niedrigen Konzentrationen. Dementsprechend ist die Messzeit bei höheren Konzentrationen kürzer als bei niedrigeren. Die für die Messung erforderlichen und für ein Reagenzsystem spezifischen Messparameter (z.B. Volumenstrom, maximale Messzeit, ...) sind über einen auf dem so genannten Chip aufgedruckten Barcode codiert. Ein Chip ist eine Einheit von zehn kleinen Reagenzkammern, so dass ein Chip für maximal zehn Messungen eingesetzt werden kann. Die Zeit bis zur Auslösung einer definierten optischen Schwelle ist das Messsignal, durch das auf die Probenluftkonzentration geschlossen wird. Zum Einsatz bei den Untersuchungen zu dieser Arbeit kamen vornehmlich Chips zur Ammoniak-Messung im Konzentrationsbereich von 2-50 ppm mit den technischen Daten:

- Messbereich: 2-50 ppm
- Temperatur: 0-40°C
- Temperaturkorrektur: 0-19°C: +1,2 %* je °C
21-40°C: -1,8 %* je °C
* Prozent des Messwertes über den gesamten Messbereich
- Feuchte: 2-80 % relative Feuchte (Feuchtekorrektur nicht erforderlich)
- Querempfindlichkeit: andere basische Stoffe, wie z.B. organische Amine, werden mit unterschiedlicher Empfindlichkeit angezeigt
- Genauigkeit: +/- 8 % des Messwertes über den gesamten Messbereich
- Präzision: +/- 12 % (Standardabweichung)

Eine Temperaturkorrektur wurde bei der Auswertung der Ergebnisse nicht vorgenommen bzw. konnte vernachlässigt werden, da die Stallinnenraumtemperaturen nahe 20°C lagen und damit der Temperatureinfluss auf den Messwert recht gering und die Schwankung in der Messgenauigkeit für sich genommen im Vergleich dominierender war.

9.2.4 Messung der Staubkonzentration mittels Streulichtspektrometer

Das Aerosolspektrometer Modell 1.105 der Firma Grimm-Aerosoltechnik, Ainring, ist nach dem Prinzip eines Laser-Partikelzählers aufgebaut. Das Funktionsprinzip des Gerätes ist in Abbildung 9.3 beschrieben.

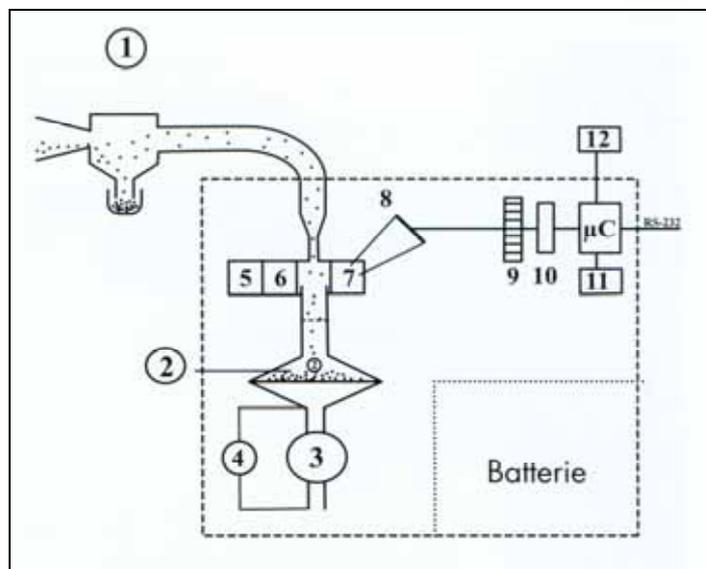


Abbildung 9.3: Typische Anordnung eines Laser-Partikelzählers

Die Probenluft (1), die unterschiedlich große Partikel unterschiedlicher Anzahl enthält, wird von einer volumenstromgeregelten Pumpe (3, 4) durch einen flachen Lichtstrahl gesaugt, der von einer fokussierten Laserdiode (5, 6) erzeugt wird. Die in der Probenluft enthaltenen Partikel erzeugen ein Streulicht. Die Streulichtsignale (in einem Winkel von 90°) werden durch eine Photodiode (8) aufgenommen und an einen Pulshöhenanalysator (9) weitergeleitet. Der Impuls wird vom Pulshöhenanalysator verarbeitet, in acht verschiedene Größenbereiche (Fraktionen) (10) klassifiziert und gezählt. Anzahl oder Masse pro Fraktion werden auf einer Datenspeicherkarte (11) gespeichert und im Display (12) angezeigt. Das Prinzip der Streulichtanalyse und der Aufbau der Messkammer sind in Abbildung 9.4 und Abbildung 9.5 dargestellt

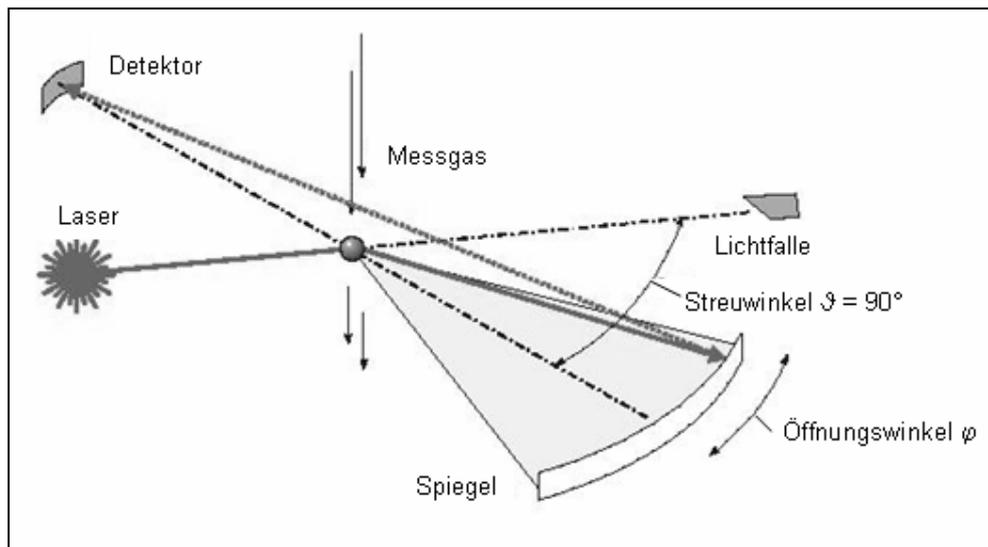


Abbildung 9.4: Prinzip der Streulichtanalyse

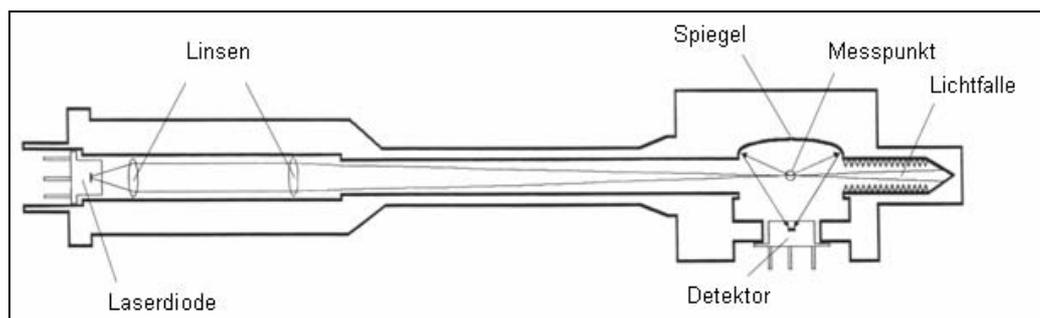


Abbildung 9.5: Aufbau der Messkammer

Ein zusätzlicher Filter (2) sammelt den gesamten gemessenen Staub, um später eine Korrektur der Dichte durchführen zu können. Das bei den Messungen eingesetzte Gerät war in der Lage, acht Partikelfractionen im Bereich von $0,5 \mu\text{m}$ bis $> 15 \mu\text{m}$ zu differenzieren. Die Messwerte wurden alle sechs Sekunden ermittelt und der Durchschnitt von zehn Messungen als Minutenwert gespeichert. Bezüglich der Messgenauigkeit werden seitens des Herstellers keine Angaben gemacht.

9.2.5 Messung der Staubkonzentration mit dem gravimetrischen Sammler

Die Messungen wurden in Anlehnung an VDI 2463 durchgeführt, auf die an dieser Stelle verwiesen sei. Abweichend von der VDI waren der Probensammelkopf, wie in Abbildung 6.1 zu erkennen, und das Fehlen einer Volumenstromregelung für die Vakuumpumpe.

9.3 Details zur statistischen Validierung

9.3.1 Statistische Validierung der Langzeitversuche zum Umluftsystem

Minderung gegenüber Referenz		Durchschnittswerte		Messperiode		Staub		Ammoniak	
1	2	1	2	Einstellung	Datum in 2005	Quellstärke Gesamtstaub Streulichtspektrometer [mg/(min GV)]	Kolmogorov-Smirnov-Test zur Überprüfung der Verteilungsform (0 = nicht normalverteilt)	Quellstärke PM10-Staub Streulichtspektrometer [mg/(min GV)]	Kolmogorov-Smirnov-Test zur Überprüfung der Verteilungsform (0 = nicht normalverteilt)
1	Wasser mittlere Düse	0,90	0	26.01. - 28.01		0,40	1	0,40	1
1	Wasser große Düse	1,46	0	01.02. - 03.02		0,45	1	0,22	1
1	Referenz	3,02	0	05.02. - 07.02		1,17	1	0,48	1
1	Säure mittlere Düse	NA	NA	08.02. - 10.02		NA	NA	NA	NA
2	Säure mittlere Düse	0,95	0	26.02. - 01.03		0,42	1	0,21	1
2	Referenz	3,66	0	02.03. - 05.03		1,51	1	0,65	0
3	Säure mittlere Düse	2,37	0	15.03. - 17.03		0,44	1	0,18	1
3	Referenz	3,02	0	18.03. - 20.03		0,93	1	0,37	1
Durchschnittliche Minderung		-54%		U-Test nach Mann und Whitney / T-Test bei unabhängigen Stichproben		-51%		U-Test nach Mann und Whitney / T-Test bei unabhängigen Stichproben	
Durchschnittliche Minderung		-63%		U-Test nach Mann und Whitney / T-Test bei unabhängigen Stichproben		-60%		U-Test nach Mann und Whitney / T-Test bei unabhängigen Stichproben	
Durchschnittliche Minderung		-34%		U-Test nach Mann und Whitney / T-Test bei unabhängigen Stichproben		-46%		U-Test nach Mann und Whitney / T-Test bei unabhängigen Stichproben	

¹ Briel & Kjaer 1302
² Innova 1312 (Messwerte mittels Kalibrationsmessung abgeglichen)
³ Rosemount Binos (Messwerte mittels Kalibrationsmessung abgeglichen)

