

# Sinkgeschwindigkeiten von Tierstäuben

## Rückschlüsse auf die Partikeleigenschaften

Gregor Schmitt-Paukzatz<sup>(1,2)</sup>, Eberhard Rosenthal<sup>(2)</sup>, Wolfgang Büscher<sup>(1)</sup> und Bernd Diekmann<sup>(2)</sup>

<sup>1)</sup> Institut für Landtechnik, Rhein. Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn

<sup>2)</sup> Physikalisches Institut, Rhein. Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn

*In Genehmigungsverfahren gewinnt die Prognose der Staubbelastung durch Ausbreitungssimulationen immer mehr an Bedeutung. Die in den meisten Ausbreitungsmodellen vorgesehene Einbeziehung der Sinkgeschwindigkeit von Stäuben bezieht sich nur auf den Partikeldurchmesser und ist unabhängig von den unterschiedlichen Stoffeigenschaften der Stäube. Zur Schaffung einer Datenbasis wurde eine Anlage zur Bestimmung der Sedimentationsgeschwindigkeit von Stäuben konstruiert. Die ermittelten Daten dienen der Präzisierung von Ausbreitungssimulationen und lassen Rückschlüsse auf die Dichte der Staubpartikel und damit indirekt auf mögliche Quellen zu.*

### Schlüsselwörter

Staub, Sedimentation, Partikeldichte, Stallluftqualität

### Einleitung

Die Ermittlung der Immissionskonzentration luftfremder Stoffe wird in der aktuellen Tagesdiskussion um die Feinstaubemissionen von Fahrzeugen immer bedeutender. Die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft [1] bezieht in der derzeit gültigen Fassung aus dem Jahr 2002 erstmals auch Tierställe als Emittenten luftfremder Stoffe als „genehmigungspflichtige Anlagen“ ein.

In Genehmigungsverfahren kommen immer häufiger mathematische Modelle zur Simulation von Luftströmungen zum Einsatz, welche die Transmission und Immission luftfremder Stoffe an stallfernen Positionen prognostizieren sollen. Damit können mögliche Belästigungen von Anwohnern durch Geruch oder Partikel und damit eventuell verbundene Infektionsrisiken [2] bereits in der Stallplanungsphase ausgeschlossen werden. So wird eine grundlegende Standortsicherheit gewährleistet. Die Berechnungen werden mit zunehmender Leistung verfügbarer Computer präziser und die Modelle komplexer.

Die Bestimmung der Ausbreitung von Staubpartikeln bedingt für die meisten Modelle eine Anpassung, da sie für die Berechnung der Ausbreitung von Gasen konzipiert sind; mit einigen Modellen ist die Ausbreitungssimulation von Partikeln technisch

nicht möglich. Die Rechnung basiert in diesen Fällen auf der Ausbreitung von Gasmolekülen. Dabei werden die physikalischen Partikeleigenschaften vernachlässigt.

Einige Algorithmen bieten die Möglichkeit der Berücksichtigung von Partikeleigenschaften. Dazu zählt unter anderem das Lagrangesche Partikelmodell [3], aber auch beim im Vergleich einfachen Gaußschen Fahnenmodell kann die Sedimentation von Staubpartikeln berücksichtigt werden [4]. Diese Partikel werden im Standardverfahren als sphärische Kugel mit einer über alle Größenfraktionen konstanten Dichte von üblicherweise  $1 \text{ g/cm}^3$  (Einheitsdichte) angenommen. Auf Basis dieser Annahme kann eine theoretische Vorhersage über die Sedimentation und die Trägheit der Partikel getroffen werden. Stoffliche Eigenschaften wie Unterschiede in der Partikeldichte in Abhängigkeit der Größe sowie Form der Partikel gehen nicht in die Berechnungen ein.

Diese Parameter wirken sich jedoch entscheidend auf das Verhalten der Partikel aus. Ein Großteil dieser physikalischen Eigenschaften kann durch Kenntnis der Sedimentationsgeschwindigkeit oder des aerodynamischen Durchmessers bestimmt werden.

## Bekannte Verfahren

Zur Bestimmung des aerodynamischen Durchmessers gibt es verschiedene Verfahren, die sich in Methoden zur Untersuchung von Partikeln in Flüssigkeiten oder von Partikeln in Gasen einteilen lassen. Im Folgenden werden nur einige gängige Verfahren erläutert, detaillierte Beschreibungen sind in der entsprechenden Fachliteratur zu finden [5, 6, 7, 8].

In der Biotechnologie werden vornehmlich Sedimentationsexperimente in Flüssigkeiten durchgeführt [9]. Eine Methode ist die Sedimentationswaage, welche die Massenzunahme sedimentierter Partikel in einer bestimmten Höhe eines flüssigkeitsgefüllten Zylinders in Abhängigkeit der Zeit bestimmt [6]. Neuere Verfahren zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit nutzen zur Fraktionierung der Partikel in der Regel einen Dichtegradienten [10].

Um eine mögliche Reaktion der zu untersuchenden Staubpartikel mit einer Analyseflüssigkeit zu vermeiden, sind bei der Untersuchung luftgetragener Partikel Verfahren zur Untersuchung in Gasen denen in Flüssigkeiten vorzuziehen.

Die Untersuchung in Gasen kann beispielsweise durch Windsichten erfolgen. Bei der Schwerkraft-aeroklassierung werden die Partikel in einen entgegen der Schwerkraft gerichteten Luftstrom eingebracht. Partikel einer durch die Stromgeschwindigkeit gegebenen Sinkgeschwindigkeit werden von den anderen getrennt und in der Schwebe gehalten [6]. Die gleichzeitige Fraktionierung in verschiedene Sinkgeschwindigkeiten ist mit diesem Verfahren nicht möglich.

In der Staubmesstechnik werden häufiger Sedimentationskammern (stirred settling chambers) eingesetzt, in denen die Partikel in Intervallen kontrolliert verwirbelt werden und sedimentieren [8, 11]. Dieses Verfahren ist jedoch von einigen Annahmen wie der homogenen Durchmischung des Kammervolumens sowie zu vernachlässigender Partikelwechselwirkung abhängig. Die Auswertung ist im Verhältnis zu anderen Verfahren komplex und bedingt zusätzliche Analyseverfahren.

Das Arbeitsprinzip von so genannten Elutriatoren beruht darauf, dass sich Partikel mit unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten in einer Strömung an unterschiedlichen Positionen ablagern (bzw. ausgewaschen werden/elutriieren) [5]. Die so vorgenommene Fraktionierung ist auf Grund statistischer Effekte ungenau.

Besonders verbreitet sind Impaktoren bzw. Kaskadenimpaktoren, welche die Trägheit von Partikeln nutzen und so nicht die Sedimentationsgeschwindigkeit sondern den aerodynamischen Partikeldurchmesser bestimmen [5]. Die Partikel treffen (impaktieren) in der Regel auf Prallplatten, auf denen eine anschließende Auswertung erfolgen kann.

Zur direkten Messung der Sinkgeschwindigkeit eines Partikels und damit verbundener Bestimmung des aerodynamischen Durchmessers existiert ein kommerziell erhältliches Messgerät der Firma TSI Inc., USA, das Aerodynamic-Particle-Sizer-Spectrometer (APS) [5]. Im APS werden die zu untersuchenden Partikel beschleunigt und mit Hilfe optischer Sensoren die Zeit zum Passieren einer definierten Strecke gemessen. Zur Untersuchung deponierter Staubfrachten ist ein Dispersionssystem notwendig. Ein ähnliches Messverfahren wird zur Sinkgeschwindigkeitsbestimmung atmosphärischer Partikel eingesetzt [12]. Beim APS ergeben sich durch unbekanntes Partikeldichte, Partikelform und Gaszustand große Messungenauigkeiten, die in der Literatur beschrieben sind [13].

Die Sinkgeschwindigkeit von Partikeln als stoffspezifischer Parameter wurde in diversen Projekten für unterschiedlichste Materialien untersucht [7, 14, 15]. Die Ergebnisse vieler Untersuchungen wurden im Rahmen einer umfassenden Literaturrecherche an der Universität Duisburg in einer Datenbank abgelegt [16, 17]. Die Recherche zeigte, dass je nach Material und betrachteter Partikelgröße Abweichungen bis zu einem Faktor 25 auftreten können.

Zu Sinkgeschwindigkeiten von Tierstäuben im Speziellen gehen viel zitierte Quellen von theoretischen Sinkgeschwindigkeiten einer definierten Dichte aus [18, 19] oder beziehen sich auf Staubbestandteile wie Sporen etc. [11, 19, 20]. Untersuchungen der gesamten luftgetragenen Partikel bezüglich ihres aerodynamischen Durchmessers sind vor allem in Schweineställen durchgeführt worden [21, 22]. Leider lassen die bisher publizierten Ergebnisse nur schwer Vergleiche zu; dies könnte an der großen Variabilität der Werte liegen, die bereits angesprochen wurde.

Im Folgenden wird ein einheitliches Verfahren zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit von Partikeln in Luft vorgestellt, wobei Form und Herkunft nahezu beliebig sind. Dazu gehören sowohl deponierte

als auch luftgetragene Stallstaubpartikel. Der Vorteil des Systems liegt in der einfachen und im Verhältnis zum APS kostengünstigen Konstruktion. Auf Grund der geringen Partikelgeschwindigkeit muss keine Dichtekorrektur wie beim APS durchgeführt werden. Außerdem ist die Fehlerabhängigkeit von klimatischen Parametern deutlich geringer (vgl. [13]). Durch eine große Sedimentationsstrecke werden genauere Ergebnisse erzielt.

Das hier vorgestellte Messverfahren ist Teil einer Promotionsarbeit an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bonn. Die Arbeit wird am Institut für Landtechnik in Bonn angefertigt. Die angegebenen Ergebnisse sind auf den landwirtschaftlich-technisch relevanten Bereich beschränkt.

### Theoretische Betrachtung

In Ausbreitungssimulationen sind vor allem die Trägheit und die Sedimentation der Partikel von Bedeutung. Es ist nicht notwendig, einzelne Partikelbahnen zu berechnen, um Vorhersagen über die Partikelausbreitung zu erhalten [4]. Die Bestimmung der einzelnen Partikelbewegungen ist allerdings genauer als eine Abschätzung des Partikeleinflusses auf das Ausbreitungsgeschehen.

Eine einfache Überlagerung der translativen Bewegungen der Strömung und der Sedimentation ist nur ein erster Ansatz; die Partikel bewegen sich nicht unabhängig von der Strömung, sondern werden „mitgerissen“. Genauer ist die Einbeziehung der Partikelträgheit in die Bewegung. Beispielsweise werden durch eine rotierende Bewegung Partikel auf Grund der Zentrifugalbeschleunigung vom Rotationszentrum weg bewegt. Die Bewegung erfolgt mit vergleichbaren Parametern wie bei der Sedimentation.

Eine genaue Beschreibung der Bewegung von Partikeln liefert die BBO-Theorie (benannt nach den Arbeiten von Basset, Boussinesq und Oseen) [6, 23]. Sie dient vornehmlich zur Berechnung der Partikelbewegung im fluiden Medium. Bei der Berechnung der Partikelbewegung in Gasen vereinfacht sich die BBO-Gleichung, da Auftriebskräfte etc. vernachlässigt werden können [24]. Dies liegt zum Großteil an dem Dichteunterschied zwischen Luft und Partikeln. In der nachfolgenden Betrachtung werden weiterhin

der Effekt der Diffusion, sowie elektrische Kräfte, thermische Gradienten und Partikelwechselwirkungen mit elektromagnetischer Strahlung vernachlässigt. Dies erscheint durch die Konstruktion und den Betrieb der Messapparatur (siehe nachfolgenden Abschnitt) gerechtfertigt.

Ein Partikel erreicht auch unter Einfluss einer konstanten Beschleunigungskraft nach kurzer Zeit eine maximale Geschwindigkeit - ähnlich wie ein Fallschirmspringer, der im freien Fall nicht schneller als ca. 200 km/h wird. Dies ist auf die Reibung an Luftmolekülen zurückzuführen, durch die sich ein Gleichgewicht zwischen Beschleunigungskraft und Reibungskraft einstellt. So wird eine Endgeschwindigkeit erreicht, im Falle der Beschleunigung von Partikeln durch das Erdgravitationsfeld, die Sedimentationsgeschwindigkeit.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit eines Partikels lässt sich bestimmen aus der Newtonschen Bewegungsgleichung

$$m \dot{\vec{v}} = \vec{F}_G + \vec{F}_R \quad (1)$$

dabei ist  $\vec{v}$  der Geschwindigkeitsvektor des Partikels,  $\vec{F}_G$  ist die Gewichtskraft mit dem Einheitsvektor  $\vec{G}$  und  $\vec{F}_R$  ist die durch die Stokes-Reibung ausgeübte Kraft. Die Reibung wirkt natürlich der Gewichtskraft entgegen. Damit lässt sich Gleichung (1) schreiben als

$$m \dot{\vec{v}} = m g \vec{G} + 3 \pi \eta d \vec{v}_s \quad (2)$$

Dabei sind im Stokes-Term die Viskosität der Luft  $\eta$  sowie der Durchmesser  $d$  des Partikels und der Geschwindigkeitsvektor in Sinkrichtung  $\vec{v}_s$  berücksichtigt.

Die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels in ruhender Luft kann aus obiger Gleichung ermittelt werden zu

$$v_s = \tau g = \frac{1}{18} \frac{\rho_p}{\eta} g d^2 \quad (3)$$

Dabei ist  $\tau = \frac{1}{18} \frac{\rho_p}{\eta} d^2$  die so genannte Relaxationszeit. Eine ausführliche Herleitung ist in der entsprechenden Fachliteratur zu finden [24].

Für kleine Partikel ist der Stokes-Term mit dem Cunningham-Korrekturfaktor zu multiplizieren:

$$F_R = 3\pi\eta d v_s \cdot \frac{1}{C_C} \quad (4).$$

Damit wird dem Verhalten kleiner Partikel Rechnung getragen, die auf Grund ihrer Größe keine Stokes-Reibung mehr erfahren. Die Korrektur betrifft vor allem Partikel, die einen Durchmesser unter 1  $\mu\text{m}$  haben. Für größere Partikel liegt die Korrektur unter 10 %, bei kleineren Partikeln steigt der Faktor  $C_C$  deutlich an [24].

Die bisherigen Betrachtungen beziehen sich lediglich auf sphärische Partikel. Unförmige oder agglomerierte Partikel werden durch einen Korrekturfaktor  $\kappa$  (Dynamischer Formfaktor) berücksichtigt:

$$F_R = 3\pi\eta d v_s \cdot \frac{1}{C_C} \cdot \kappa \quad (5).$$

Im Falle eines kugelförmigen Partikels ist  $\kappa = 1$ .

Damit ist die Sinkgeschwindigkeit

$$v_s = \frac{1}{18} \frac{C_C}{\eta} \frac{\rho_p}{\kappa} g d^2 \quad (6).$$

Wenn in einem Luftstrom eine Beschleunigung auf ein Partikel ausgeübt wird, so kann die Partikelgeschwindigkeit mit Hilfe von Gleichung (6) ausgedrückt werden, indem die Erdbeschleunigung  $g$  durch die Beschleunigung  $a$  auf Grund des Luftstroms ersetzt wird:

$$v_E = \frac{1}{18} \frac{C_C}{\eta} \frac{\rho_p}{\kappa} a d^2 \quad (7),$$

$v_E$  ist dabei die Endgeschwindigkeit des Partikels.

Bei einer kreisförmigen Bewegung des Luftstroms zum Beispiel durch ein Rohr ist  $a = v_L^2/R$ , wobei  $v_L$  die Geschwindigkeit des Luftstroms und  $R$  der Radius der Kreisbahn ist. Die Ablenkung von Partikeln auf einer Kreisbahn wird unter anderem bei der Trägheitsimpaktion eingesetzt.

Die partikelspezifischen Faktoren in den Gleichungen (6) und (7) sind die Dichte, die Partikelgröße, der Cunningham-Korrekturfaktor und die Form. Der Cunningham-Korrekturfaktor wird über die Parti-

kelgröße und die mittlere freie Weglänge des Gases, in dem sich das Partikel bewegt, berechnet und ist daher keine unabhängige Variable. Stoffspezifisch sind nur die Parameter Dichte  $\rho_p$  und der Formfaktor  $\kappa$ . Diese sind in den verschiedenen Partikelgrößenfraktionen nicht notwendigerweise identisch, sind also abhängig von der Partikelgröße. Bei Kenntnis des Quotienten  $\rho_p/\kappa$  in Abhängigkeit der Größenfraktion ist eine theoretische Berechnung der Partikelgeschwindigkeit möglich.

Die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels ist neben den stoffspezifischen Parametern und der Partikelgröße auch von der Viskosität der Luft abhängig. Unter normalen Bedingungen (20°C, 1.013 hPa) liegt die Viskosität der Luft bei  $18,24 \times 10^{-6}$  Pa sec [23]. Die Viskosität der Luft ist stark abhängig von der Temperatur, daher ist dieser Parameter in Simulationen unbedingt zu berücksichtigen.

Die Luftfeuchtigkeit hat keinen großen Einfluss auf die Viskosität der Luft [25], wohl aber auf die Wechselwirkung zwischen Partikeln. Bei sehr hohen Luftfeuchtigkeiten (ab ca. 80 %) agglomerieren kleine Partikel auf Grund der Feuchtigkeit zu größeren [26]. Bei niedrigen Luftfeuchtigkeiten (unter etwa 30%) können zwischen Partikeln keine Ladungen ausgetauscht werden. Daher findet eine elektrostatische Agglomeration der Partikel statt [8].

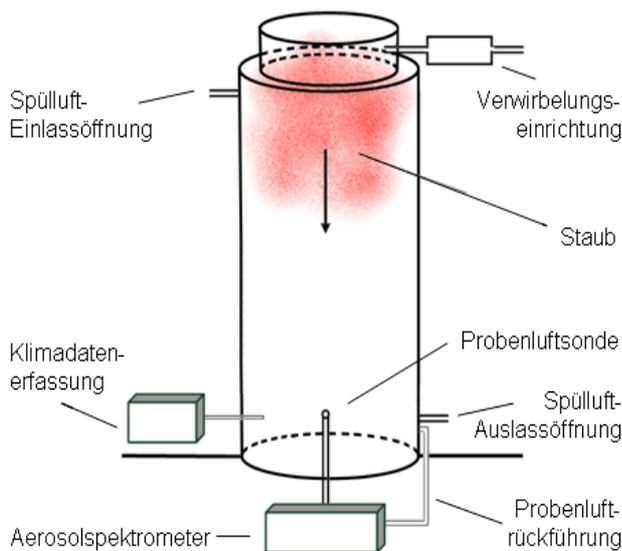
Die partikelspezifischen Parameter und Stoffeigenschaften können durch Messung der Partikelsinkgeschwindigkeit ermittelt werden.

### Messmethode

Zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit von Partikeln wurde am Institut für Landtechnik der Universität Bonn in Zusammenarbeit mit dem Physikalischen Institut eine Sedimentationskammer konstruiert. Ein primäres Ziel der Anlage ist es, nahezu beliebige Staubpartikelproben einsetzen und untersuchen zu können, unabhängig von der Herkunft und der Zusammensetzung des Staubes.

Die Anlage besteht aus einem senkrecht stehenden Sedimentationszylinder mit einer Länge von 1.300 mm. Eine schematische Darstellung der Anlage ist in **Bild 1** zu sehen. Am obersten Punkt des Zylinders können nahezu beliebige Staubproben freigesetzt werden. Dazu werden zwei Verwirbelungseinrichtungen verwendet, die auf verschiedene Parti-

kelgrößen optimiert sind. Ein Verwirbelungssystem dispergiert die Partikel in einem Venturi-Rohr durch Scherkräfte in den Zylinder (optimal für Partikel zwischen 1 µm und 10 µm Durchmesser), im anderen System werden die Partikel durch Aufprallkräfte mit Hilfe einer Prallplatte freigesetzt (optimal für Partikelgrößen ab ca. 5 µm). Um Wasserabsorptionseffekte zu vermeiden, werden die Stäube vor der Injektion in den Sedimentationszylinder getrocknet.



**Bild 1:** Schematische Darstellung des Sedimentationszylinders

Etwa 10 cm über dem Boden des Zylinders wird die Partikelkonzentration mit einem Aerosolspektrometer Modell 1.108 der Firma Grimm-Aerosol-Technik, Airring, in Abhängigkeit der Partikelgröße gemessen. Die Detektion erfolgt mit Hilfe von monochromatischem Streulicht bei einer Wellenlänge von  $\lambda = 780 \text{ nm}$ . Die Partikel werden vom Messgerät in fünfzehn Fraktionen eingeteilt, acht davon werden ausgewertet: 2,0 - 3,0 µm, 3,0 - 4,0 µm, 4,0 - 5,0 µm, 5,0 - 7,5 µm, 7,5 - 10,0 µm, 10,0 - 15,0 µm, 15,0 - 20,0 µm, > 20,0 µm. Die Einteilung in die Fraktionen erfolgt mit Schwellwerten von 50 %. Das bedeutet, dass für ein Partikel mit einer Größe von 3,0 µm die Wahrscheinlichkeit, in die Fraktion 2,0 - 3,0 µm eingeordnet zu werden genauso groß ist, wie in die Fraktion 3,0 - 4,0 µm eingeordnet zu werden. Die letzte Fraktion, > 20,0 µm, beschreibt die größte messbare Fraktion und beinhaltet alle Partikel mit einem Partikeldurchmesser über 20 µm. Die Beschränkung auf acht Fraktionen hat den technisch bedingten Vorteil, dass Messungen im Sekunden-Takt durchgeführt werden können und damit ei-

ne gute zeitliche Auflösung erreicht wird. Messungen in allen fünfzehn Fraktionen können mit dem eingesetzten Aerosolspektrometer nur in Intervallen von sechs Sekunden oder mehr erfolgen.

Die vom Aerosolspektrometer entnommene Probenluft wird zurück in den Zylinder geführt, sodass kein Sogeffekt für die sedimentierenden Partikel auftritt. Es konnte weder eine Beeinflussung der Partikelgeschwindigkeit noch der Klimabedingungen im Zylinder durch die Probenahme festgestellt werden.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit kleiner Partikel ist sehr gering und kann für die zurückzulegende Strecke im Zylinder einige Stunden betragen (vgl. Gleichung (7)). Um eine Beeinflussung aufeinander folgender Versuche durch verbliebene Partikel des vorhergehenden Versuchs zu vermeiden, wird der Sedimentationszylinder mit Luft gespült. So wird die Partikelkonzentration vor jedem Versuch unter die messbare Grenze gesenkt.

Der Sedimentationszylinder befindet sich in einer Klimakammer, wodurch eine Temperaturkonstanz gegeben ist. Die Luftfeuchtigkeit im Sedimentationszylinder kann über die Spülluft eingestellt werden. Sie hat, wie bereits erwähnt, auf die theoretische Sinkgeschwindigkeit wenig Einfluss, ist aber für die Partikelwechselwirkung von Bedeutung. Die hier dargestellten Versuche wurden bei einer Temperatur von 26 °C und einer relativen Luftfeuchtigkeit zwischen 70 % und 80% durchgeführt. Die Viskosität der Luft liegt bei der eingestellten Temperatur bei  $18,5 \times 10^{-6} \text{ Pa sec}$ . Für die betrachteten Partikelgrößen besteht bei diesen Bedingungen nur eine geringe Wahrscheinlichkeit der Agglomeration durch Elektrostatik oder Feuchtigkeit (vgl. [8]). Während der Sedimentationsversuche wird der Verlauf von Luftfeuchtigkeit und Temperatur erfasst. Die klimatischen Parameter sind sowohl zeitlich als auch räumlich (im Zylinder) im Rahmen der Messgenauigkeit ( $\pm 0,5 \text{ °C}$ ,  $\pm 2 \text{ % RH}$ ) der Erfassungssysteme konstant.

Die Versuchsanlage inklusive der Datenerfassung ist in **Bild 2** dargestellt.

Nach der Freisetzung im oberen Zylinderbereich sinken die Partikel in Abhängigkeit ihrer Größe, Dichte und Form. Am Boden werden zunächst die größeren Partikel auftreffen, danach die kleineren. Auf Grund von Diffusionseffekten sowie der Verwirbelungszeit von zwei Sekunden sollte die An-



**Bild 2:** Sedimentationszylinder (links) mit Datenerfassung (rechts oben) und Aerosolspektrometer (rechts unten)

kunftszeit der Partikel am Boden des Zylinders einer Gauß-Verteilung entsprechen. Weitere Effekte wie die Wechselwirkung zwischen Partikeln aber natürlich auch die unterschiedlichen Partikelformen beeinflussen die Ankunftszeiten der Partikel am Boden zusätzlich.

Ein typisches Eintreffen der Partikelfractionen ist in **Bild 3** zu sehen. Dargestellt ist die Partikelgrößenverteilung am Boden der Messapparatur in Abhängigkeit der Zeit für Dolomitstaub. Zunächst erreichen große Partikel den Boden, danach die kleineren.

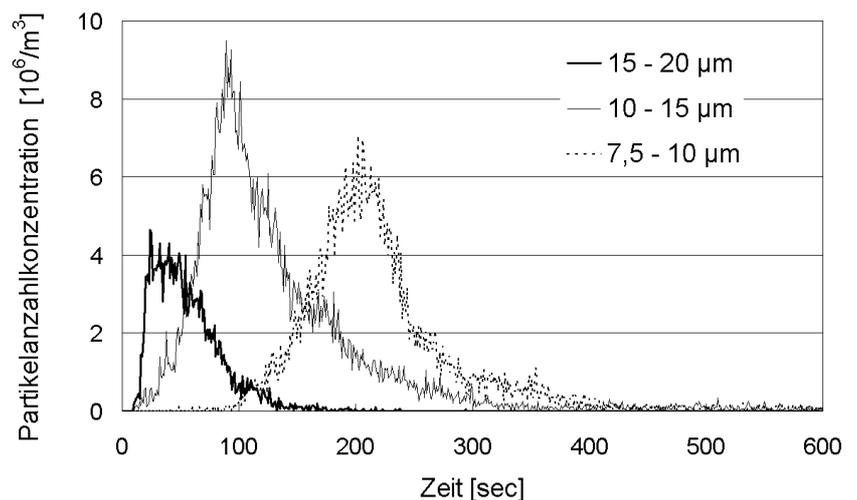
Für jede Staubart wurden zehn Sedimentationsversuche durchgeführt, um statistische Effekte zu minimieren.

### Datenauswertung

Zur Angabe der Sinkgeschwindigkeit muss der Zeitpunkt des Eintreffens der Partikel ermittelt werden. Da die Partikel nicht zu einer präzisen Zeit den Boden erreichen und Bild 3 daher keine Delta-Funktionen zeigt, muss die Ankunftszeit aus dem asymmetrischen Kurvenverlauf bestimmt werden.

Die Asymmetrie ergibt sich aus der Überlagerung der theoretischen Gauß-Verteilung mit einer exponentiell abklingenden Kurve ab dem Maximum, die unter anderem von der Partikelzahl, den klimatischen Parametern etc. abhängt (vgl. Bild 3). Eine mögliche Erklärung der Asymmetrie sind Diffusionseffekte, welche die Partikel von höheren Konzentrationen wegbewegen. Während des Sinkprozesses liegt die höchste massebezogene Partikelkonzentration am unteren Punkt der freigesetzten Partikelwolke vor, da die Gravitationskraft viel stärker ist als die Diffusion. Die diffusionsbedingte Bewegung erfolgt von der höchsten Konzentration weg, also entgegen der Sinkrichtung. Daher trifft ein Teil der Partikel verzögert am Boden ein. Die Effekte erscheinen jedoch so minimal, dass sie das Versuchsergebnis nicht beeinflussen.

Um trotz der Asymmetrie des Kurvenverlaufs eine objektive Ankunftszeit der Partikel am Boden des Zylinders zu erhalten, wird mit Hilfe eines Computerprogramms eine Gauß-Funktion im Bereich der ansteigenden Flanke bis kurz nach Erreichen des Maximums der asymmetrischen Kurve angepasst.



**Bild 3:** Eintreffen der Partikelfractionen am Messpunkt, Dolomitstaub

Der Mittelpunkt der gefitteten Gauß-Kurve gibt die Ankunftszeit der Partikel an.

Aus der Zeit  $t$  des Eintreffens der Partikel und der zurückgelegten Sedimentationsstrecke von  $s = 1.100$  mm kann die mittlere Sinkgeschwindigkeit  $v_s$  errechnet werden:

$$v_s = \frac{s}{t} \quad (8).$$

Genau genommen liegt eine beschleunigte Bewegung vor, bedingt durch die Injektion der Partikel in den Zylinder und die Schwerkraft. Nur auf Grund der Stokes-Reibung wird eine Grenzgeschwindigkeit erreicht. Die Zeit, bis die maximale Geschwindigkeit, die Sinkgeschwindigkeit, erreicht worden ist, ist minimal und wird daher vernachlässigt. Für die betrachteten Partikelgrößen liegt diese Gleichgewichtszeit unter einer Sekunde [24] und ist damit klein gegenüber der gesamten Fallzeit (vgl. Bild 3).

Der Einsatz von zwei Verwirbelungseinrichtungen bedingt eine Aufteilung in der Auswertung der Sedimentationszeiten. Für Partikel zwischen  $2 \mu\text{m}$  und  $7,5 \mu\text{m}$  werden die Sinkzeiten der Versuche mit Scherkraft-Verwirbelung herangezogen, für größere Partikel werden die Versuche mit der Prallplatten-Verwirbelung ausgewertet. Im Zwischenbereich ( $5 \mu\text{m}$  bis  $10 \mu\text{m}$ ) stimmen die Sedimentationszeiten innerhalb ihrer Fehlergrenzen sehr gut überein.

### Untersuchte Stäube

Im Sedimentationszylinder wurden verschiedene Stäube untersucht, dazu zählen Dolomitstaubpartikel, Glaskügelchen und Phenolharz-Hohlkügelchen.

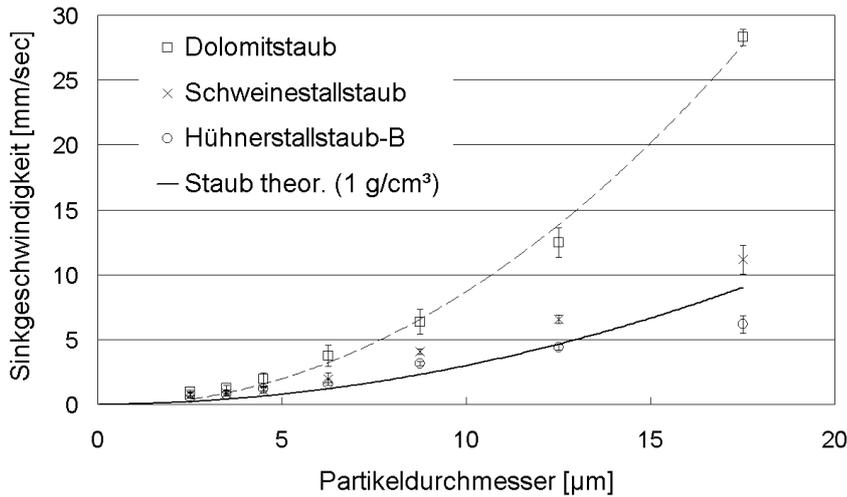
Weitere Stäube wurden in Tierställen gesammelt. Dabei wurden zum einen bereits sedimentierte Staubfrachten verwendet, zum anderen wurde eine Staubsammelkammer – ähnlich einem Elutriator – konstruiert, welche die Staubpartikel der Luft entnimmt.

Die nachfolgenden Ergebnisse beziehen sich auf Dolomitstaub (als Kalibrierstaub), sedimentiertem Staub aus einem Mastschweinestall mit Spaltenbodenhaltung und Flüssigfütterung, im Folgenden als „Schweinestallstaub“ bezeichnet; Staub aus einem Legehennenstall mit Bodenhaltung (Einstreu: Stroh) und manueller Fütterung, der im Folgenden als „Hühnerstallstaub-B“ bezeichnet wird, sowie sedimentiertem Staub aus einem Legehennenstall mit Volierenhaltung (Einstreu: Stroh) und automatischer Fütterung, im Folgenden als „Hühnerstallstaub-V“ bezeichnet. Der Hühnerstallstaub-B wurde mit Hilfe der Staubsammelkammer aus der Stallluft entnommen, die anderen Stäube stammen von im Stall deponierten Staubfrachten.

Diese Stäube sind nicht notwendigerweise repräsentativ für die Tierart oder das Haltungsverfahren, jedoch sind deutliche Unterschiede sowohl zwischen dem Dolomitstaub und den Tierstäuben als auch zwischen den Tierstäuben untereinander festzustellen.

### Messergebnisse

Nach Gleichung (6) besteht bei einer homogenen Dichteverteilung der Staubpartikel eine quadratische Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit von dem Partikeldurchmesser. In **Bild 4** ist der theoretisch berechnete Kurvenverlauf für kugelförmige Staubpartikel mit einer Dichte von  $1 \text{ g/cm}^3$  dargestellt.



**Bild 4:** Sinkgeschwindigkeiten verschiedener Stäube in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers

Zusätzlich sind in Bild 4 die aus den Sedimentationsversuchen gemittelten Sinkgeschwindigkeitswerte der verschiedenen gemessenen Größenfraktionen für Dolomitstaub, Hühnerstallstaub-B und Schweine- und Hühnerstallstaub angegeben. Die Messwerte für die Fraktionen sind am arithmetischen Mittelpunkt der Größengrenzen eingetragen. Die eingezeichneten Fehler zeigen die Standardabweichung der gemessenen Werte für den entsprechenden Punkt.

Wenn die Messwerte einer Staubart auf einer Parabel (Isodensen) liegen, deutet dies auf eine für alle Fraktionen einheitliche Dichte des Staubes hin. Die durch das Verfahren ermittelte Dichte ist dabei die mittlere homogene Dichte der detektierten Partikel. Lokale Dichtefluktuationen eines Partikels können nicht bestimmt werden.

Für Dolomitstaub ist ein charakteristisches Parabelprofil zu erkennen, welches durch eine Trendlinie angedeutet ist (Bild 4). Der untersuchte Staub weist offensichtlich eine einheitliche Dichte auf. Die Werte der Parabel für Dolomitstaub liegen etwa um einen Faktor 3 höher als die Parabel für Staub mit Einheitsdichte. Dies ist auf die Dichte von Dolomit zurückzuführen, die ca. dreimal höher liegt (2,899 g/cm<sup>3</sup>). Damit wird die Zuverlässigkeit der gewählten Messprozedur belegt.

Die ermittelten Sinkgeschwindigkeiten der Tierstäube liegen in den meisten Fällen zwischen dem Parabelprofil für Staub mit Einheitsdichte und dem für Dolomitstaub. Für die kleineren Partikel liegen die Werte beider Tierstäube nahe an den Werten für Dolomitstaub, bei größeren Fraktionen nähern sich die Werte dem Einheitsstaubprofil. Für Hühnerstallstaub-B liegt die Sinkgeschwindigkeit der Partikel in

den Fraktionen 10,0 - 15,0 µm und 15,0 - 20,0 µm unter der von Staub mit Einheitsdichte. Bei den Tierstäuben liegt kein Parabelprofil vor. Damit kann auf unterschiedliche Dichten der verschiedenen Größenfraktionen einer Sammelprobe geschlossen werden.

Allerdings ist das Fehlen eines Parabelprofils keine hinreichende Bedingung für verschiedene Dichten. Gleichung (6) zeigt, dass der Quotient  $\rho_p/\kappa$  maßgeblich für die Sinkgeschwindigkeit ist, nicht allein die Dichte  $\rho_p$ . Damit könnte also auf Grund eines variierenden Dynamischen Formfaktors  $\kappa$  im Profil der Sinkgeschwindigkeitskurve in Abhängigkeit der Partikelgröße trotz einer homogenen Dichte auf vermeintliche Dichteschwankungen geschlossen werden. Präziser ist daher der Vergleich des Quotienten  $\rho_p/\kappa$  der verschiedenen Staubarten, der in **Tabelle 1** für alle untersuchten Stäube dargestellt ist. Die Berechnung erfolgte anhand von Gleichung (9)

$$\frac{\rho_p}{\kappa} = 18 \frac{v_s \eta}{g d^2 C_c} \quad (9)$$

für Werte von  $\eta$  und  $C_c$  bei Versuchsbedingungen. Für die Fraktion >20 µm wurde eine Partikelgröße von 25 µm angenommen.

Für Dolomitstaub liegen die ermittelten Werte um den Bereich 3 g/cm<sup>3</sup>. Dies lässt auf einen Wert für  $\kappa = 1,03$  schließen, der einer sphärischen Form recht nahe kommt. Eine nahezu sphärische Form konnte in mikroskopischen Untersuchungen bestätigt werden. Die Abweichungen in der Fraktion 2,0 - 3,0 µm werden in der Fehlerbetrachtung diskutiert.

**Tabelle 1:** Quotient  $\rho_p/\kappa$  für verschiedene Stäube, Angaben in  $\text{g}/\text{cm}^3$ 

Partikelgröße [ $\mu\text{m}$ ]	Dolomitstaub	Schweine­stallstaub	Hühner­stallstaub-B	Hühner­stallstaub-V
2,0 - 3,0	$5,00 \pm 0,37$	$3,87 \pm 1,47$	$2,56 \pm 0,38$	$3,73 \pm 1,02$
3,0 - 4,0	$3,25 \pm 0,48$	$2,22 \pm 0,40$	$1,96 \pm 0,19$	$2,76 \pm 0,17$
4,0 - 5,0	$3,13 \pm 0,41$	$1,75 \pm 0,34$	$1,91 \pm 0,20$	$2,22 \pm 0,37$
5,0 - 7,5	$3,18 \pm 0,18$	$1,64 \pm 0,21$	$1,34 \pm 0,05$	$1,77 \pm 0,17$
7,5 - 10,0	$2,77 \pm 0,06$	$1,76 \pm 0,02$	$1,37 \pm 0,02$	$1,64 \pm 0,02$
10,0 - 15,0	$2,56 \pm 0,02$	$1,41 \pm 0,01$	$0,94 \pm 0,01$	$1,25 \pm 0,02$
15,0 - 20,0	$2,72 \pm 0,01$	$1,22 \pm 0,01$	$0,68 \pm 0,01$	$0,89 \pm 0,01$
> 20,0	$2,97 \pm 0,01$	$1,89 \pm 0,01$	$0,54 \pm 0,01$	$0,86 \pm 0,01$

Für Hühner­stallstaub-B variiert der Quotient zwischen  $0,54 \text{ g}/\text{cm}^3$  und  $2,56 \text{ g}/\text{cm}^3$ , für Hühner­stallstaub-V zwischen  $0,86 \text{ g}/\text{cm}^3$  und  $3,73 \text{ g}/\text{cm}^3$ ; für Schweine­stallstaub liegt der Quotient zwischen  $1,22 \text{ g}/\text{cm}^3$  und  $3,87 \text{ g}/\text{cm}^3$ .

Unter der Prämisse, dass der Dynamische Formfaktor  $\kappa$  bei allen Fraktionen nahezu gleich ist, sind bei den Tierstäuben bei kleineren Partikelgrößen höhere Dichten festzustellen als bei größeren Partikeln. Eine mögliche Erklärung ist, dass bei den kleineren Partikeln vornehmlich mineralische Staubpartikel dominieren, bei den größeren Partikeln eher organische Bestandteile wie Einstreu, Hautschuppen, Federbruchstücke etc.

Die Unterschiede zwischen Hühner­stallstaub-B und Hühner­stallstaub-V sind durch die Fütterung in der Bodenhaltung zu erklären. Durch die Handfütterung gelangen mehr Partikel in die Stallluft (Hühner­stallstaub-B) als bei einem automatischen Fütterungssystem. Dadurch können in den größeren Fraktionen die leichten Futterpartikel dominieren.

Die Bestimmung des Dynamischen Formfaktors  $\kappa$  durch ergänzende Messmethoden (z.B. Mikroskopie) würde eindeutige Ergebnisse für die Partikeldichte garantieren. Dazu sind jedoch weiterführende Untersuchungen notwendig.

### Fehlerbetrachtung

Das komplexe Messsystem bedingt eine Vielzahl möglicher Fehlerquellen. Die klimatischen Parameter der Anlage, die Einstellungen von Feuchtigkeit und Temperatur, wurden so gewählt, dass die in Vorversuchen beobachteten Partikelwechselwirkungen minimiert wurden: Cluster-Effekte wie die Agglomeration von Partikeln wurden bei diesen Ein-

stellungen nicht beobachtet, sind aber bei zu niedrigen Luftfeuchtigkeiten anhand von parallel verlaufenden Konzentrationskurven zu erkennen. Mögliche Geschwindigkeitserhöhungen durch die Partikelwechselwirkungen können ausgeschlossen werden, da der Volumenanteil der Partikel direkt nach der Freisetzung durch die Verwirbelungseinrichtungen deutlich unter 0,1 % liegt (vgl. [6]).

Die in Tabelle 1 angegebenen Fehler sind bedingt durch Abweichungen der klimatischen Parameter sowie der Abweichung von Ankunftszeit und Länge der Sedimentationsstrecke. Sie liegen – abgesehen von den kleinsten Partikelfraktionen - in allen Fällen unter 18%, für Partikelgrößen über  $7,5 \mu\text{m}$  unter 2%. Die unterschiedlichen Fehler sind im Wesentlichen auf die Streuung der Ankunftszeiten zurückzuführen. Für kleine Partikel mit entsprechend langen Sedimentationszeiten werden die Kurvenanpassungen ungenauer. Dies spiegelt sich im Messfehler wieder.

Bei der Datenauswertung wird der arithmetische Mittelwert der Größenfraktionen als Messwert angesetzt. Die vom Hersteller des Aerosolspektrometers festgelegten Grenzen der Partikelfraktionen beinhalten eine Abweichung der Partikelgröße zwischen 11% und 20% vom mittleren Wert. Auf Grund der quadratischen Abhängigkeit des Quotienten  $\rho_p/\kappa$  von der Partikelgröße  $d$  beträgt allein der Fehler durch die Abweichung von  $d$  etwa 40 %. Um einen besseren Vergleich der Messergebnisse zu ermöglichen, wurde dieser Fehler in Tabelle 1 nicht berücksichtigt.

Sollten die gemessenen Partikel eine Größe nahe der Fraktionsgrenze haben, würden sich sowohl die Position der Messpunkte in Bild 4 als auch die Ergebnisse in Tabelle 1 ändern. Ein Messsystem mit geringeren Fraktionsdistanzen würde die Ergebnisse präzisieren.

Die Kalibrierung des Aerosolspektrometers erfolgte vom Hersteller mit Latexpartikeln, die in der Regel eine sphärische Gestalt haben. Daher ist die Auswirkung der Partikelform auf die scheinbar detektierte Partikelgröße nur schwer abzuschätzen.

Weiterhin liegen auf Grund des Messprinzips Fehlerquellen bei der Größenzuordnung im Bereich 2,0 - 3,0  $\mu\text{m}$  und 3,0 - 4,0  $\mu\text{m}$ . Ursache ist die nicht eindeutige Zuordnung des relativen partiellen Streuquerschnitts zur Partikelgröße in diesem Größenbereich. Dieses physikalisch bedingte Problem der Messtechnik ist wohl bekannt, kann jedoch ohne Änderung des Messverfahrens nicht umgangen werden [27]. Der Zuordnungsfehler könnte die Abweichungen der kleinsten Partikelfraktionen in Tabelle 1 erklären.

Eine weitere Fehlerquelle ist die Verwirbelungstechnik. Es wurde auf zwei verschiedene Systeme zurückgegriffen, die jeweils im Bereich der größeren bzw. kleineren Partikel nachvollziehbar zu präziseren Resultaten führen und im Übergangsbereich übereinstimmende Ergebnisse liefern. Daher wurde ein kombiniertes System gewählt.

Die im Verfahren bestimmte Dichte, genauer das Verhältnis von Dichte zum Formfaktor, ist die über das Partikel gemittelte Dichte. Lokale Dichteschwankungen eines Partikels wie z.B. bei einer Hohlkugel können mit diesem Verfahren nicht erkannt werden. Dies bedingt eine möglicherweise fehlerhafte Bestimmung der Dichte.

### Fazit und Ausblick

Mit dem vorgestellten Messverfahren können Sinkgeschwindigkeiten nahezu beliebiger Stäube bestimmt werden. Aus dem Kurvenverlauf der Sedimentationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Partikelgröße können Rückschlüsse auf das Verhältnis von Partikeldichte zur Partikelform getroffen werden. Die Messergebnisse geben Hinweise auf inhomogene Dichteverteilungen bei den Tierstäuben. Damit sind auch Rückschlüsse auf die Staubquellen möglich.

Zur Präzisierung von Ausbreitungsmodellen wurde das  $\rho_p/\kappa$ -Verhältnis für die untersuchten Stäube in Abhängigkeit der Größenfraktion angegeben. Neben der Angabe möglicher Quellen ist auch eine Zuordnung von Partikeln einer bestimmten Größe zur

Quelle gegeben. Die Annahme einer Dichte (von z.B. 1  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) für Tierstäube ist nicht gerechtfertigt, vielmehr ist eine fraktionsspezifische Betrachtung notwendig.

Beim eingesetzten Aerosolspektrometer der Firma Grimm Aerosoltechnik ist eine Bestimmung der Massenkonzentration mit Hilfe eines Gravimetriefaktors möglich, der das Verhältnis von gemessener Staubbichte zu Dolomitstaubbichte angibt. Unter Vorbehalt einer ähnlichen Partikelform in den verschiedenen Fraktionen genügt die Angabe eines einzelnen Wertes als Gravimetriefaktor nicht, da die Partikeldichte bei verschiedenen Partikelgrößen unterschiedlich ist. In Verbindung mit dem eingesetzten Verfahren zur Bestimmung der Partikeldichte ist eine genauere Angabe der Partikelmasse möglich, da fraktionsspezifische Dichten ermittelt werden.

Eine weitere Anwendungsmöglichkeit der Ergebnisse besteht in der gezielten Selektion von Partikelfraktionen bei Abscheidesystemen wie z.B. Zyklon-Abscheidern. Minderungsmaßnahmen können so auf den jeweiligen Tierstaub optimiert werden.

Weiterführende Analysen der Ergebnisse sind nur unter Einbeziehung zusätzlicher Verfahren wie der Mikroskopie möglich.

### Literatur

Bücher sind mit einem • gekennzeichnet.

- [1] Bundesimmissionsschutzgesetz: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.07.2002, GMBI (2002), H. 25-27, S. 511-605.
- [2] • KTBL-Schrift 436: Luftgetragene biologische Belastungen und Infektionen am Arbeitsplatz Stall – Herkunft, Erfassung, Wirkung, Maßnahmen, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2005), ISBN 3-7843-2186-0.
- [3] VDI 3945, Blatt 3, Umweltmeteorologie Atmosphärische Ausbreitungsmodelle: Partikelmodell, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b.
- [4] VDI 3782, Blatt 1, Umweltmeteorologie Atmosphärische Ausbreitungsmodelle: Gauß'sches Fahnenmodell für Pläne zur Luftreinhaltung, VDI/ DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b.
- [5] • COX, C. S. UND C. M. WATHES: Bioaerosols Handbook, Lewis Publishers (1995), ISBN 0-87371-615-9.

- [6] • SCHUBERT, H., HEIDENREICH, E., LIEPE, F. UND T. NEEBE: Mechanische Verfahrenstechnik, Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie (1990), ISBN 3-342-00381-2.
- [7] • HINDS, W. C.: Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles, John Wiley & Sons (1999), ISBN 0-471-19410-7.
- [8] • DIMMICK, R. L. UND A. B. AKERS: An Introduction to Experimental Aerobiology, Environmental Science and Technology, Wiley-Interscience (1969), ISBN 0-471-21558-9.
- [9] STAFFORD, W. F. UND E. H. BRASWELL: Sedimentation velocity, multi-speed method for analyzing polydisperse solutions, Biophysical Chemistry 108 (2003), Seite 273-279.
- [10] KAEMPFER, R. UND M. MESELSON: Sedimentation Velocity Analysis in Accelerating Gradients, Methods in Enzymology 20 (1971), Seite 521-529.
- [11] LACEY, J. UND J. DUTKIEWICZ: Isolation of Actinomycetes and Fungi from Mouldy Hay using a Sedimentation Chamber, Journal of Applied Bacteriology 41 (1976), 2, Seite 315-319.
- [12] MURPHY, D. M., CZICZO, D. J., HUDSON, P. K., SCHEIN, M. E., UND D. S. THOMSON: Particle density inferred from simultaneous optical and aerodynamic diameters sorted by composition, Journal of Aerosol Science 35 (2003), Seite 135-139.
- [13] • FRIEHMELT, R.: AEROSOL-MEBSYSTEME: Vergleichbarkeit und Kombination ausgewählter On-Line-Verfahren, Fortschritt-Berichte Mechanische Verfahrenstechnik und Strömungsmechanik Band 1 (2000), ISBN 3-925178-47-3.
- [14] GOOSSENS, D.: Quantification of the dry aeolian deposition of dust on horizontal surfaces: an experimental comparison of theory and measurements, Sedimentology 52 (2005), Seite 859-873.
- [15] JONAS, R. UND K. J. VOGT: Freilandversuche zur Messung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Vegetation und anderen Probenahmeflächen, Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 126 (1981), Jül-Spez-126, ISSN 0343-7639.
- [16] HUGO, A., ENGELKE, T., SCHMIDT, F., UND K. G. SCHMIDT: Datenbank zur Berücksichtigung von Feinstaubfraktionen (PM<sub>x</sub>) bei Ausbreitungsrechnungen, Forschungsbericht IUTA e.V., Universität Duisburg (2003).
- [17] VDI 3782, Blatt 5, Entwurf, Umweltmeteorologie Atmosphärische Ausbreitungsmodelle: Depositionsparameter, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b.
- [18] • MEHLHORN, M.: Lehrbuch der Tierhygiene, VEB Gustav Fischer Verlag Jena (1979).
- [19] • SEEDORF, J. UND J. HARTUNG: Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung. KTBL-Schrift 393 (2002), ISBN 3-7843-2145-3.
- [20] CLARKE, A. F.: A review of environmental and host factors in relation to equine respiratory disease, Equine Veterinary Journal 19 (1987), 5, Seite 435-441.
- [21] HEBER, A. J., STROIK, M., FAUBION, J. M. UND L. H. WILLARD: Size Distribution and Identification of Aerial Dust Particles in Swine Finishing Buildings, Transactions of the ASAE 31 (1988), 3, Seite 882-887.
- [22] SCHNEIDER, F. E., ENGELHARDT, T. UND P. H. WIESER: Characterization of Aerosol Particles from Animal Husbandry with Single Particle Analytic Techniques, ASAE Annual Interantional Meeting 2001, Paper Number 01 0410.
- [23] Verein Deutscher Ingenieure: VDI Wärmeatlas, Springer-Verlag (2002), ISBN 3-540-41200-X.
- [24] • REIST, P. C.: Introduction to Aerosol Science, Macmillan Publishing (1984), ISBN 02-949600-4.
- [25] KESTIN, J. UND J. H. WHITELAW: The Viscosity of Dry and Humir Air, International Journal of Heat and Mass Transfer 7 (1964), 11, Seite 1245-1256.
- [26] SCHMITT-PAUKSZTAT, G., SCHNEIDER, T., WALLENFANG, O., BÜSCHER, W. UND B. DIEKMANN: Partikelemissionen aus Tierställen – Zusammensetzung, physikalische Stoffeigenschaften und Quellbeschreibungen. 7. Internationale Tagung: Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 2005, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), ISBN 3-7843-2185-2.
- [27] GEBHART, J.: Funktionsweise und Eigenschaften optischer Partikelzähler, Technisches Messen 56 (1989), 5, Seite 192-212.

### Formelverzeichnis

Formelzeichen	Bedeutung	Einheit
$a, \dot{v}$	Beschleunigung des Partikels	m sec <sup>-2</sup>
d	Partikeldurchmesser	µm
C <sub>C</sub>	Cunningham Korrektur Faktor	-
F <sub>G</sub>	Gewichtskraft	N
F <sub>R</sub>	Reibungskraft	N
g	Erdbeschleunigung	m sec <sup>-2</sup>

$\vec{G}$	Einheitsvektor der Gewichtskraft	-
m	Partikelmasse	$\mu\text{g}$
R	Radius einer Kreisbahn	m
s	Länge des Sedimentationsweges	mm
t	Dauer des Sinkprozesses	sec
v	Partikelgeschwindigkeit	$\text{m sec}^{-1}$
$v_E$	Endgeschwindigkeit des Partikels	$\text{m sec}^{-1}$
$v_L$	Geschwindigkeit der Umgebungsluft	$\text{m sec}^{-1}$
$v_S$	Sinkgeschwindigkeit	$\text{m sec}^{-1}$
$\eta$	Viskosität der Luft	Pa sec
$\kappa$	Dynamischer Formfaktor	-
$\rho_P$	Partikeldichte	$\text{g cm}^{-3}$
$\tau$	Relaxationszeit	sec

#### Autoren

Dipl.-Phys. Gregor Schmitt-Pauksztat  
 Rhein. Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn  
 Institut für Landtechnik  
 Nussallee 5  
 53115 Bonn  
 Tel.: +49/(0)228/73-3042  
 Fax: +49/(0)228/73-2596  
 E-Mail: [gregor.schmitt@uni-bonn.de](mailto:gregor.schmitt@uni-bonn.de)

Eberhard Rosenthal  
 (Anschrift und Telefon siehe G. Schmitt-Pauksztat)  
 E-Mail: [rosenthal@uni-bonn.de](mailto:rosenthal@uni-bonn.de)

Prof. Dr. agr. habil. Wolfgang Büscher  
 (Anschrift siehe G. Schmitt-Pauksztat)  
 Tel.: +49/(0)228/73-2396  
 Fax: +49/(0)228/73-2596  
 E-Mail: [buescher@uni-bonn.de](mailto:buescher@uni-bonn.de)

PD Dr. rer. nat. habil. Bernd Diekmann  
 Rhein. Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn  
 Physikalisches Institut  
 Nussallee 12  
 53115 Bonn  
 Tel.: +49/(0)228/73-3497  
 Fax: +49/(0)228/73-3620  
 E-Mail: [diekmann@physik.uni-bonn.de](mailto:diekmann@physik.uni-bonn.de)