

Endbericht zum Forschungsvorhaben

**Reduzierung der Ammoniak-Emissionen
aus Tierhaltungsanlagen der Landwirtschaft
durch biologische Abluftfilter**

von:

**Dr. Eberhard Hartung
Dipl.-Ing. Milos Martinec
Prof. Dr. Thomas Jungbluth**

Universität Hohenheim
Institut für Agrartechnik
Verfahrenstechnik in der Tierproduktion
und landw. Bauwesen
Leiter: Prof. Dr. T. Jungbluth

Untersuchungsort:
Bildungszentrum für
Landwirtschaft und Umwelt
Triesdorf

**Auftraggeber und Finanzierung:
Ministerium für Umwelt und Verkehr
Baden-Württemberg**

1997

Inhaltsverzeichnis:		Seite
1	Einleitung, Problemstellung und Zielsetzung	5
2	Kenntnisstand	10
2.1	Grundlagen biologischer Abluftreinigung	10
2.2	Bauformen / Dimensionierung von Biofiltern in der Schweinehaltung	13
2.3	Abscheideleistungen von Biofiltern in der Landwirtschaft	16
2.4	Kosten von Biofiltern in der Landwirtschaft	19
3	Eigene Untersuchungen	21
3.1	Material und Methode	21
3.1.1	Untersuchte Biofilter	21
3.1.2	Methodische Vorgehensweise	23
3.1.3	Meßmethode und Meßsensoren	25
3.2	Vorversuch	33
3.3	Hauptversuche	35
3.3.1	Untersuchungen mit altem Filtermaterial	36
3.3.1.1	Standardbetrieb	37
3.3.1.2	Einfluß der Filterbettfeuchte	44
3.3.2	Untersuchungen mit neuem Filtermaterial	44
3.3.2.1	Anlaufphase	45
3.3.2.2	Winterbetrieb	48
3.3.2.3	Austrocknungs-/Wiederbefeuchtungsverhalten	49
3.3.2.4	Einfluß von Filterbettfeuchte und Filterbelastung	52
3.3.2.5	Einfluß von Vorkonditionierung / Wasserverbrauch	59
3.3.2.6	24-Stundenmessungen Geruch	64
3.3.2.7	Standardbetrieb	69
3.3.3	Kosten der untersuchten Biofilteranlage	76
4	Diskussion	80
5	Zusammenfassung	84
6	Literatur	86

Die Landwirtschaft ist in erheblichem Maße Verursacher für die NH_3 -Freisetzung in die Atmosphäre und für dessen feuchte sowie trockene Deposition auf Boden und Wasserflächen. Ca. 90% des Ammoniaks stammen aus der Landwirtschaft, wobei die Tierhaltung neben der mineralischen Stickstoffdüngung den Hauptverursacher darstellt (ASMANN u. JAARSFELD, 1990). Innerhalb der verschiedenen Tierarten tragen die Rinder und Schweine überwiegend zur Ammoniak-Freisetzung bei. Die Hühner-, Schaf- und Pferdehaltung hat demgegenüber kaum nennenswerte Bedeutung. Im Vergleich der Bundesländer nimmt Baden-Württemberg zwar keine Spitzenstellung ein; es gibt jedoch Regionen mit intensiver Viehhaltung, die erheblich zur Belastung beitragen.

Die jährliche Stickstoff-Deposition in fester oder in flüssiger Form beträgt derzeit in ihrer Summe regional unterschiedlich bis zu 30 kg Stickstoff/ha (MOHR, 1994). Hiervon sind ca. 50% NH_x - und ca. 50% NO_x -Verbindungen. Die Langzeitbelastbarkeit (long-term-critical-load) beträgt auf Nadelholz- bzw. anderen Magerstandorten 4 - 10 kg/ha und Jahr. Eine über dieses Maß hinausgehende Depositionsrate hat hauptsächlich drei Effekte:

- ein erhöhter Nitrataustrag ins Grundwasser,
- verstärktes Auftreten von Trockenheitssymptomen bei Nadelbäumen in den Sommermonaten,
- typischen Heide- oder Magerrasenstandorte nehmen in ihrer Ausdehnung ständig ab.

Differenziert man die Ammoniakfreisetzung aus der Tierhaltung weiter in ihre einzelnen Entstehungsbereiche (Weide, Stall, Stallmistlager und Stallmistausbringung), so können sich die Relationen dieser vier Quellen erheblich unterscheiden (s. Tab. 1). Im Hinblick auf die Wirksamkeit und Bedeutung von Maßnahmen zur Verminderung der Umweltbelastung müssen sie jedoch im Gesamtzusammenhang bzw. in der gesamten Verfahrenskette gesehen werden. Eine Emissionsreduzierung während der Lagerung, kann im nächsten Verfahrensabschnitt, zum Beispiel durch ungünstige Bedingungen oder Techniken bei der Ausbringung, völlig aufgehoben werden.

Betrachtet man die Anteile der einzelnen Emissionsfaktoren, lassen Maßnahmen zur Emissionsminderung bei der Ausbringung und Lagerung von Stallmist höchste Effekte erwarten. Folgerichtig konzentrierte sich die Forschungsintensität in diese Richtungen; angepaßte Verfahrenstechniken entstanden. So wurden vor allem in den Niederlanden unter hohem politischen Druck sehr wirksame, emissionsmindernde Verfahrenstechniken für die Lagerung und Ausbringung von Stallmist entwickelt (gasdichte Foliendächer; Bodeninjektion von Flüssigmist). Im Gegensatz dazu wurden die Emissionen aus Stallanlagen bzw. entsprechende emissionsmindernde Maßnahmen in diesem Bereich noch nicht vollständig untersucht und bedürfen daher einer weiteren intensiven Bearbeitung.

Die Bedeutung des Stalles für die NH₃-Gesamtemissionen aus der Tierhaltung wird, wie aus Tabelle 1 ersichtlich, recht unterschiedlich gesehen. Die Angaben in der Literatur zum NH₃-Emissionsanteil aus dem Stall gehen bis zu 37 %. In den seltensten Fällen gehen die Werte jedoch auf durchgeführte NH₃-Emissionsmessungen zurück, sondern wurden rein kalkulatorisch ermittelt. In eigenen Untersuchungen wurde festgestellt, daß in Schweineställen bei ganzjähriger Stallhaltung, je nach Stickstoffeffizienz der Tiere und Verwertbarkeit des Futterstickstoffs, ca. 15 bis 20 % des "gefütterten" Stickstoffs als gasförmige Emissionen durch die Abluftkamine aus den Stallanlagen entweichen.

Tab. 1: Relative Ammoniakfreisetzung aus den verschiedenen Haltungsabschnitten der Tiere und Verfahrensabschnitte der Stallmiskette

Autor und Quelle	Relative Ammoniak-Freisetzung				
	Einheit	Stallhaltung	(Stallmist-) Lagerung	(Stallmist-) Ausbringung	Weidephase
CARTON et al. 1990					
Rindvieh	%		12	43	45
Schweine	%		36	64	
Geflügel	%		56	44	
BUIJSMAN et al. 1987					
Rindvieh	%		27	34	39
Schweine	%		54	46	
Hühner	%		42	58	
HARTUNG 1990	%	37		51	12
JARVIS et al. 1990	%	30	11	35	24

Die speziellen Bedingungen und Ursachen für die Bildungs-, Umsetzungs- und Freisetzungsmechanismen von Ammoniak sind sehr komplex. Um Ammoniakemissionen aus Schweineställen zu reduzieren, kann an mehreren Stellen angesetzt werden:

a) Stallinterne Maßnahmen:

- Präventivmaßnahme: Anpassung der Aminosäureversorgung an den Bedarf der Tiere, z.B. Eiweißangepasste Fütterung (SPIEKERS u. PFEFFER, 1990);
- Haltungs-, Lüftungs- und Entmistungstechnik: Verminderung der zeitlichen und
- -/oder räumlichen Kontakte zwischen den abgesetzten tierischen Exkrementen und der Stallluft (KECK, 1997).

b) Stallexterne Maßnahmen:

- Abluftaufbereitung (Biofilter und Biowäscher).

Um die Geruchsemissionen schweinehaltender Betriebe zu vermindern, können folgende Maßnahmen ergriffen werden:

- Die Stallanlage sollte möglichst staubarm und trocken sein;
- Zuluftkühlung führt zu geringern Luftraten und damit auch zu reduzierten Geruchsemissionen.

Für die derzeit eingesetzten biologischen Abluftwäschertypen wurden umfangreiche Untersuchungen zur Minderung der Ammoniak- und Geruchsemissionen am Institut für Agrartechnik der Universität Hohenheim durchgeführt. Bei diesen bereits abgeschlossenen Untersuchungen konnten neben den aussagekräftigen, hochverdichteten Mittelwerten aus Langzeitmessungen sehr viele Erkenntnisse über die biologischen und technischen Zusammenhänge der Verfahren gewonnen werden (LAIS et al., 1995_a, 1995_b und LAIS, 1996).

Problemstellung

Während in der landwirtschaftlichen Tierhaltung Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Flüssigmist relativ leicht zu realisieren sind und erprobte Techniken bereits festen Einzug in die Praxis gehalten haben, werden (oft aus Kostengründen) Verfahrenstechniken zur abluftseitigen Emissionsreduzierung kaum eingesetzt.

Für biologische Abluftreinigungungsverfahren, die in der landwirtschaftlichen Tierhaltung angewendet werden, wurde bereits eine Wirksamkeit bei der Geruchsminderung nachgewiesen. Deshalb wurden bisher biologische Abluftreinigungsanlagen im allgemeinen nur bei anstehenden oder zu erwartenden Geruchsproblemen, also bei Unterschreitung des geforderten Mindestabstandes zur nächsten Wohnbebauung eingesetzt. Ein wichtiges Argument für eine weite Verbreitung von Abluftreinigungsanlagen wäre ein hoher Wirkungsgrad bei der Ammoniakminderung, da die Anschaffung und der Betrieb solcher Anlagen mit erheblichen Kosten verbunden sind.

Im Hinblick auf den Einsatz von Biofiltern in der landwirtschaftlichen Tierhaltung ergeben sich hieraus vorrangig folgende offene Fragen:

- Welche Bauformen von Biofiltern finden im Bereich der Landwirtschaft Verwendung und welche Planungs- und Dimensionierungskennwerte liegen hierzu vor?
- Welche durchschnittlichen Abscheidegrade für Ammoniak und Geruch können von Biofiltern im Dauereinsatz erreicht werden?
- Welche Hauptfaktoren beeinflussen den durchschnittlichen Abscheidegrad an Ammoniak und Geruch?
- Wie funktionssicher sind Biofilter?
- Welcher finanzielle Aufwand ist mit der Anschaffung und dem Betrieb von Biofiltern verbunden?

Zielsetzung

Das übergeordnete Ziel der Untersuchungen ist die ökologische und ökonomische Bewertung der Abluftaufbereitung durch Biofilter. Hierzu sind folgende Teilschritte notwendig:

- Bestandsaufnahmen der Biofilter Bauformen in der Schweinehaltung (in Süddeutschland) sowie der zugrundeliegenden Planungs- und Dimensionierungskennwerte;
- Ermittlung der durchschnittlichen Abscheideleistung für die Ammoniak- und Geruchsminderung von Biofiltern im Dauereinsatz;
- Bestimmung der Haupteinflussfaktoren auf die durchschnittliche Abscheideleistung für die Ammoniak- und Geruchsminderung;
- Beschreibung der Funktionsweise und Beurteilung der Funktionssicherheit von Biofiltern;
- Kosten-Nutzen orientierte Bewertung der Zusammenhänge.

2 **Kenntnisstand**

2.1 **Grundlagen biologischer Abluftreinigung**

Das Funktionsprinzip biologischer Abluftreinigungsverfahren beruht auf dem Abbau (unerwünschter) anorganischer und organischer Abluftinhaltsstoffe, insbesondere geruchsintensiver Stoffe, durch Mikroorganismen (KOBELT, 1995). Die Aktivität der Mikroorganismen ist stark wassergebunden. Daher müssen die zu absorbierenden Stoffe von der Luft in das Wasser übertragen werden (BRAUER, 1984). Im Idealfall werden die Abluftinhaltsstoffe zu Kohlendioxid und Wasser abgebaut (oxydativer Abbau). Im Gegensatz zu Absorptions- und Adsorptionsfiltern, bei denen Abluftinhaltsstoffe nur zurückgehalten werden, ist keine spätere gesonderte Entsorgung der Rückstände notwendig. Daher erzeugen biologische Abluftreinigungsverfahren im allgemeinen keine zusätzlichen Umweltbelastungen.

Um eine möglichst optimale Verwertung der vorhandenen Abluftinhaltsstoffe zu gewährleisten, sollten die nachfolgenden Voraussetzungen eingehalten werden (modifiziert nach FISCHER et al., 1990):

- Die Abluftinhaltsstoffe sind wasserlöslich;
- Die Abluftinhaltsstoffe sind biologisch abbaubar;
- Die Ablufttemperatur liegt zwischen 5 ° und 60 °C;
- Die Abluft enthält keine toxischen Stoffe;
- Die Abluft enthält keine großen Mengen an Staub und Fett.

Biologische Abluftreinigungsverfahren sind in der Regel physikalischen und chemischen überlegen, wenn die abzubauenen Inhaltsstoffe in relativ niedrigen Konzentrationen vorliegen. Deshalb war die biologische Abluftreinigung zunächst fast ausschließlich auf die Geruchsminderung ausgerichtet, da es sich bei Gerüchen um Vielstoffgemische handelt deren Einzelkomponenten in sehr geringen Konzentrationen vorliegen.

Um sich das oben beschriebene Funktionsprinzip der biologischen Abluftreinigung durch technische Verfahren zu Nutze zu machen sollte gewährleistet sein, daß eine möglichst große, feuchte Oberfläche vorhanden ist. Diese Oberfläche dient zur Absorption der Abluftinhaltsstoffe und stellt die Wirkoberfläche dar, auf der sich eine Mikroorganismenpopulation zum nachfolgenden Abbau der Abluftinhaltsstoffe ansiedeln kann. Aus diesem Grundprinzip entwickelten sich folgende verschiedene Verfahren zur biologischen Abluftreinigung:

- Biofilter (VDI 3477, 1991);
- Biowäscher (VDI 3478, 1996);
- Rieselbettreaktoren (VDI 3478, Entwurf 1994).

Durch die Entwicklungen auf diesem Gebiet sowie durch mögliche Kombinationen von Verfahren ist die ursprüngliche klare Trennung in Grundtypen nicht mehr zweckmäßig. Die wichtigsten verfahrenstechnischen Merkmale der gängigen Typen der biologischen Abluftreinigung sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tab. 2: Verfahrenstechnische Merkmale der gängigen biologischen Abluftreinigungssysteme (LAIS, 1996)

	Biofilter	Biowäscher	Rieselbettreaktor
Mikroorganismen	fixiert	suspendiert	fixiert + suspendiert
Ort der Absorption der Schadstoffe	Filtermaterial	Füllkörper	meist inertes Filtermaterial
Ort der Regeneration des Trägermediums	Filtermaterial	Belebungsbecken	Filtermaterial und Belebungsbecken
Austausch der Mikroben- aufwuchsfläche nötig	ja	nein	nein
apparativer Aufwand	niedrig	hoch	hoch
Vorkonditionierung der Abluft nötig	ja	nein	nein, jedoch von Vorteil
Stoffübergang bei schlecht wasserlöslichen Stoffen	relativ hoch	gering	gering
bei Stillstandszeiten Nähr- stoffversorgung der Mikroben notwendig	nein	ja	ja

Das klassische **Biofilter** ist ein sogenanntes Flächenfilter. Dieses besteht aus einer Filterschicht, die auf einen rostartigen Boden aufgeschüttet ist (AZZAM u. SCHIRRMANN, 1993). Die Abluft wird nach einer Vorkonditionierung (Entstaubung, Befeuchtung) von unten durch die Filterschicht geleitet. Die unerwünschten Abluftinhaltsstoffe werden in dem Filterbett zurückgehalten und dienen den Mikroorganismen als Nahrung, d.h. sie werden von den Mikroorganismen abgebaut (Abb. 1). Als Filtermaterialien dienen verschiedenartige Gemische aus Komposten, Heidekraut, Kokosfasern, Fesertorf, Rindenmulch und Holzhackschnitzeln. Zur Verbesserung der Filterstruktur werden den aufgeführten organischen Materialien inerte Zusatzstoffe wie Blähton oder Styropor zugegeben (MANNEBECK, 1995). Da diese klassische Biofilterform große Grundflächen benötigt, wurde aus ihr heraus ein sogenanntes Etagenfilter entwickelt, bei dem es sich im Prinzip um übereinandergeschichtete Flächenfilter handelt. Damit konnte die Grundfläche der Biofilter zwar reduziert werden, jedoch war die ungleichmäßige Anströmung der Filterbetten sowie die Anfälligkeit gegenüber Witterungseinflüssen weiterhin gegeben. Biofilter dieses Bauprinzips entsprechen deshalb nicht mehr dem Stand der Technik (LAIS, 1996).

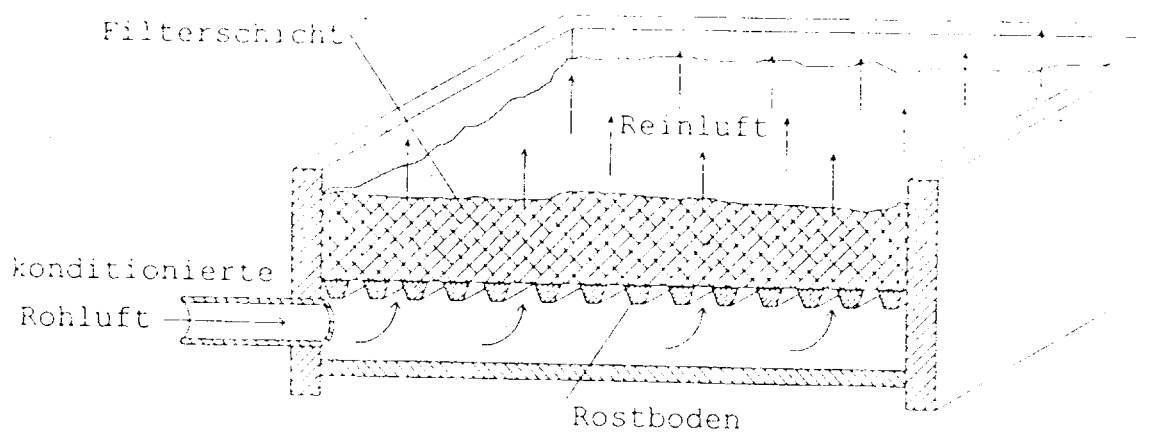


Abb. 1: Prinzipskizze eines Flächenfilters (MANNEBECK, 1995)

Bei der zweiten Generation von Biofiltern handelte es sich um sogenannte geschlossene Kompakt- oder Containerfilter. Durch die vorgeschaltete Befeuchtung der Rohluft bei gleichzeitig geschlossener Bauweise der Filter und gleicher Strömungsrichtung von Abluft und Wasser (von

oben nach unten) durch das Filtermaterial, konnte der Feuchtehaushalt besser gesteuert werden. Es konnte jedoch auch bei dieser Filterart nicht verhindert werden, daß das Filterbett austrocknet, oder daß durch Übernässung anaerobe Zonen entstehen (AZZAM u. SCHIRRMANN, 1993).

Die dritte Generation von Biofiltern sind sogenannte geschlossene Hochleistungsbiofilter. Diese verfügen, im Gegensatz zu den Biofiltern der zweiten Generation, über die Möglichkeit, die Strömungsrichtung der Abluft gezielt zu verändern und damit die Materialbefeuchtung zu optimieren (SABO et al., 1994). Durch eine taktweise Umkehr der Strömungsrichtung kann die Ausbildung von inaktiven Filterzonen verhindert werden. Dadurch wird das wirksame Filtervolumen vergrößert (LAIS, 1996).

2.2 Bauformen / Dimensionierung von Biofiltern in der Schweinehaltung

In der landwirtschaftlichen Schweinehaltung kommt in der Regel nur der Grundtyp des klassischen Biofilters, d.h. der Flächenfilter zur Anwendung. Die verschiedenen Bauformen dieses Grundtyps unterscheiden sich lediglich bezüglich der Art und des Ausmaßes der Vorkonditionierung der Rohluft (Stallabluft) sowie der Steuerung der Filterbettbefeuchtung.

Eine Bestandsaufnahme der in der landwirtschaftlichen Praxis in Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) vorkommenden Biofilter hat gezeigt, daß dort nahezu ausschließlich die Bauform eines Flächenfilters nach ZEISIG, 1993 verbreitet ist (Abb. 2). Bei dieser Bauform findet eine Vorkonditionierung der Rohluft (trockene Entstaubung) durch Filtermatten statt. Hierbei sind die Filtermatten durch regelmäßiges Abklopfen zu reinigen. Da es sich hierbei um eine unangenehme Aufgabe handelt, wird diese nach Erfahrungen von SCHIRZ, 1988 und eigenen nur selten oder gar nicht von den Betreibern durchgeführt. Anstelle von Staubfiltermatten schlägt SCHIRZ, 1989 den Einsatz eines Sprühwäschers zur Vorkonditionierung der Rohluft vor, mit dem diese entstaubt und angefeuchtet werden kann. In der landwirtschaftlichen Praxis wird diese Art der Vorkonditionierung in der Regel allerdings noch nicht eingesetzt.

Zur Befeuchtung des Filterbetts werden oberhalb des Filters angebrachte Düsenstöcke verwendet, die im allgemeinen manuell bedient werden müssen und ohne den Einsatz einer Pumpe direkt an eine Wasserzuleitung angeschlossen werden. Der hierfür notwendige Wasserdruck in der Zuleitung sollte zwischen 3,0 bar bis 3,5 bar liegen (ZEISIG, 1993). Die Düsenabstände sind so zu wählen, daß eine möglichst gleichmäßige Befeuchtung des Filterbetts gewährleistet wird. Der Einsatz von Befeuchtungsautomaten zur Regelung Filterbettfeuchte mit Hilfe eines Feuchtesensors hat sich in der Praxis noch nicht durchgesetzt.

Die Grundlage für die Dimensionierung von Biofiltern bilden die Menge und die Eigenschaften der Rohluft (Stallabluft). Die ausschlaggebende Planungs- bzw. Kenngröße stellt der Rohgas- bzw. Abluftvolumenstrom dar. Die Auslegung orientiert sich hierbei an dem maximal auftretenden Volumenstrom, d.h. die nach DIN 18910 berechnete maximale Luftrate im Sommer. Damit auch bei maximalem Volumenstrom noch eine ausreichende Abbau- bzw. Reinigungsleistung durch den Biofilter erreicht wird, muß eine möglichst vollständige Absorption der Abluftinhaltsstoffe gewährleistet sein (vgl. Kap. 2.1).

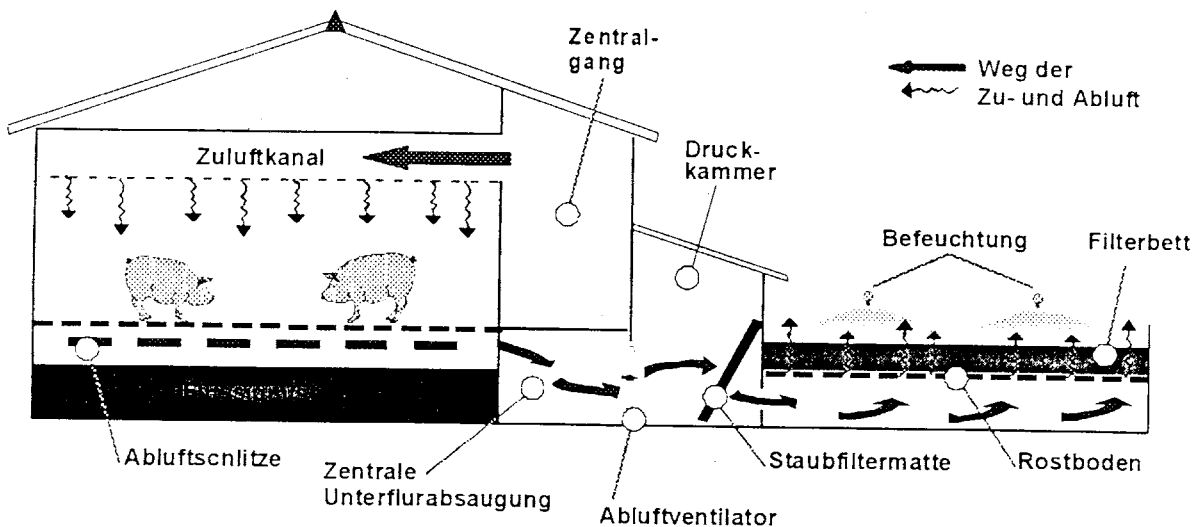


Abb. 2: Funktionsprinzip eines Biofilters mit Trockenentstaubung und Druckkammer

Bei der Absorption der Abluftinhaltsstoffe im Biofilter handelt es sich um einen durch Diffusion angeregten Stofftransport zwischen der Rohluft und der feuchten Filtermaterialoberfläche. Um eine möglichst vollständige Absorption zu erreichen, muß eine hinreichende Kontaktzeit zwischen den beiden Medien vorhanden sein.

Die Kontaktzeit wird durch die *Filterflächenbelastung* und der Schütthöhe der Filterschicht bestimmt. Die Filterflächenbelastung stellt den Rohluftvolumenstrom, bezogen auf die vorhandene Filterfläche in $[\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ h}]$ dar. Die *Filtervolumenbelastung* stellt hingegen den Rohluftvolumenstrom, bezogen auf das vorhandene Filtervolumen dar $[\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ h}]$.

In einem Anlagenbeispiel der VDI 3477 wird für eine Tierhaltungsanlage von einer Filtervolumenbelastung von $580 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$ ausgegangen. Nach ZEISIG, 1993 wird eine Filtervolumenbelastung zwischen $600 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$ (Schweine) und $800 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$ (Hühner und Rinder) für ausreichend angesehen.

Bei der Dimensionierung von Biofiltern stellen der Rohluftstrom und die zulässige bzw. maximale Filtervolumenbelastung die festen Rahmengrößen dar, nach denen sich die Bemessung der Filterfläche und deren Schütthöhe richten. Hierbei muß allerdings beachtet werden, daß die Schütthöhe nicht beliebig gewählt werden kann, da mit zunehmender Schütthöhe der Luftwiderstand im Filter ansteigt. In der Regel werden Schütthöhen von 0,30 m bis 0,50 m in der Praxis verwendet (ZEISIG, 1977).

Die Eigenschaften der Rohluft werden durch ihre Inhaltsstoffe sowie ihren Luftzustand gekennzeichnet. Folgende Stoffeigenschaften der Rohluft haben einen Einfluß auf die Höhe der maximal möglichen Filterflächenbelastung (MANNEBECK, 1994):

- Wasserlöslichkeit;
- Absorptionsgeschwindigkeit;
- Biologische Abbaubarkeit;
- Abbaugeschwindigkeit;
- Stoffkonzentration;
- Vorhandensein toxischer Stoffe.

Einen weiteren wesentlichen negativen Einflußfaktor stellt der Staubgehalt der Rohluft dar. Daher ist eine Staubabscheidung notwendig (vgl. Kap. 2.1). Die Temperatur und relative Feuchte der Rohluft sollten so beschaffen sein, daß sie sich in einem für die angesiedelten Mikroorganismengruppen optimalen Bereich befinden ($5 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $40 \text{ }^\circ\text{C}$ und über 80 % relative Luftfeuchte).

2.3 Abscheideleistungen von Biofiltern in der Landwirtschaft

Biologische Abluftreinigungsanlagen wurden in den siebziger Jahren zur Verringerung der Geruchsstoffemissionen aus der Tierhaltung, insbesondere aus der Schweinehaltung, entwickelt (SCHIRZ, 1975). Für den Dauerbetrieb biologischer Abluftfilter in der Landwirtschaft bzw. für deren Geruchs- und insbesondere Ammoniakabscheideleistung liegen nur wenige verlässliche Zahlen vor. In vielen Publikationen werden teilweise nur Maximalwerte angeführt, die eine wissenschaftliche Interpretation der Ergebnisse nicht zulassen. Des Weiteren kommt meist nicht zum Ausdruck, welche Meßmethode und Art der Probennahme verwendet wurde. Dies spielt für die Bestimmung der Abscheideleistung an Geruch und Ammoniak aber eine wesentliche Rolle, da durch stichprobenartige Punktmessungen und unrepräsentative Probennahmen keine allgemeingültigen Aussagen über den Langzeiteinsatz getroffen werden können.

Geruchsabscheideleistung

Geruchsmessungen an Biofiltern wurden nicht immer mit der gleichen Meßmethodik durchgeführt. Neben der Messung mittels Olfaktometer (VDI 3881, 3882) verwendet SCHIRZ, 1975 Dräger-Röhrchen zur Messung von Ammoniak, Hydrazin und Triäthylamin. Darüber hinaus wurden noch photometrische und gaschromatographische Methoden zur Bestimmung von NH_3 , H_2S , Essigsäure, Propionsäure und Buttersäure herangezogen. Hierbei wird der Wert für die durchschnittliche Abscheiderate aller untersuchten Stoffgruppen als Maß für die durchschnittliche Geruchsabscheidung der Abluftreinigungsanlagen verwendet (KOWALEWSKY, 1981). Ein ähnliches Vorgehen wenden auch COLANBEEN u. NEUKERMANS (1989) an, die gaschromatographisch organische Verbindungen der Kettenlänge C_2 bis C_6 bestimmen.

Die Ergebnisse von HÜGLE u. MANNEBECK (1993) zeigen, daß unter ungünstigen Bedingungen an einem Biofilter sogar eine Geruchsabscheideleistung von -6 % ermittelt wurde (Geruchsdesorption). Die Geruchsabscheideleistung von Biofiltern steigt bei höher werdender Geruchsstoffkonzentration in der Abluft. Dies liegt darin begründet, daß bei Biofiltern die Geruchskonzentrationen in der Reinluft fast immer dasselbe Niveau erreichen (SCHIRZ et al., 1980; MANNEBECK, 1995).

Eine Übersicht über die in verschiedenen Untersuchungen ermittelten Geruchsabscheideraten biologischer Abluftreinigungssysteme bei landwirtschaftlichem Einsatz gibt Tabelle 3.

Tab. 3: Geruchsabscheideleistungen von Biofiltern in der Landwirtschaft

Autor	Verfahren	Meßmethode	Abscheideleistung Geruch
SCHIRZ et al., 1980	Biofilter	Drägerröhrchen	24 - 80 %
KOWALEWSKY, 1981	Biofilter	photometrisch gaschromatogr.	49 % (max. 80 %)
OLDENBURG u. MANNEBECK, 1987	Biofilter	k.A.	bis > 90 %
COLANBEEN u. NEUKERMANS, 1987	Biofilter	gaschromatogr.	94 %
HÜGLE u. MANNEBECK, 1993	Biofilter	Olfaktometer	-6 - 58 %
GRIMM u. RATSCHOW, 1993	Biofilter	k.A.	80 - 90 %
MANNEBECK, 1994	Biofilter mit vor- geschaltetem Wäscher	Olfaktometer	80 %
MANNEBECK u. HÜGLE, 1994	Biofilter mit vor- geschaltetem Wäscher	Olfaktometer	25 - 55 %
SIEMERS u. VAN DEN WEGHE, 1997	Naßabscheider/ Biofilter- kombination	Olfaktometer	-27,2 - 40 %
k.A.: keine Angaben			

Ammoniakabscheideleistung

Nach ZEISIG, 1993 können bereits bei der ersten Inbetriebnahme Abbauraten an Ammoniak von etwa 90 % stattfinden (Tab. 4). Diese Daten beziehen sich jedoch oft nicht auf die durchschnittlichen, sondern auf die maximal erreichten Abscheideleistungen. Genauere Angaben, ob es sich bei den Daten um Maximal- oder um Durchschnittswerte handelt, liegen in der Regel nicht vor. Dies macht eine realistische Einschätzung nicht, oder nur sehr schwer möglich.

Tab. 4: Ammoniakabscheideleistungen von Biofiltern im Bereich der Landwirtschaft

Autor	Verfahren	Meßmethode	Abscheideleistung Ammoniak
KOWALEWSKY, 1981	Biofilter I Biofilter II	Drägerröhrchen Drägerröhrchen	48 % 77 %
SCHOLTENS et al., 1988	Biofilter	photometrisch	70 %
SCHIRZ, 1990	Biofilter	k. A.	50 %
UENK et al., 1993	Biofilter	naßchemisch	69 %
ZEISIG, 1993	Biofilter	k. A.	ca. 90 %
SCHIRZ, 1994	Biofilter / Biowäscher Kombination	k. A.	70 %
MANNEBECK, 1994	Biofilter mit vor- geschaltetem Wäscher	Drägerröhrchen	0 - 80 %
SIEMERS u. VAN DEN WEGHE , 1997	Naßabscheider/ Biofilter- kombination	naßchemisch	13 - 95 %
HENDRIKS et al., 1997	Biofilter / Biowäscher Kombination	NO _x Analysator	>90 %
k. A.: keine Angaben			

Wie bereits oben beschrieben, wird in vielen Fällen auf die verwendete Meßtechnik bzw. Probenahmetechnik (Art, Häufigkeit und Dauer) nicht näher eingegangen. Für eine exakte Berechnung der Abscheideleistung eines Biofilters ist eine repräsentative, wiederholbare, von Randbedingungen (z.B. Wind) möglichst unbeeinflusste Probennahme der Geruchs- und Ammoniakkonzentrationen bzw. Emissionen vor und nach dem Biofilter unumgänglich. Die Messung der Reingaskonzentrationen nach dem Biofilter ist mit besonderen Schwierigkeiten behaftet, da es sich in der Regel um nach oben offene Flächenfilter und somit aktive Flächenquellen handelt (vgl. Abb. 1 und 2).

Um eine repräsentative Probenahme zu ermöglichen muß daher entweder der gesamte Filter eingehaust werden (vgl. Kap. 3.1.3), oder eine Meßhaube bzw. Meßzelt (Grundfläche von 1 bis 10 m²) verwendet werden. Da es noch keine genormte Probenahmetechnik für große Flächenfilter gibt, können je nach verwendeter Probenahmehaube und -größe sehr unterschiedliche Ergebnisse entstehen. Hinzu kommt noch, daß bei der Benutzung von Probenahmehauben oder -zelten nur punktuelle und keine kontinuierlichen Messungen der Reingaskonzentrationen möglich sind. Deshalb handelt es sich bei den in Tabelle 4 aufgeführten Messungen größtenteils nur um Punktmessungen, mit denen eine kontinuierliche Erfassung der Ammoniakabscheideleistung nicht möglich ist. Die aus den einzelnen Daten berechneten Mittelwerte sind daher kritisch zu betrachten. Teilweise beruhen die Ergebnisse sogar ausschließlich auf Einzelmessungen (KOWALEWSKY, 1981).

2.4 Kosten von Biofiltern in der Landwirtschaft

Für die Kosten, die durch den Betrieb eines Biofilters entstehen, gibt es kaum verlässliche Daten. Darüber hinaus sind die Kostenangaben in der Literatur sehr uneinheitlich und streuen beträchtlich (MANNEBECK, 1994). Neben den Investitionskosten sind vor allem die Betriebskosten von Interesse. Diese entstehen hauptsächlich durch die Energiekosten, für die zur Überwindung des durch das Filtermaterial aufgebauten Strömungswiderstandes sowie zur Vorkonditionierung (Sprühwäscher mit Wasserpumpe) notwendig sind. Des weiteren müssen die Kosten für Wasser und Arbeit bzw. Wartung und Reparatur berücksichtigt werden.

Um die verschiedenen Literaturquellen vergleichen zu können, wurden in Tabelle 5 die Investitions- und die Betriebskosten in der Einheit DM/Mastschwein angegeben. Die aufgeführten Abluftreinigungsanlagen waren ausnahmslos an Schweineställen angebracht. Die angegebenen Kosten beziehen sich auf das Jahr der Veröffentlichung.

Die Investitionskosten liegen beim Biofilter etwa in einem Bereich von 1,70 DM/m³ Abluft (SCHIRZ, 1991) bis über 3 DM/m³ (MANNEBECK, 1994).

Tab. 5: Kosten von Biofiltern in DM pro Mastschwein (Die angegebenen Kosten beziehen sich auf das Jahr der Veröffentlichung)

Autor	Verfahren	Durchgänge pro Jahr	Kosten in DM/ Mastschwein
ZEISIG, 1977	Biofilter	2,3	2,13 bis 6,65
BALTUSSEN et al., 1990	Biofilter	2,7	27 Gulden
SCHOLTENS u. DEMMERS, 1990	Biofilter	3,0	ca. 14 bis ca. 24
LAI, 1991	Biofilter	2,7 2,7	Neubau: 11,41 Nachrüstung: 15,65
SCHIRZ, 1992	Biofilter	2,7	Neubau: 10,30 Nachrüstung: 14,00
GRIMM u. RATSCHOW, 1993	Biofilter	3,0	Nachrüstung: 18 Neubau: 15
MANNEBECK, 1994	Biofilter mit vorgeschaltetem Wäscher	2,8	9,24 bis 17,35 ¹
SIEMERS u. VAN DEN WEGHE, 1997	Naßabscheider/ Biofilterkombination	2,7	7,77 bis 8,74
HENDRIKS et al., 1997	Biofilter / Biowäscher Kombination	k. A.	60 ECU

¹ angenommener Abschreibungszeitraum 30 Jahre; LAI: Länderausschuß für Immissionsschutz;
k. A.: keine Angaben

3 Eigene Untersuchungen

3.1 Material und Methode

3.1.1 Untersuchte Biofilter

Für die Versuche konnten keine für Langzeituntersuchungen geeigneten oder gewillten landwirtschaftlichen Betriebe in Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) gefunden werden. Daher wurden die Versuche parallel an den zwei Biofiltern des Bildungszentrums für Landwirtschaft und Umwelt in Triesdorf durchgeführt. Die verfahrenstechnischen Kenndaten der untersuchten Biofilter sind Tabelle 6 zu entnehmen.

Tab. 6: Verfahrenstechnische Kenndaten der zwei untersuchten Biofilter

Verfahrenstechnische Kennwerte	Biofilter 1	Biofilter 2
Filterfläche [m ²]	18 (3,0 m x 6,0 m)	30 (3,0 m x 10,0 m)
Filtermaterial-Schütthöhe [m]	0,50 ¹ /0,28 ²	
min. Rohluftvolumenstrom ³ [m ³ /h]	6800	10200
max. Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	756 ¹ /1360 ²	680 ¹ /1214 ²
min. Rohgas-Verweilzeit im Filter [s]	2,6 ² /4,8 ¹	3,0 ² /5,3 ¹
Ventilator	Axial - 380 V - 1,62 kW - 3,1 A	
Maße der Druckkammer (h*b*l) [m]	2,0*1,5*6,0	2,0*1,5*10,0
Rohluftkonditionierung	Standardbetrieb: Trockenentstaubung - Filtermatten Modifikation: Feuchtentstaubung - Sprühwäscher	
Filtermattenfläche [m ²]	7,8	13,0
Filterrostmaterial	Holz-Dachlatten	
Art des Filtermaterials	Kokosfaser-Fasertorf-Gemisch	
Alter des Filtermaterials	erste Meßperiode: 6,5 Jahre alt zweite Meßperiode: neues Material	
Filterbettbefeuchtung	erste Meßperiode: manuell / Befeuchtungsautomatik zweite Meßperiode: Befeuchtungsautomatik	

¹Ausgangs- bzw. Planungswert bei Inbetriebnahme des Filters sowie bei Betrieb mit neuem Filtermaterial;
²Aktueller Wert nach 6,5 Jahren Filterbetrieb;³ berechnet nach DIN 18910

Bei den zwei parallel untersuchten Biofiltern des Bildungszentrums für Landwirtschaft und Umwelt in Triesdorf handelte es sich um Flächenfilter, bei denen in der Druckkammer eine Trockenentstaubung der Rohluft mittels Filtermatten vorgenommen wurde. Die Dimensionierung und der Aufbau der beiden Biofilter richtete sich weitestgehend nach den Empfehlungen von ZEISIG, 1993.

Wie bereits in Kapitel 2.1 und 2.2 beschrieben, kommt der Entstaubung der Rohluft eine entscheidende Bedeutung bei der Abluftreinigung mit Biofiltern zu. Daher wurde im Rahmen der an den Biofiltern vorgenommenen Modifikationen, d.h. technischen Veränderungen zur Steigerung der Abscheideleistung, der Effekt einer Vorkonditionierung mit je einem Sprühwäscher pro Biofilter untersucht (vgl. Tab. 6).

Die eingesetzten Sprühwäscher bestanden jeweils aus einer, auf dem Boden der Druckkammer stehenden Wanne (Wasserreservoir) und einem über der Wanne an Bügeln angebrachten Düsenstock (Abb. 3). In den Druckkammern waren die Sprühwäscher direkt in Reihe hinter den Abluft- und Meßventilatoren plaziert, so daß die gesamte Rohluft sie passieren mußte.

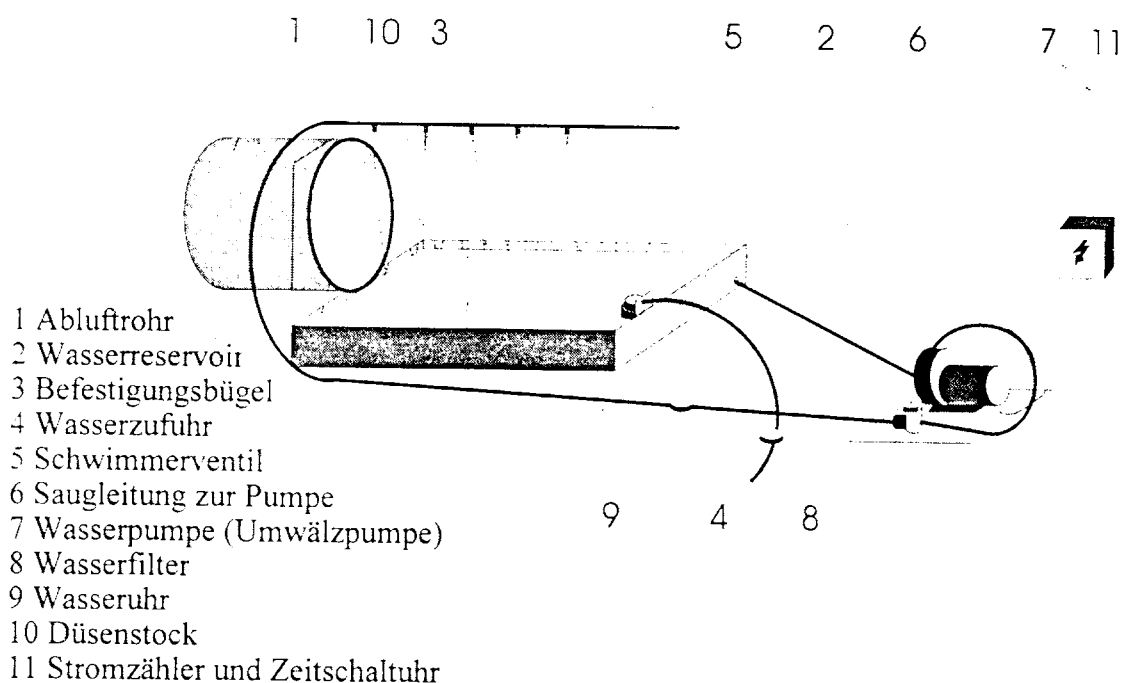


Abb. 3: Funktionsskizze des eingesetzten Sprühwäschertyps

Aus der Vorratswanne wurde das Wasser mit einer Pumpe zu den an den Düsenstöcken angebrachten Nebeldüsen gefördert und dort feintropfig versprüht. Der Pumpenbetrieb und damit die Förderleistung wurde mit einer Zeitschaltuhr gesteuert. Diese ermöglichte eine stufenlose Einstellung der Sprüh- und Pausenintervalle sowie eine Tag-/Nachtschaltung (vgl. Kap. 3.3.2.5). Zur Minimierung der Wasserverluste waren die Sprühwäscher an ihren Längs- und Oberseiten mit Folie abgedeckt, so daß nicht aufgenommenes Sprühwasser wieder in die Wanne zurückfließen konnte. Der durch die Evaporation auftretende Wasserverlust in den Vorratswannen wurde über einen schwimmergeregelten Wasserzulauf kontinuierlich ausgeglichen.

Da dem Feuchtegehalt des Filtermaterials ein wesentlicher Einfluß auf die Reinigungsleistung eines Biofilters zugeschrieben wird (vgl. Kap. 2.1), sollte dieser möglichst exakt eingestellt und konstant gehalten werden können. Um dies zu gewährleisten, wurde die vorhandene manuell betriebene Befeuchtungsanlage während der ersten Meßperiode durch eine automatische Befeuchtungsanlage bzw. Bewässerungssystem ersetzt (vgl. Tab. 6).

Das für die Untersuchungen zur Verfügung gestellte Bewässerungssystem bestand aus einer Sensor- und Zeitsteuerung. Mit dem Bewässerungssteuerungsgerät konnte in Verbindung mit einem Feuchtesensor eine feuchteabhängige Bewässerung des Filtermaterials in einem Bereich ab 5 % Materialfeuchte stufenlos erfolgen.

3.1.2 Methodische Vorgehensweise

Die beiden untersuchten Biofilter sind in bezug auf ihre Dimensionierung, ihren Aufbau und ihren Betrieb, den in Süddeutschland gegenwärtig vorhandenen Biofiltern an landwirtschaftlichen Schweineställen gleichzusetzen. Damit entsprachen die Versuchsbedingungen denen der landwirtschaftlichen Praxis. Es wurde vereinbart, daß während der mehrmonatigen Messungen auch technische Veränderungen an den zwei Biofiltern vorgenommen werden konnten. Die beiden Meßperioden wurden so gewählt, daß eine große Bandbreite möglicher Volumenströme bzw. Filtervolumenbelastungen [$\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$] beobachtet werden konnte.

Die Versuche vor Beginn der eigentlichen Meßperiode dienten zur Überprüfung der Eignung und Genauigkeit der benutzten Meßgeräte sowie des Meßaufbaus. In den nachfolgenden Meßperioden sollte der jeweilige Biofilter zunächst in Abhängigkeit vom Alterungsgrad des Filtermaterials untersucht werden. Hierzu dienten die beiden Messungen in der Einlaufphase des neuen Filtermaterials sowie im Standardbetrieb (Tab. 7). Im Standardbetrieb wurde bei beiden Biofiltern eine Materialfeuchte von 20 % eingestellt und die Biofilter noch ohne Modifikationen betrieben. Da während des Winterbetriebs der Biofilter die Befeuchtungsanlage aufgrund von Frostgefahr abgestellt wurde, war es in diesem Zeitraum nicht möglich den Feuchtegehalt des Filtermaterials exakt einzustellen bzw. konstant zu halten. Deshalb konnten während dieser Zeit keine Versuche durchgeführt, sondern ausschließlich der Standard-Winterbetrieb beschrieben werden.

Tab. 7: Übersicht der durchzuführenden Parallel-Messungen an den beiden Biofiltern des Bildungszentrums für Landwirtschaft und Umwelt in Triesdorf

Messung	Ziel bzw. Art der Untersuchung	Zeitraum in Wochen
Voruntersuchungen (altes Filtermaterial)	● Überprüfung der Eignung und Genauigkeit der Meßmethode	1
1. Meßperiode (altes Filtermaterial)	● Standardbetrieb	10
	● Modifikation ■ Filterbettfeuchte	1
2. Meßperiode (neues Filtermaterial)	● Anlaufphase / Standardbetrieb	13
	● Winterbetrieb	7
	● Modifikationen ■ Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsverhalten	8
	■ Filterbettfeuchte	5
	■ Filterbelastung	5
■ Vorkonditionierung mit Sprühwäscher	4	

Nach der Anlaufphase bzw. dem Standardbetrieb und dem Winterbetrieb der Biofilter (in der zweiten Meßperiode mit dem neuen Filtermaterial) wurden Modifikationen an den Biofiltern vorgenommen, die einen positiven Einfluß auf die Abscheideleistung erwarten ließen (Tab. 7). Hierbei wurde im direkten Übergang bzw. Anschluß an den Winterbetrieb zunächst das Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsverhalten des Biofiltermaterials beschrieben. Nachfolgend wurde der Einfluß unterschiedlich hoher Filterbettfeuchten und Filterbelastungen auf die Ab-

scheideleistung an Ammoniak und Geruch untersucht. Die Versuche zum Einsatz von Sprühwäschern zur Konditionierung der Rohluft vor dem Eintritt in die Biofilter sollten aufzeigen, ob eine homogenere Befeuchtung des Biofiltermaterials eine verbesserte Abscheideleistung an Ammoniak und Geruch zur Folge hat. Des Weiteren wurden im Verlauf der zweiten Meßperiode an vier ausgewählten Terminen sogenannte 24-Stundenmessungen durchgeführt. Sie hatten das Ziel, evtl. auftretende tageszeitlich bedingte Schwankungen in der Geruchsbelastung der Rohluft sowie in der Effizienz der Geruchsabscheideleistung zu beschreiben. Solche Untersuchungen waren in dieser Art und Weise bisher noch nicht durchgeführt worden.

Ein entscheidender Vorteil der durchgeführten Messungen lag darin begründet, daß zwei unterschiedlich dimensionierte Biofilter unter nahezu identischen Randbedingungen parallel untersucht werden konnten.

3.1.3 Meßmethode und Meßsensoren

Die Aufgabe eines Biofilters besteht in dem Abbau bzw. der Entfernung unerwünschter Inhaltsstoffe aus der Rohluft (vgl. Kap. 1 und Kap. 2.1). Der Wirkungsgrad stellt den stoffspezifischen Abscheidegrad in bezug auf die Rohluft in Prozent dar. Er wird in der Regel auf Basis des Massenstroms bzw. der Emission eines Stoffes nach folgender Gleichung berechnet (VDI 3477):

$$a = \frac{(c_{s,roh} \cdot V_{roh}) - (c_{s,rein} \cdot V_{rein})}{(c_{s,roh} \cdot V_{roh})} \cdot 100$$

mit

a	Abscheidegrad in Prozent
$c_{s,roh}$	Stoffkonzentration in der Rohluft
$c_{s,rein}$	Stoffkonzentration in der Reinluft
V_{roh}	Luftvolumenstrom der Rohluft
V_{rein}	Luftvolumenstrom der Reinluft

Emissionen werden definiert als die gasförmigen Massenverluste eines Stoffes, die aus einem sonst geschlossenen System mit dessen Abluft austreten (Abb. 4). Die Emission wird durch die Multiplikation des Luftvolumenstroms mit der jeweiligen Stoffkonzentration (Ammoniak oder Geruch) berechnet. Da sich der Luftvolumenstrom bei seiner Passage durch den Biofilter nur in

einem vernachlässigbaren Bereich verändert (unterhalb der Meßbereichsauflösung), konnte der Rohluft bzw. Abluft-Volumenstrom dem Reinluft bzw. Fortluftvolumenstrom gleichgesetzt werden. Es genügte daher, wenn bei den Untersuchungen der jeweilige Rohluft-Volumenstrom ermittelt wurde.

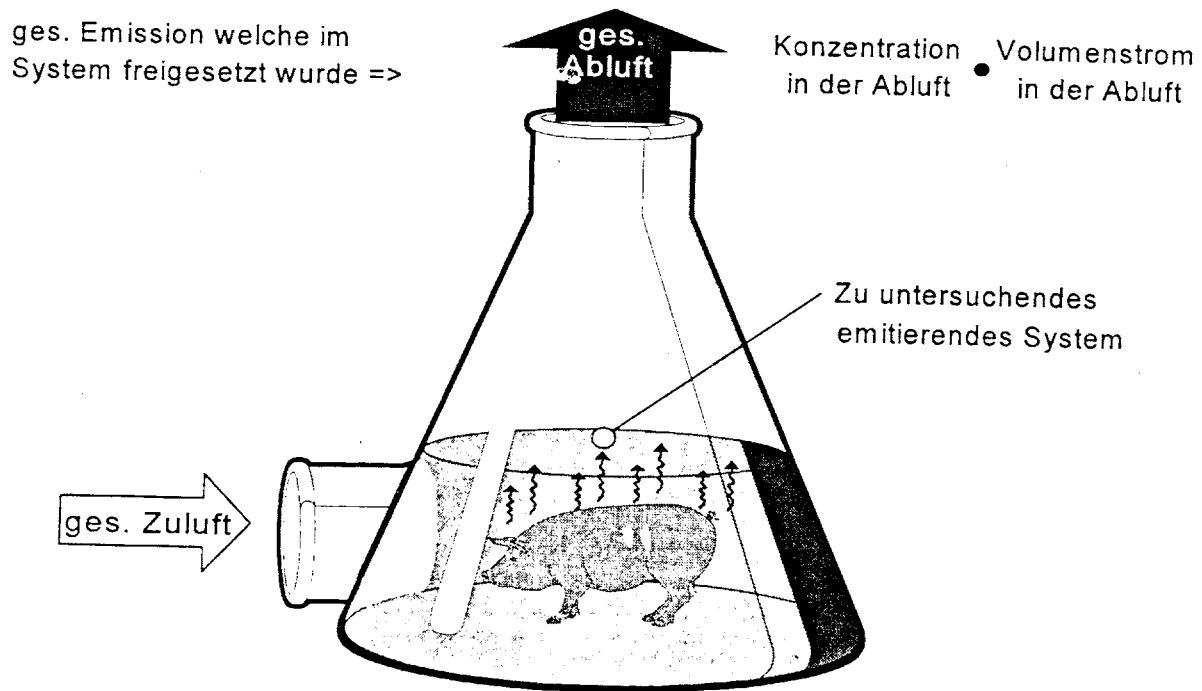


Abb. 4: Emissionsmessungen nach dem Flaschenhalsprinzip

Damit die Konzentration an Ammoniak und Geruch in der Reinluft nach der Passage durch den Biofilter sicher ermittelt werden konnten, mußten die Biofilter teilweise "eingehaust" werden. Ein weiterer Grund für diese Maßnahme wird aus dem Grundriß der Biofilteranlage des Bildungszentrums für Landwirtschaft und Umwelt in Triesdorf ersichtlich (Abb. 5). Da die beiden zu untersuchenden Biofilter direkt nebeneinander lagen, mußte für eine exakte Bestimmung der Ammoniak- und Geruchskonzentration in der Reinluft gewährleistet sein, daß es zu keiner Vermischung der beiden Reinluftströme im Bereich der Meßpunkte kommen konnte. Hierzu wurden die Biofilter mit einer 1,0 m hohen Trennwand sowie zwei Seitenwänden versehen und mit einer Plane soweit eingehaust, daß ein 0,5 m breiter Abluftspalt entlang der Längsseite der Biofilter offen blieb (Abb. 6).

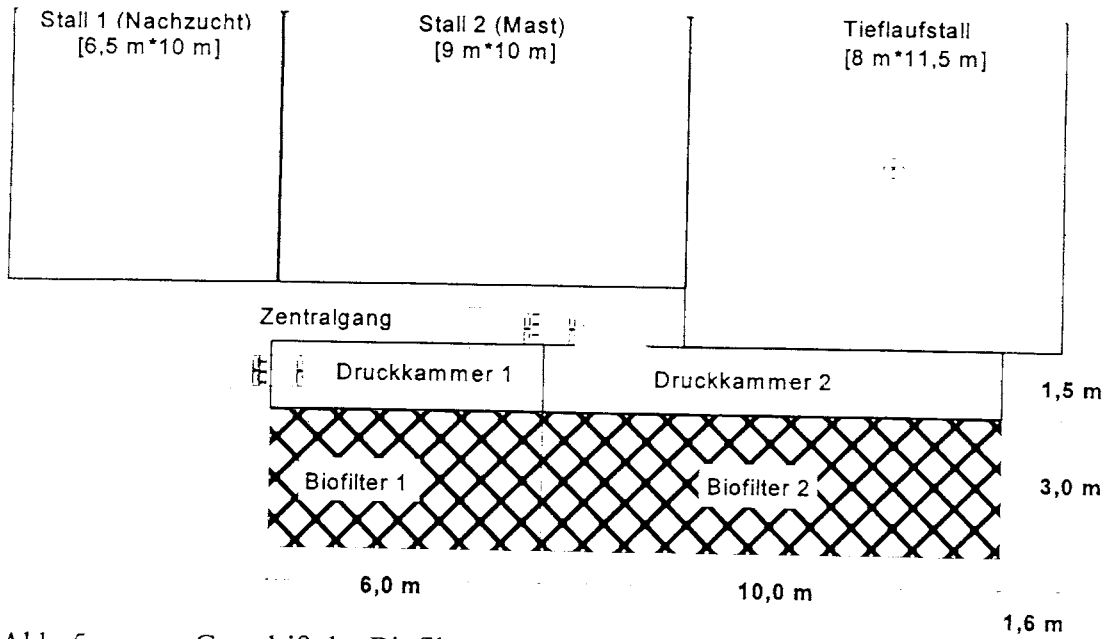


Abb. 5: Grundriß der Biofilteranlage des Bildungszentrums für Landwirtschaft und Umwelt Triesdorf

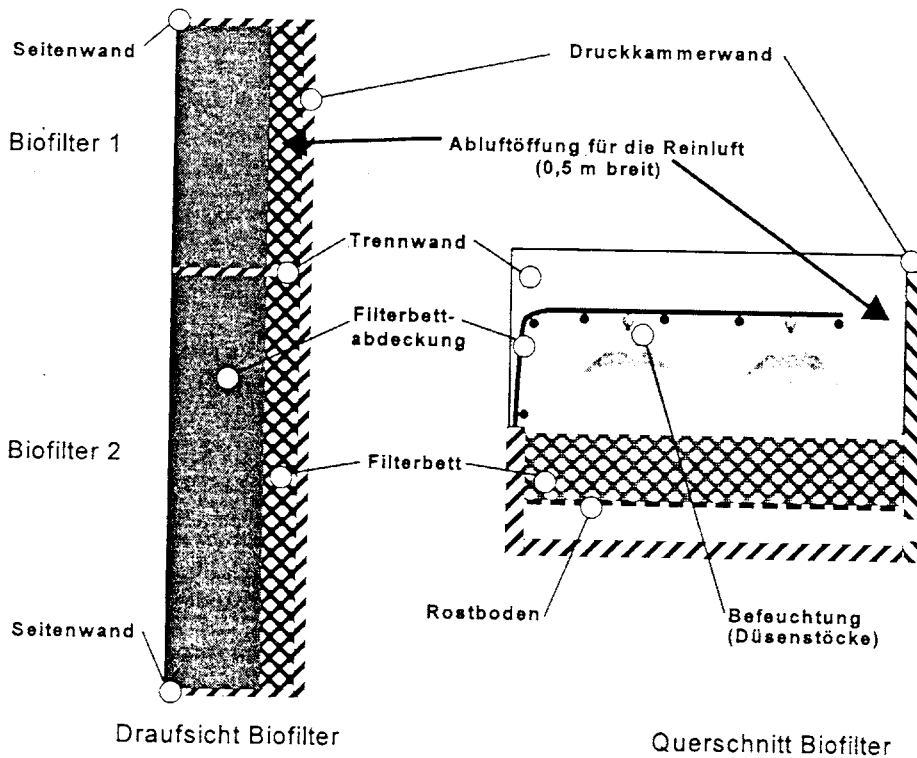


Abb. 6: "Einhausung" der Biofilteranlage des Bildungszentrum für Landwirtschaft und Umwelt Triesdorf

Um zu überprüfen, ob durch die Einhausung der Biofilteranlage eine Vermischung der Reinfluftströme vermieden und eine genaue Bilanzierung der Massenströme bzw. des Abscheidegrades an Ammoniak und Geruch vorgenommen werden konnte, war ein geeigneter Vorversuch durchzuführen.

Bevor die in den Untersuchungen benutzten Meßsensoren im einzelnen näher beschrieben werden, wird zunächst ihre Anordnung im Versuchsaufbau dargestellt. Die Abbildungen 7 und 8 zeigen den Versuchsaufbau und die Anordnung der verschiedenen Meßpunkte sowohl im Querschnitt als auch in der Draufsicht.

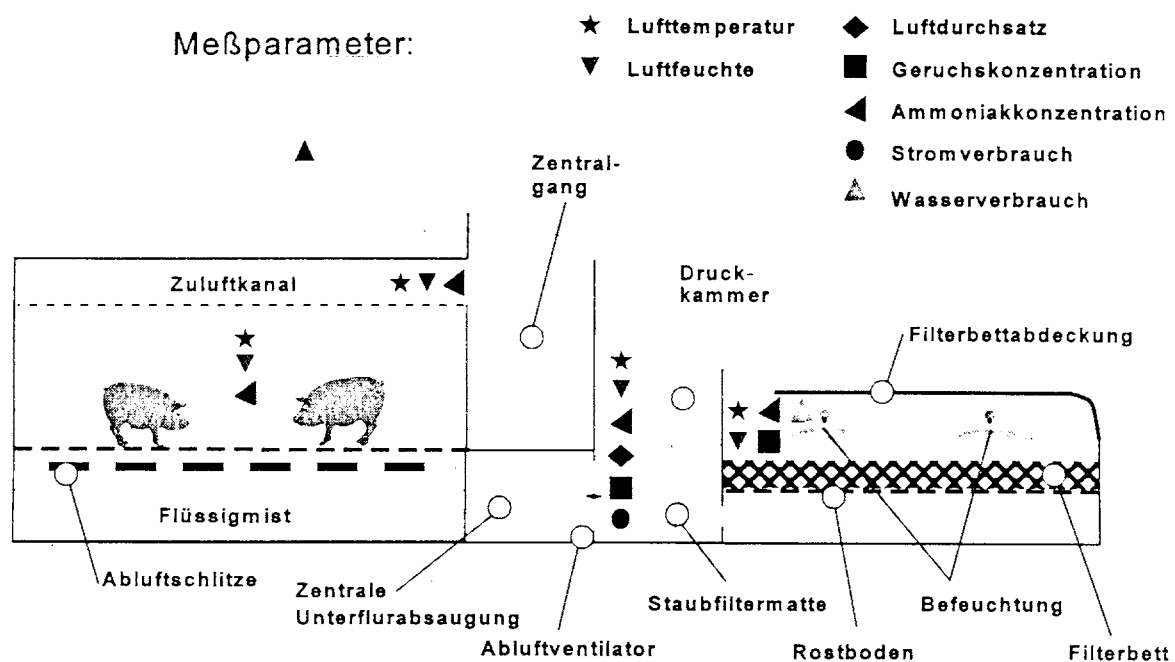


Abb. 7: Schematische Anordnung der Meßpunkte/-sensoren an der untersuchten Biofilteranlage (Querschnitt)

Die beiden Zuluftkanäle der untersuchten Stallabteile wurden aus dem gemeinsamen Zentralgang gespeist, in dem neben der Hintergrundkonzentration an Ammoniak auch die Zulufttemperatur und -feuchte gemessen wurde.

In den beiden Stallabteilen wurden die Ammoniakkonzentration, die Innenraumtemperatur und die Luftfeuchte bestimmt.

Die gesamte Roh- bzw. Abluft des jeweiligen Stallabteils gelangte saugseitig über Abluftschlitze und separate Abluftkanäle unterflur zu den beiden Axialventilatoren. Deren Stromverbrauch wurde mit Hilfe von Stromzählern registriert. Druckseitig wurde die Rohluft vom Ventilator durch den nachgeschalteten Meßventilator zunächst in die Druckkammer gefördert. Von dort aus gelangte die Rohluft nach Passage der Staubfiltermatten unter den mit Filtermaterial bedeckten Rostboden. Um die Massenströme an Ammoniak und Geruch im Rohgas berechnen zu können, wurden ihre dortigen Konzentrationen sowie der Rohluftvolumenstrom bestimmt. Darüber hinaus wurden, zur besseren Charakterisierung der Randbedingungen, auch die dortige Rohlufttemperatur und -feuchte erfaßt.

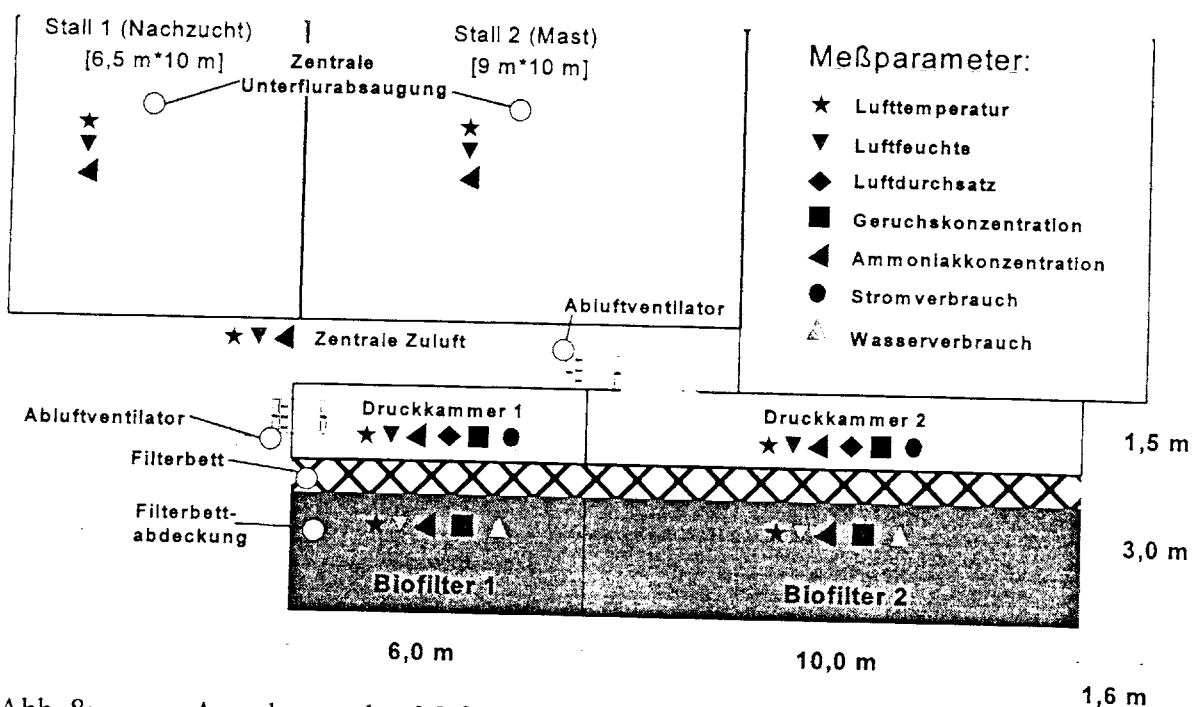


Abb. 8: Anordnung der Meßpunkte/-sensoren an der untersuchten Biofilteranlage (Draufsicht)

Die Konzentration an Ammoniak und Geruch sowie die Temperatur und Feuchte der Reinluft wurde in 0,5 m Höhe über dem Filtermaterial ermittelt. Die Meßpunkte lagen jeweils im letzten Drittel unter der Filterbettabdeckung in ungefähr 1,3 m Entfernung zur Druckkammer-Außenwand.

Um aus dem Abluft- und Fortluftbereich repräsentative Luftproben entnehmen zu können, wurde eine Rastermessung durchgeführt. Hierbei wurden über die verschiedenen Meßquerschnitte

mehrere Probenentnahmestellen systematisch verteilt. Die Stellen waren so angeordnet, daß dort zeitgleich Luftproben entnommen und dem jeweils gemeinsamen Absaugschlauch zugeleitet werden konnte.

Insgesamt wurden folgende Parameter erfaßt:

- Ammoniakkonzentration;
- Geruchskonzentration;
- Abluftvolumenstrom (entspricht dem Fortluftvolumenstrom);
- Lufttemperatur;
- Luftfeuchte;
- Stromverbrauch;
- Wasserverbrauch.

Tabelle 8 gibt eine zusammenfassende Übersicht der benutzten Meßsensoren und den zugrunde liegenden Meßprinzipien.

Tab. 8: Meßtechnische Ausstattung und Meßmethode

Meßgröße	Meßgerät/-prinzip	Einheit	Meßbereich
Lufttemperatur	PT 100 (Widerstand)	°C	-30 bis +70
rel. Luftfeuchte	kapazitiver Feuchtesensor	%	0 bis 100
Luftdurchsatz	Flügelradanemometer	m ³ /h	500 bis 15000
Geruchskonzentration	Olfaktometer	GE/m ³	1 bis
Ammoniak	spektroskopischer Gasanalysator	ppm	0 bis 100
Stromverbrauch	Drehstromzähler	kWh	-
Wasserverbrauch	Wasseruhr	m ³	-
Materialfeuchte Filterbett	Feuchtesensor / elektr. Leitwertermittlung	%	5 bis 100

Für die direkte, kontinuierliche und selektiv quantitative Bestimmung der **Ammoniakkonzentration** wurde ein BINOS^{*} Gasanalyse-Gerät verwendet, da bereits gute Erfahrungen über dessen Einsatz unter Praxisbedingungen vorlagen (HARTUNG, 1995). Das auf 60 °C thermostatisierte Gerät bestimmt die Ammoniakkonzentration nach dem Prinzip der Nicht-Dispersiven Infrarot (NDIR)-Absorptionsspektroskopie und arbeitet in einem Meßbereich von 0 bis 100 ppm. Es zeichnet sich durch geringe Nullpunktdrift und Empfindlichkeit aus. Hierdurch kann es auch unter Praxisbedingungen mit sorgfältiger Staubabscheidung und unter Vermeidung von Kondensatbildung in den Ansaugschläuchen dauerhaft eingesetzt werden. Die Überprüfung der Nullpunktdrift und die Kalibrierung des Gasanalysegerätes erfolgte einmal wöchentlich (Kalibriertag). Um einer eventuellen Kondensatbildung in den aus PTFE bestehenden Meßschläuche zur Luftprobennahme entgegenzuwirken, konnten alle Schläuche auf + 40° C beheizt werden (KECK, 1997). Sie waren darüber hinaus mit einer Wärmedämmung versehen.

Die **Geruchskonzentration** der einmal wöchentlich am Kalibriertag vor und nach dem jeweiligen Biofilter entnommenen Geruchsproben wurde mit Hilfe des Olfaktometers TO6, System Mannebeck bestimmt. Bei der nach VDI 3881 durchgeführten Analyse der Geruchsproben waren vier Probanden und ein Versuchsleiter notwendig. Die Bestimmung der Geruchskonzentration erfolgte, frei von eventuell auftretenden geruchlichen Störgrößen im Reinluftlabor am Institut für Agrartechnik.

Um einen Eindruck tageszeitlich bedingter Schwankungen in der Geruchsbelastung der Rohluft sowie in der Effizienz der Geruchsabscheideleistung zu erhalten, wurden an vier ausgewählten Terminen 24-Stundenmessungen durchgeführt (vgl. Kap. 3.1.2). Hierzu wurden in der Zeitspanne von 7⁰⁰ Uhr bis 19⁰⁰ jeweils alle zwei Stunden und in der restlichen Zeit alle drei Stunden Geruchsproben vor und nach dem jeweiligen Biofilter entnommen und wie oben bereits beschrieben ausgewertet.

Für eine exakte **Emissionsmessung** war neben der Konzentration auch der durch das System geförderte **Abluft bzw. Fortluft-Volumenstrom** zu ermitteln (vgl. Kap. 3.1.2 und 3.1.3). Für diese Aufgabe wurden groß dimensionierte Flügelrad-Volumenstromsensoren (Meßventilatoren) benutzt, die jeweils den gleichen Durchmesser wie die vorhandenen runden Abluftkanäle hatten

(63 cm). Die Kalibrierung beider Meßventilatoren erfolgte in der DLG-Prüfstelle in Groß-Umstadt. Um die für eine exakte Ermittlung des Volumenstroms notwendige gleichmäßige Luftströmung zu erhalten, waren in einem ausreichenden Abstand vor den Meßventilatoren Röhren-gleichrichter angebracht (LAIS, 1996).

Die **Lufttemperatur** und die relative **Luftfeuchte** wurden mit zwei, auf einem Sensorkörper direkt nebeneinander liegenden Meßfühlern festgestellt. Die Sensoren zeichnen sich durch eine hohe Praxistauglichkeit, geringen Wartungsaufwand und Drift aus.

Stromzähler registrierten den **Stromverbrauch** der beiden Abluftventilatoren sowie der Wasserpumpe, die zur Vorkonditionierung der Rohluft eingesetzt wurde.

Zur Feststellung des **Wasserverbrauchs** der Befeuchtungsanlage und des Sprühwäschers wurden Durchflußmesser (kalibrierte Wasseruhren) eingesetzt.

Die Erfassung und Sicherung der Meßdaten erfolgte mit einem bereits bewährten und sehr betriebssicherem PC-gesteuerten **Meßwerterfassungssystem**. Es ermöglichte eine on line Berechnung, Aufbereitung, graphische Darstellung und Abspeicherung der Meßsignale. Da das Meßsystem sequentielle Dateien anlegt und über eine Autostart-Funktion verfügt, konnte es zu keinen durch Stromausfälle verursachten Datenverlusten kommen. Darüber hinaus übernahm das Meßwerterfassungssystem auch die Ansteuerung eines Meßstellenumschalters, der dem Gasanalysegerät vorgeschaltet war. Damit konnte das Analysegerät Luftproben von mehreren Meßorten in kurzer Zeit nacheinander ansaugen und damit nahezu kontinuierlich die dort vorliegenden Ammoniakkonzentrationen ermitteln (HARTUNG, 1995).

Um zu überprüfen, ob durch die Einhausung der Biofilteranlage eine Vermischung der Reinluftströme vermieden und eine genaue Bilanzierung der Massenströme an Ammoniak und Geruch erreicht werden kann, wurde ein Vorversuch durchgeführt. Hierbei wurde eine Hälfte der Biofilteranlage (Biofilter 1) eine Woche lang im Standardbetrieb gefahren. Bei der anderen Hälfte (Biofilter 2) wurde hingegen die Druckkammertür an der Außenwand ausgehängt. So wurde erreicht, daß die Abluft aus Stall 2 - dem Weg des geringsten Widerstands folgend - am eigentlichen Biofilter 2 vorbei, direkt nach Außen gelangte (vgl. Abb. 8). Durch diese Art der Luftführung war sichergestellt, daß Biofilter 2 nicht mit Rohluft versorgt wurde. Um eventuellen Einbrüchen in der biologischen Aktivität von Biofilter 2 vorzubeugen, wurde der Filter weiterhin befeuchtet.

Die zu überprüfende Hypothese zur Beurteilung der Güte des Meßsystems war:

Wenn eine Vermischung der Fort- bzw. Remluftströme der beiden Filter ausgeschlossen werden kann und keine Rohluft mehr in Filter 2 gelangt, dann muß der Ammoniak-Abscheidegrad für Biofilter 2 theoretisch einen Wert von 100 % annehmen.

In Abbildung 9 ist der Verlauf des Abscheidegrades an Ammoniak sowie die Verläufe der in der Roh- und Reinluft gemessenen Ammoniakemission von Biofilter 2 dargestellt. Die Druckkammertür war von Meßtag 0 bis Meßtag 7,5 ausgehängt. Der in diesem Zeitraum berechnete Abscheidegrad an Ammoniak schwankt eng um 100 %. Nach dem Einsetzen der Druckkammertür, d.h. dem erneuten Betriebsstart von Biofilter 2, bricht der Abscheidegrad zunächst zusammen, um sich etwa nach einem halben Tag wieder zu stabilisieren (Abb. 9). Für die Dauer des Vorversuchs konnte bei Biofilter 2 ein durchschnittlicher Abscheidegrad von ca. 98 % ermittelt werden (vgl. Tab. 9). Der theoretische Wert von 100 % konnte somit nahezu vollständig durch die praktischen Meßergebnisse bestätigt werden.

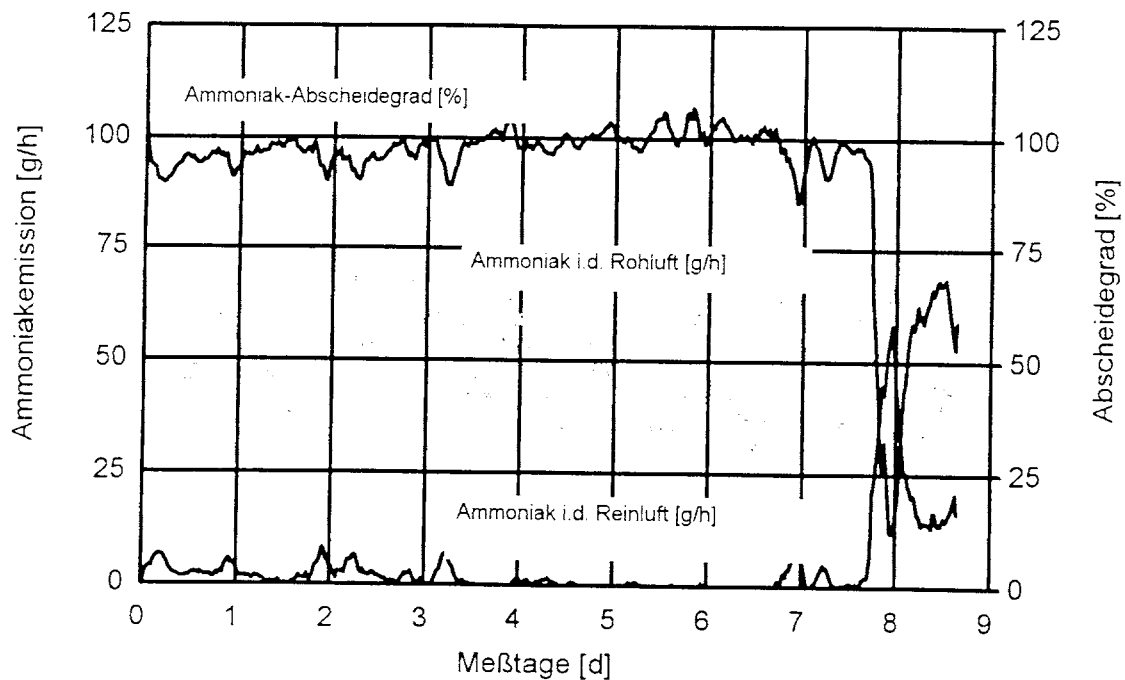


Abb. 9: Verlauf des Abscheidegrades an Ammoniak sowie der Ammoniakemissionen in der Roh- und Reinluft von Biofilter 2 über die Dauer des Vorversuchs (Stundenmittelwerte)

Tab. 9: Ergebnisse für die durchschnittliche Ammoniakkonzentration und -emission in der Roh- und Reinluft sowie den Ammoniakabscheidegrad der Biofilter 1 und 2 für die Dauer des Vorversuchs

	Durchschnittliche Ammoniak-Konzentration bzw. Emission		Durchschnittlicher Ammoniak-Abscheidegrad [%]	Anzahl der Meßwerte [n]
	Rohluft [ppm] / [g/h]	Reinluft [ppm] / [g/h]		
Biofilter 1	10,8 / 24,9	9,4 / 23,2	6,9	370
Biofilter 2	11,9 / 50,8	0,2 / 1,4	97,9	370

Der Vorversuch hat gezeigt, daß durch die Einhausung der Biofilteranlage und mit Hilfe des verwendeten Meßaufbaus und Meßsystems repräsentative Ergebnisse mit einer sehr hohen Meßgenauigkeit erfaßt werden können.

3.3 Hauptversuche

Das Ziel der Hauptversuche ist es, genauere Basisdaten über die Arbeitsweise von für den Bereich der Landwirtschaft typischen Biofiltern zu gewinnen. Mit diesen Meßdaten kann der Einfluß technischer Veränderungen (Modifikationen) auf die Höhe des Abscheidegrades an Ammoniak und Geruch sowie der Einfluß der Alterung des Filterbettmaterials untersucht und quantifiziert werden. Die Hauptversuche wurden daher in zwei zeitlich aufeinander folgende Meßperioden (vgl. Tab. 7) unterteilt werden:

- Versuche unter Verwendung alten Filtermaterials;
- Versuche unter Verwendung neuen Filtermaterials.

Des weiteren sollen im Rahmen der Hauptversuche Kenntnisse über die Kosten der Biofilter gewonnen werden. In ihrer Gesamtheit sind die Daten die notwendige Basis, für eine objektive und kritische Bewertung der Eignung von Biofiltern zur Reinigung der Abluft aus landwirtschaftlichen Schweineställen.

Ziel einer optimalen Auslegung von Biofiltern ist es, einen akzeptablen Abscheidegrad bei einer gleichzeitig möglichst hohen Filterbelastung zu erreichen. Nach VDI-Richtlinie 3477 wird die Filterbelastung definiert als:

- **Filterflächenbelastung**
(Abluftvolumenstrom bezogen auf die aktuelle Filterfläche [$\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$])
- **Filtervolumenbelastung**
(Abluftvolumenstrom bezogen auf das aktuelle Filter(material)volumen [$\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$])
- **spezifische Filterbelastung (Ammoniak)**
(Massenstrom eines Abluftinhalstoffes (Ammoniak) bezogen auf das aktuelle Filtervolumen [$\text{mg NH}_3/\text{m}^3 \text{ h}$])
- **spezifische Filterbelastung (Geruch)**
(Massenstrom eines Abluftinhalstoffes (Geruch) bezogen auf das aktuelle Filtervolumen [$\text{GE}/\text{m}^3 \text{ s}$]).

Die oben genannten drei verschiedenen Definitionen der Filterbelastung liefern unterschiedliche Informationen:

- Die *Filterflächenbelastung* ist proportional zur Luftgeschwindigkeit im Biofilter;
- Die *Filtervolumenbelastung* ermöglicht den Vergleich von Biofiltern mit verschiedenen Filtermaterial-Schütthöhen;
- Die *spezifische Filterbelastung* ermöglicht den Vergleich von Biofiltern mit unterschiedlichen Volumenströmen und Abluftinhaltsstoff-Konzentrationen.

Weitere Kriterien zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Biofiltern sind:

- **Abscheidegrad in %** (Definition siehe Kap. 3.1.3);
- **spezifische Reinigungsleistung** [$\text{mg NH}_3/\text{m}^3 \text{ h}$ bzw. $\text{GE}/\text{m}^3 \text{ s}$] (auf das aktuelle Filtervolumen bezogener Massenstrom an Ammoniak bzw. Geruch der pro Zeiteinheit durch den Biofilter aus der Rohluft entfernt wird).

3.3.1 Untersuchungen mit altem Filtermaterial

Zu Beginn der Untersuchungen im Standardbetrieb war das Filtermaterial der beiden untersuchten Biofilter ca. 6,5 Jahre alt. Damit befand sich das Filtermaterial am Ende seiner Nutzungsdauer und es wurde ein Austausch notwendig (vgl. Kap. 2.1 und Tab. 2). Um Aussagen über den Einfluß des Materialalters auf die Abscheideleistung der untersuchten Biofilter machen zu können, wurde daher zunächst ein Versuch im Standardbetrieb mit dem alten Filtermaterial gefahren. Im Anschluß daran sollte der Einfluß des Feuchtegrades auf die Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch überprüft werden.

Die für die Geruchsuntersuchungen notwendige Entnahme von Luftproben wurde im Rahmen der wöchentlichen Meß- und Kalibrierroutine durchgeführt. Hierbei wurden zum jeweils gleichen Zeitpunkt Geruchsproben vor und nach den Biofiltern genommen. Somit konnten die zum Zeitpunkt der diskontinuierlichen Probenentnahme vorherrschenden Randbedingungen (Lufttemperatur, -feuchte und -volumenstrom) als ein Stundenmittelwert bestimmt werden.

3.3.1.1 Standardbetrieb

Während der zehnwöchigen wurde im Filterbett eine Materialfeuchte von 20 % eingestellt. Die Werte für die Filterflächenbelastung und die Filtervolumenbelastung (Tagesmittelwerte) lagen bei beiden Biofiltern sehr eng beieinander. In der Versuchswoche mit den höchsten Durchschnittstemperaturen und Abluftvolumenströmen wurden Filtervolumenbelastungen von über $1000 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$ registriert (Tab. 10). Die sehr hohen Filterbelastungen ergaben sich auch aufgrund der geringen aktuellen Schütthöhe des Filtermaterials von nur 28 cm, anstatt einer angestrebten durchschnittlichen Schütthöhe von 50 cm (vgl. Tab 6).

Tab. 10: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter während der 1. Meßperiode (Standardbetrieb u. altes Filtermaterial)

	Biofilter 1		Biofilter 2	
	Tagesmittelwerte	Mittelwert ges. 1. Meßperiode	Tagesmittelwerte	Mittelwert ges. 1. Meßperiode
Filtervolumenbelastung [$\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$]	192 - 1166	621	92 - 1290	628
Passagegeschwindigkeit im Filterbett [cm/s]	1,5 - 9,0	4,8	0,7 - 9,9	4,8
Verweildauer im Filterbett [s]	19 - 3	6	40 - 3	6
spez. Filterbelastung an Ammoniak [$\text{mg}/\text{m}^3 \text{ h}$]	1179 - 8938	4475	1590 - 10424	6405
spez. Filterbelastung an Geruch [$\text{GE}/\text{m}^3 \text{ s}$]	20* - 1366	326	16* - 707	274
*Tiere zum Zeitraum der Messung ausgestellt				

Während der 6,5 jährigen Nutzungsdauer reduzierte sich die Schütthöhe um fast die Hälfte; die Filtervolumenbelastung lag daher im Mittel bei beiden Biofiltern über dem von ZEISIG, 1993 empfohlenen Wert von ca. $600 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$.

Die Verweildauer der Rohluft im Filterbett (Kontaktzeit) lag im Durchschnitt bei 6 Sekunden. Aufgrund des höheren Tierbesatzes in Stall 2 ergab sich dort eine wesentlich höhere spezifische Filterbelastung an Ammoniak als in Stall 1. Die spezifische Filterbelastung an Geruch lag, trotz eines geringeren Tierbesatzes, in Stall 1 höher. Die spezifische Filterbelastung an Geruch schwankte bei den zwei Biofiltern in einem Bereich von etwa 20 bis 1366 GE/m³ s (Tab. 10). Die äußerst niedrigen Werte von 16 bzw. 20 GE/m³ s wurden zu einem Zeitraum gemessen, an dem die Tiere des jeweiligen Stalles ausgestallt waren.

Im gesamten Versuchszeitraum schwankte der Abscheidegrad an Ammoniak beider Biofilter sehr stark (Tab. 11). Der für die zehnwöchige Versuchszeit berechnete durchschnittliche Abscheidegrad an Ammoniak lag für Biofilter 1 bei etwa 15 % und für Biofilter 2 bei etwa 36 %. Die Ursachen für die relativ niedrigen Abscheideleistungen liegen im wesentlichen an den zu hohen Abluftvolumenströmen, welche die Passagegeschwindigkeit im Filterbett stark ansteigen ließen. Dadurch wurden die Verweilzeiten im Filterbett so kurz (vgl. Tab. 10), daß sie für einen optimalen mikrobiellen Abbau nicht mehr ausreichten. Bei beiden Biofiltern kommt es mehrmals sogar zur Desorption von Ammoniak (Tab. 11; vgl. Kap. 3.3.2.7).

Tab.: 11 Abscheideleistung an Ammoniak und Geruch der untersuchten Biofilter mit 6.5 Jahre altem Filtermaterial (Standardbetrieb; 20 % Filtermaterialfeuchte)

Abscheideleistung		Biofilter 1	Biofilter 2
Ammoniak	Gesamt-Mittelwert	15 %	36 %
	Tagesmittelwert minimum	-26 %	-9 %
	Tagesmittelwert maximum	83 %*	81 %*
Geruch	Gesamt-Mittelwert	78 %	81 %
	Tagesmittelwert minimum	25 %*	58 %
	Tagesmittelwert maximum	88 %	95 %
*Tiere zum Zeitraum der Messung ausgestallt			

Bei dem Abscheidegrad zeigt sich ebenso wie bei der Rohluftbelastung an Ammoniak ein systematischer Unterschied zwischen den beiden Biofiltern (vgl. Tab. 10). Trotz der niedrigeren Rohluftbelastung durch Ammoniak von Biofilter 1, weist dieser einen wesentlich tieferen durchschnittlichen Abscheidegrad als Biofilter 2 auf (Tab. 11). Der für die gesamte Versuchsdauer berechnete durchschnittliche Abscheidegrad an Geruch lag für Biofilter 1 bei 78 % und für Biofilter 2 bei 81 %.

Wird für beide Biofilter eine Beziehung zwischen dem Rohluftvolumenstrom und dem Abscheidegrad an Ammoniak dargestellt (Tagesmittelwerte), so zeigt sich eine lineare Beziehung. Die Ammoniakabscheidung sinkt bei steigenden Volumenströmen (Abb. 10 und 11).

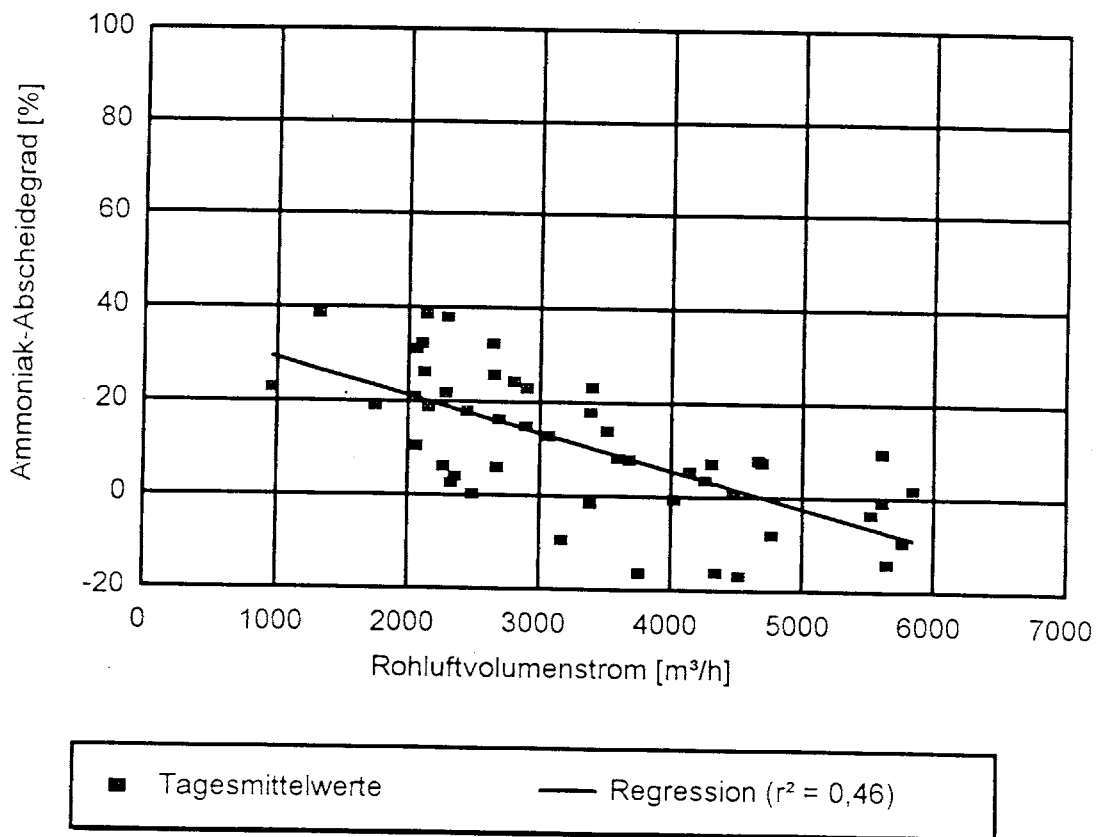


Abb. 10: Abscheidegrad an Ammoniak von Biofilter 1 in Abhängigkeit vom Rohluftvolumenstrom (Tagesmittelwerte)

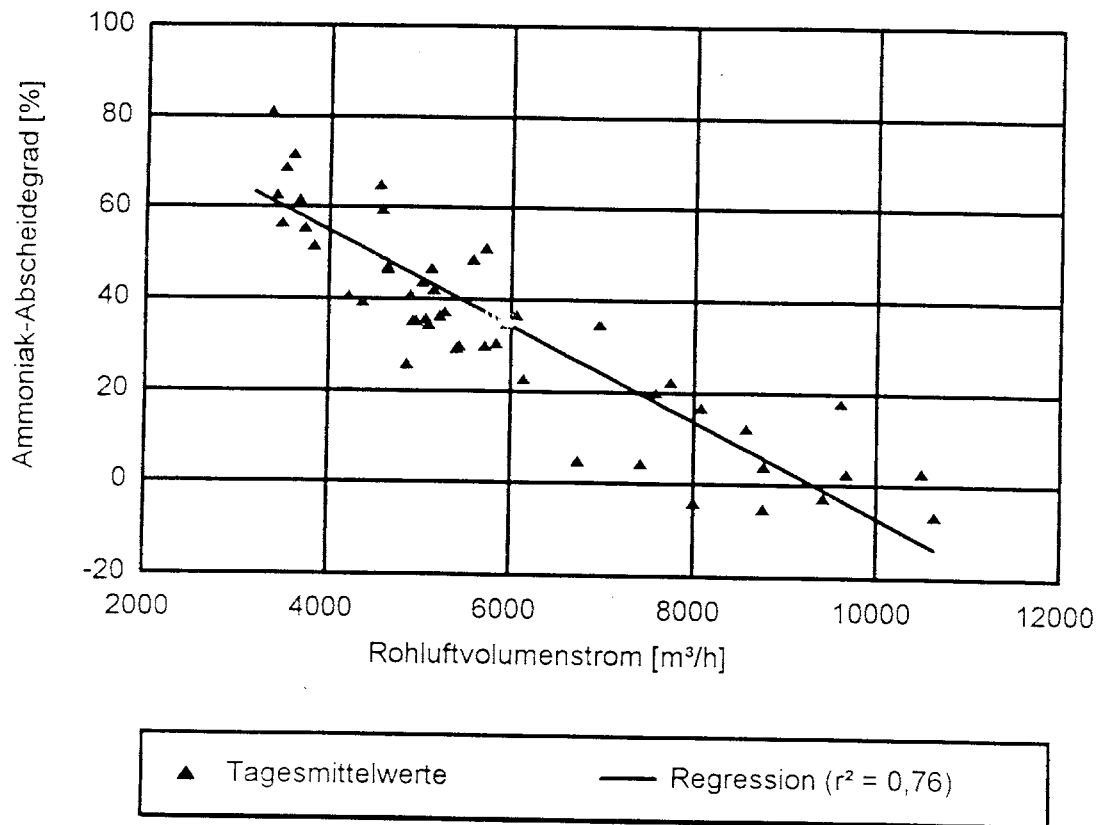


Abb. 11: Abscheidegrad an Ammoniak von Biofilter 2 in Abhängigkeit vom Rohluftvolumenstrom (Tagesmittelwerte)

Für die Beziehung vom Ammoniakabscheidegrad zu der Filterflächen- oder Filtervolumenbelastung ergab sich der tendenziell gleiche lineare Kurvenverlauf. Bei den Untersuchungen zum Geruch ergaben sich, im Gegensatz zu den Verhältnissen beim Ammoniak (vgl. Abb. 10 und 11), bei beiden Biofiltern keine eindeutigen Beziehungen zwischen Rohluftvolumenstrom und Abscheidegrad. Das gleiche Verhalten zeigt sich bei der Filterflächen- und Filtervolumenbelastung sowie bei der spezifischen Filterbelastung an Geruch; auch hier ergaben sich keine eindeutigen Beziehungen zum Abscheidegrad.

Eine ansteigende Konzentration an Ammoniak in der Rohluft hat bei beiden Biofiltern eine tendenziell sehr schwache Erhöhung des Abscheidegrades (Tagesmittelwerte) zur Folge. Dies erklärt sich u.a. dadurch, daß hohe Ammoniakkonzentrationen in der Rohluft in der Regel mit niedrigen Luftvolumenströmen einhergehen. Wird die spezifische Filterbelastung an Ammoniak

in der Rohluft zum Abscheidegrad in Beziehung gesetzt, so ist bei steigender Ammoniakbelastung in der Tendenz kaum ein Einfluß auf den Abscheidegrad erkennbar. Dies ein erstes Indiz dafür, daß die maximale mikrobielle Abbaurate bereits erreicht oder sogar überschritten ist (s.u. und vgl. Kap. 3.3.2.4 und 3.3.2.7).

Die Untersuchung der Beziehung zwischen der spezifischen Filterbelastung und der spezifischen Reinigungsleistung erlaubt eine Aussage über die Aus- bzw. Überlastung der mikrobiellen Abbaukapazität eines Biofilters. Kann bei ansteigender spezifischer Filterbelastung durch einen Rohluftinhaltsstoff (z.B. Ammoniak) auch ein Anstieg der spezifischen Reinigungsleistung verzeichnet werden, so ist dies ein Indiz dafür, daß das mikrobielle Abbaupotential des Biofilters für diesen Inhaltsstoff noch nicht erreicht ist und seine Elimination ungehindert stattfinden kann. Ist dagegen bei einer Erhöhung der spezifischen Filterbelastung kein statistisch gesicherter Einfluß auf die spezifischen Reinigungsleistung zu erkennen oder sinkt diese sogar ab, so zeigt dies, daß der Abbau des Inhaltstoffes nicht ungehindert stattfinden kann und das Abbaupotential erreicht bzw. bereits überschritten wurde.

Bei der vorliegenden Variante konnte bei keinem der beiden Biofilter eine Beziehung zwischen der spezifischen Filterbelastung und der spezifischen Reinigungsleistung an Ammoniak (Tagesmittelwerte) festgestellt werden (Abb. 12 und 13). Dieses Ergebnis zeigt, daß die maximale mikrobielle Abbaurate an Ammoniak bei beiden Biofiltern bereits erreicht ist (vgl. Kap. 3.3.2.4). Die absolute Höhe des Rohluftvolumenstroms scheint somit den wesentlichen Einfluß auf den Abscheidegrad an Ammoniak zu haben (vgl. Abb. 10 und 11).

Eine Erhöhung der Geruchskonzentration bzw. -belastung in der Rohluft bewirkte ein Ansteigen der Abscheideleistung an Geruch (vgl. Kap. 3.3.2.6).

Zwischen der Geruchskonzentration bzw. -belastung in der Rohluft und der spezifischen Reinigungsleistung konnte für beide Biofilter ein eindeutiger linearer Zusammenhang nachgewiesen werden (Abb. 14 und 15). Dies zeigt für beide Biofilter, daß die maximale mikrobielle Abbaurate von Geruchsstoffen unter den vorliegenden Versuchsbedingungen, noch nicht erreicht wurde (vgl. Kap. 3.3.2.7).

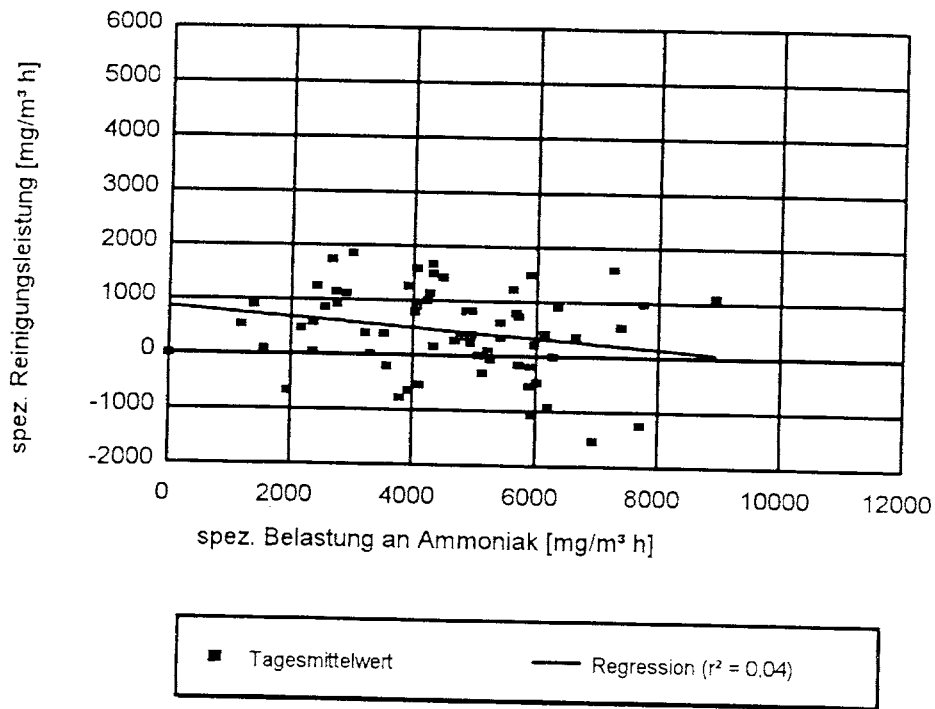


Abb. 12: Beziehung zwischen spezifischer Filterbelastung an Ammoniak und spezifischer Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 1

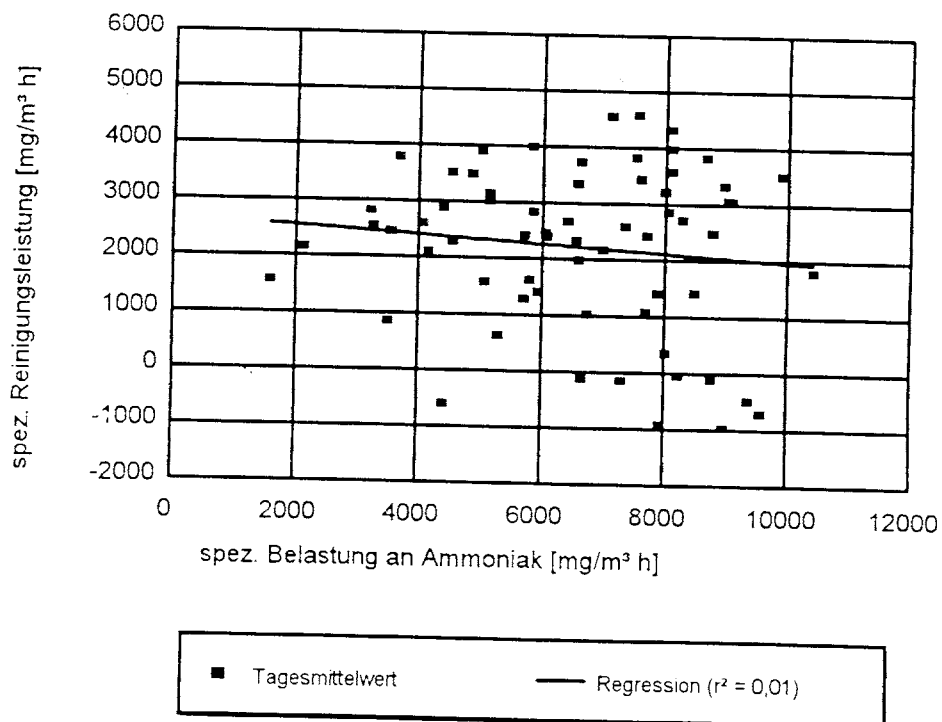


Abb. 13: Beziehung zwischen spezifischer Filterbelastung an Ammoniak und spezifischer Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2

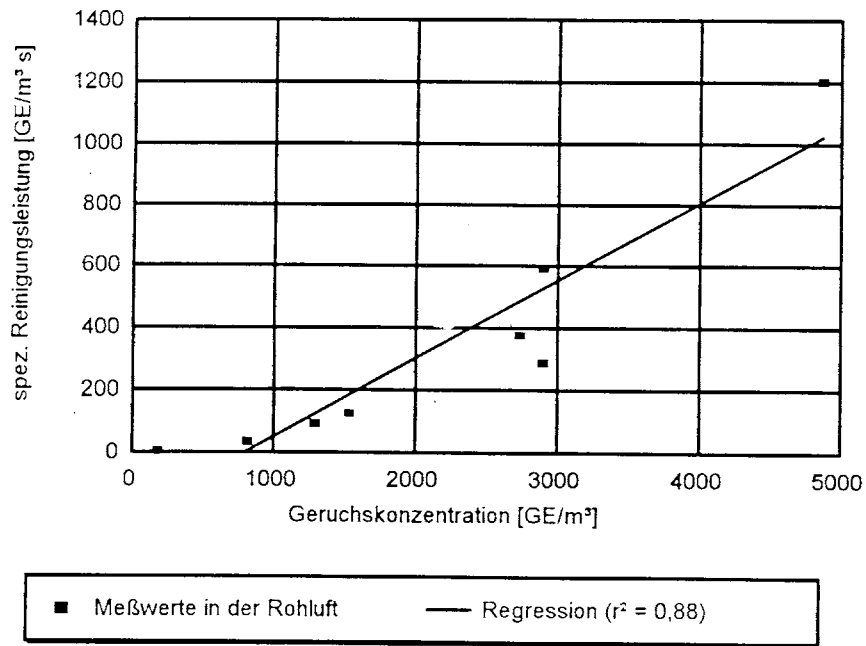


Abb. 14: Verlauf der spezifischen Reinigungsleistung an Geruch in Abhängigkeit von der Geruchskonzentration in der Rohluft von Biofilter 1

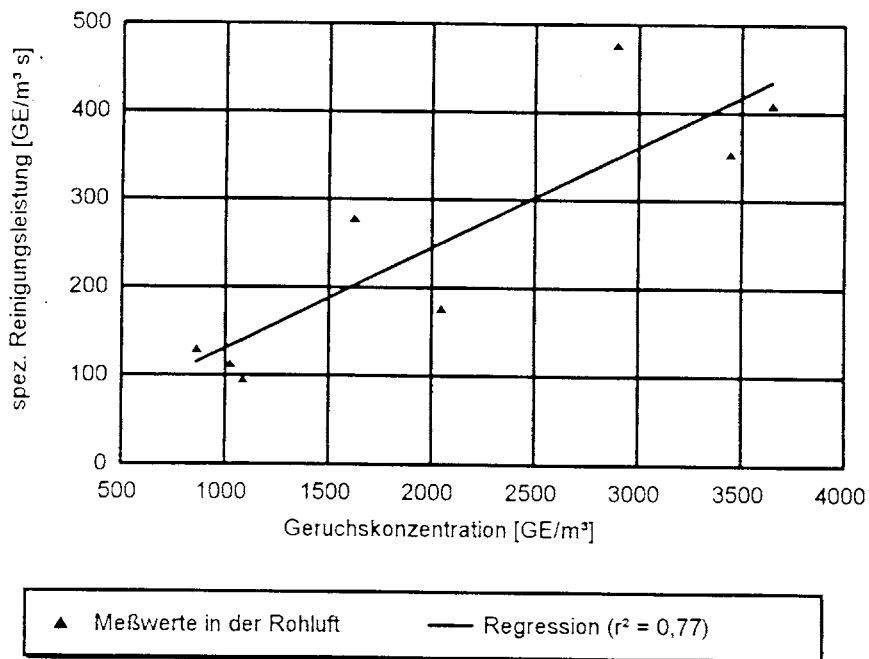


Abb. 15: Verlauf der spezifischen Reinigungsleistung an Geruch in Abhängigkeit von der Geruchskonzentration in der Rohluft von Biofilter 2

3.3.1.2 Einfluß der Filterbettfeuchte

Im Anschluß an die Untersuchungen im Standardbetrieb sollte der Einfluß des Feuchtegehaltes auf die Abscheideleistungen des alten Filtermaterials an Ammoniak und Geruch überprüft werden. Es war geplant, daß mit Hilfe der vorhandenen automatischen Bewässerungsanlage Filterbettfeuchten von 40 % und 50 % eingestellt werden (vgl. Kap. 3.1.1).

Aufgrund der altersbedingt veränderten Beschaffenheit und Struktur des Filtermaterials war es jedoch nicht möglich Feuchtegehalte von mehr als 20 % zu erhalten. Über die Nutzungsdauer hinweg war der größte Anteil des Fasertorfs ausgewaschen worden, so daß das Filtermaterial über dem Rostboden (vgl. Abb. 7) fast ausschließlich aus Kokosfaser bestand. Da Kokosfaser eine nur sehr geringe Wasseraufnahmekapazität aufweist, lief mit zunehmender Bewässerungsintensität das Wasser direkt durch das Filterbett in die Filterwanne, ohne eine zusätzliche Befeuchtung des Filtermaterials zu bewirken.

Die Verringerung der Wasseraufnahmekapazität mit zunehmender Nutzung bzw. Alterung des Filtermaterials hat eine indirekte Minderung der Abscheideleistung der Biofilter zur Folge (vgl. Kap. 3.3.2.4). Daher sollte bei der Auswahl von Filterbettmaterialien bzw. Materialgemischen besonderer Wert auf deren Langzeitstabilität bzgl. Struktur- und Formerhaltung sowie der physikalischen und chemischen Eigenschaften gelegt werden.

3.3.2 Untersuchungen mit neuem Filtermaterial

Nach den Messungen mit dem alten Filtermaterial wurde dieses gegen neues Filtermaterial des gleichen Typs und gleicher Zusammensetzung ausgetauscht. Das neue Filtermaterial wurde in einer Schütthöhe von 50 cm aufgebracht, so daß der ursprüngliche Ausgangs- bzw. Planungswert der erstmaligen Inbetriebnahme der Biofilter wieder erreicht wurde (vgl. Tab. 6 und Kap. 3.3.2.7).

Mit dem neuen Filtermaterial wurden die nachfolgend aufgelisteten Untersuchungen durchgeführt:

- Verhalten in der Anlaufphase;
- Verhalten während des Winterbetriebs;
- Austrocknungs-/Wiederbefeuchtungsverhalten;
- Einfluß der Filterbettfeuchte und Filterbelastung auf die Abscheideleistungen;
- Einfluß einer Vorkonditionierung der Rohluft auf die Abscheideleistungen und Bestimmung des Wasserverbrauch zur Befeuchtung der Biofilter;
- 24-Stundenmessungen zum Geruch;
- Abscheideleistungen im Standardbetrieb (zum Vergleich mit dem alten Filtermaterial).

3.3.2.1 Anlaufphase

Die Anlaufphase des neuen Filtermaterials konnte insgesamt 13 Wochen untersucht werden. Um eine bessere Vergleichbarkeit mit den vom alten Filtermaterial ermittelten Daten zu erhalten, wurde während der ersten 8 Versuchswochen eine Materialfeuchte von 20 % eingestellt (Standardbetrieb). In den nachfolgenden Versuchswochen wurde die Filterbettfeuchte auf 40 % bzw. 50 % erhöht. Diese Einstellung konnte allerdings nicht wie ursprünglich geplant 8 sondern nur 5 Wochen durchgeführt werden, da aufgrund plötzlich stark absinkender Außentemperaturen (Frostgefahr) die Befeuchtungsanlage abgestellt werden mußte (vgl. Kap. 3.3.2.2)

Die Schwankungsbereiche der Tagesmittelwerte sowie die für den jeweils gesamten Meßabschnitt berechneten Mittelwerte der verfahrenstechnischen Parameter (Anlaufphase neues Filtermaterial; 20 % Filtermaterialfeuchte) liegen fast alle um die Hälfte niedriger (Tab. 12), als die mit dem alten Filtermaterial unter Standardbedingungen ermittelten Werte (vgl. Tab. 10). Dies liegt daran, daß sich durch die 50 cm Schütthöhe des neuen Filtermaterials ein, im Gegensatz zum alten Material mit 28 cm Schütthöhe, fast doppelt so großes Filtervolumen ergibt.

Tab. 12: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter während der 2. Meßperiode (Anlaufphase neues Filtermaterial; 20 % Filtermaterialfeuchte)

	Biofilter 1		Biofilter 2	
	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	200 - 571	281	130 - 425	241
Passagegeschwindigkeit im Filterbett [cm/s]	2,8 - 7,9	3,9	1,8 - 5,9	3,4
Verweildauer im Filterbett [s]	18 - 6	8	28 - 9	15
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	413 - 2639	1418	1152 - 6400	3213
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	61 - 208	118	67 - 203	130

Bei den Tages- und Gesamt-Mittelwerten der verfahrenstechnischen Parameter für den Versuchsabschnitt mit 40 % bis 50 % Filtermaterialfeuchte macht sich bereits der jahreszeitliche Übergang vom Herbst zum Winter bemerkbar. Bei sinkenden Außentemperaturen sind für die Erhaltung einer guten Luftqualität im Stall wesentlich geringere Lufraten notwendig, als im Sommer. Daher sinken bei gleichbleibendem Filtervolumen und geringer werdenden Rohluftvolumenströmen die verfahrenstechnischen Kennwerte bei beiden Biofiltern (Tab. 13), im Vergleich zum vorhergehenden Versuchsabschnitt ab (Tab. 12). Eine Ausnahme bildet die spezifische Filterbelastung an Geruch von Biofilter 1, deren Gesamt-Mittelwert im Vergleich zur 20 % Variante sogar noch ansteigt (vgl. Kap. 3.3.1).

Bei den Verläufen der Abscheidegrade an Ammoniak und Geruch der beiden Biofilter zeigte sich während der 13wöchigen Anlaufphase ein deutlicher Unterschied (Abb. 16). Bei einer Filtermaterialfeuchte von 20 % sinkt die Abscheideleistung beider Biofilter in den ersten acht Versuchswochen ab (Sättigungseffekt; vgl. Kap. 3.3.2.3). Eine Erhöhung der Filtermaterialfeuchte ab der 9 Versuchswoche kann diesen Effekt bei sinkenden Filterbelastungen wieder kompensieren (Tab 14).

Tab. 13: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter während der 2. Meßperiode (Anlaufphase neues Filtermaterial; 40 % bis 50 % Filtermaterialfeuchte)

	Biofilter 1		Biofilter 2	
	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	159 - 222	188	61 - 252	132
Passagegeschwindigkeit im Filterbett [cm/s]	2,2 - 3,1	2,6	0,9 - 3,5	1,8
Verweildauer im Filterbett [s]	24 - 16	19	56 - 14	28
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	1168 - 1805	1424	999 - 3868	2103
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	87 - 204	134	21* - 97	66

*Tiere zum Zeitraum der Messung ausgestallt;

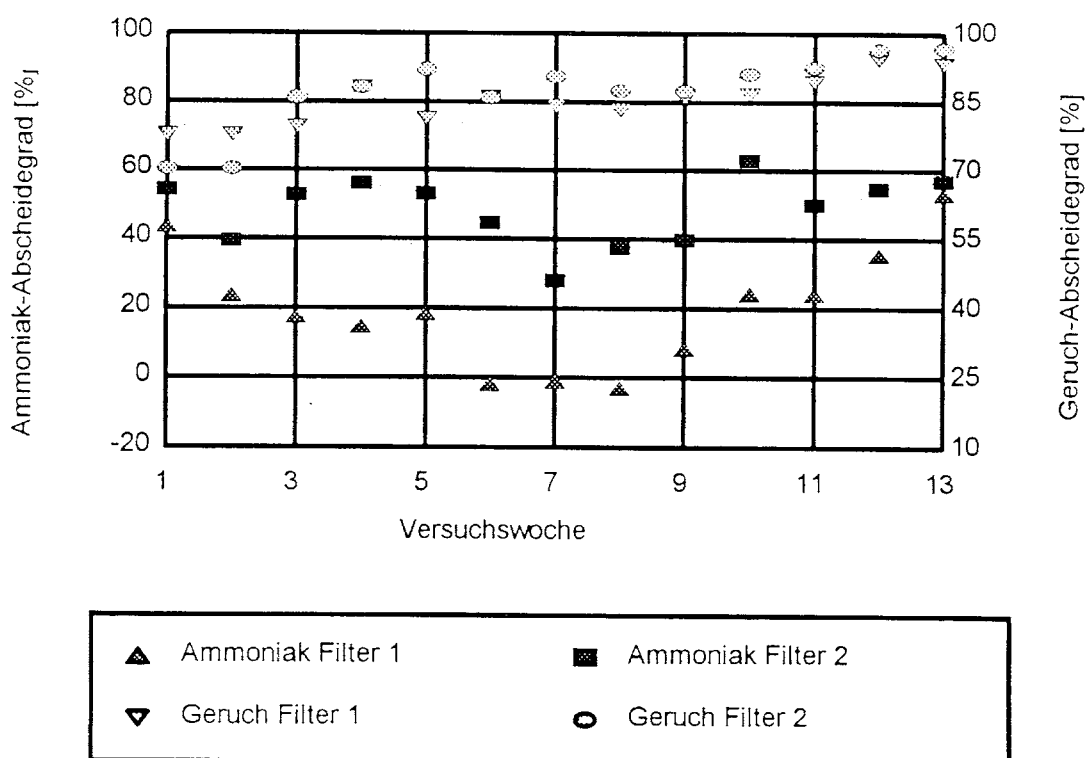


Abb. 16: Verlauf der Abscheidegrade an Ammoniak und Geruch der beiden Biofilter während der 13wöchigen Anlaufphase mit dem neuen Filtermaterial

Die Abscheidegrad an Geruch steigt im Gegensatz zu dem von Ammoniak, während der ersten drei bis vier Wochen an, um sich dann auf einem Niveau von 84 % bis 96 % zu stabilisieren. Ob die Erhöhung der Filtermaterialfeuchte ab der neunten Versuchswoche die entscheidende Ursache für die erhöhte Geruchsabscheidung darstellt, läßt sich aus den erhobenen Daten nicht eindeutig feststellen (Tab 14). Der Versuch läßt vermuten, daß nach etwa einem Monat Anlaufphase die für einen optimalen Abbau von Geruchstoffen notwendige Population an Mikroorganismen erreicht ist.

Tab.: 14 Abscheideleistung an Ammoniak und Geruch der untersuchten Biofilter während der 2. Meßperiode (Anlaufphase neues Filtermaterial)

Abscheideleistung			Biofilter 1	Biofilter 2
Ammoniak	20 % Filtermaterialfeuchte	Gesamt-Mittelwert	17 %	47 %
		Tagesmittelwerte	-18 % - 65 %	2 % - 77 %
	40 % bis 50 % Filtermaterialfeuchte	Gesamt-Mittelwert	26 %	52 %
		Tagesmittelwerte	5 % - 58 %	9 % - 73 %
Geruch	20 % Filtermaterialfeuchte	Gesamt-Mittelwert	83 %	86 %
		Tagesmittelwerte	78 % - 88 %	70 % - 92 %
	40 % bis 50 % Filtermaterialfeuchte	Gesamt-Mittelwert	90 %	94 %
		Tagesmittelwerte	86 % - 94 %	91 % - 97 %

3.3.2.2 Winterbetrieb

Zur Vermeidung von Frostschäden mußte die automatische Bewässerungsanlage während des Winterbetriebs abgeschaltet werden. Da die Filtermaterialfeuchte nicht mehr konstant und reproduzierbar eingestellt werden konnte, wurden in diesem Zeitraum keine speziellen Versuche durchgeführt. Darüber hinaus waren während des zweimonatigen Winterbetriebs die beiden Ställe wegen Reparatur- und Umbauarbeiten jeweils 2 (Stall 2) bzw. 4 Wochen (Stall 1) nicht mit Tieren belegt.

Insbesondere bei Außentemperaturen unter 5°C kam es zu einer ausreichenden Eigenbefeuchtung des Filtermaterials durch die Kondensation der Rohluft beim Durchströmen des Filterbetts. Die Filtermaterialfeuchte schwankte während des Winterbetriebs in einem Bereich von ca. 32 % bis ca. 56 %.

Bei niedrigen spezifischen Filterbelastungen an Ammoniak ($< 900 \text{ mg/m}^3 \text{ h}$) und Verweilzeiten der Rohluft in Filterbett von mehr als 20 s, lagen die durchschnittlichen Abscheidegrade an Ammoniak (Tagesmittelwerte) in einem Bereich von ca. 32 % bis ca. 78 %.

Die spezifischen Geruchsbelastungen zeigten wieder einen deutlichen Unterschied zwischen Stall 1 und Stall 2 auf (vgl. Kap. 3.3.1 und 3.3.2.1). In Stall 1 lag die spezifische Geruchsbelastung zwischen 34 GE/s m^3 und 256 GE/s m^3 , in Stall 2 zwischen 44 GE/s m^3 und 74 GE/s m^3 . Die Abscheideleistungen an Geruch lagen bei beiden Biofiltern in einem Bereich von ca. 84 % bis ca. 96 %.

3.3.2.3 Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsverhalten

Während des Winterbetriebs waren Stall 1 und 2 im mehrere Wochen nicht mit Tieren belegt (vgl. Kap. 3.3.2.2). Innerhalb dieses Zeitraums waren die beiden Biofilter nicht in Betrieb. Daher hatten die 8wöchigen Versuche zum Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsverhalten, insbesondere vor dem Hintergrund der nachfolgenden Versuchsreihen das Ziel:

- nach mehrwöchiger Ruhephase der Biofilter eine erneute Anlaufphase zu gewährleisten;
- das Filtermaterial beider Biofilter wieder auf ein Feuchteniveau zu bringen.

Um die beiden Biofilter für die nachfolgenden Versuche zum Einfluß der Filterbettfeuchte und Filterbelastung auf eine Filtermaterialfeuchte von zunächst 20 % zu bringen, ließ man die Filter bis zu einer Feuchte zwischen 5 % und 10 % kontrolliert austrocknen (Versuchswoche 1 bis 6). Im direkten Anschluß wurde mit der automatischen Befeuchtungsanlage die Filtermaterialfeuchte auf 20 % (Versuchswoche 6 bis 8) eingestellt (Abb. 17).

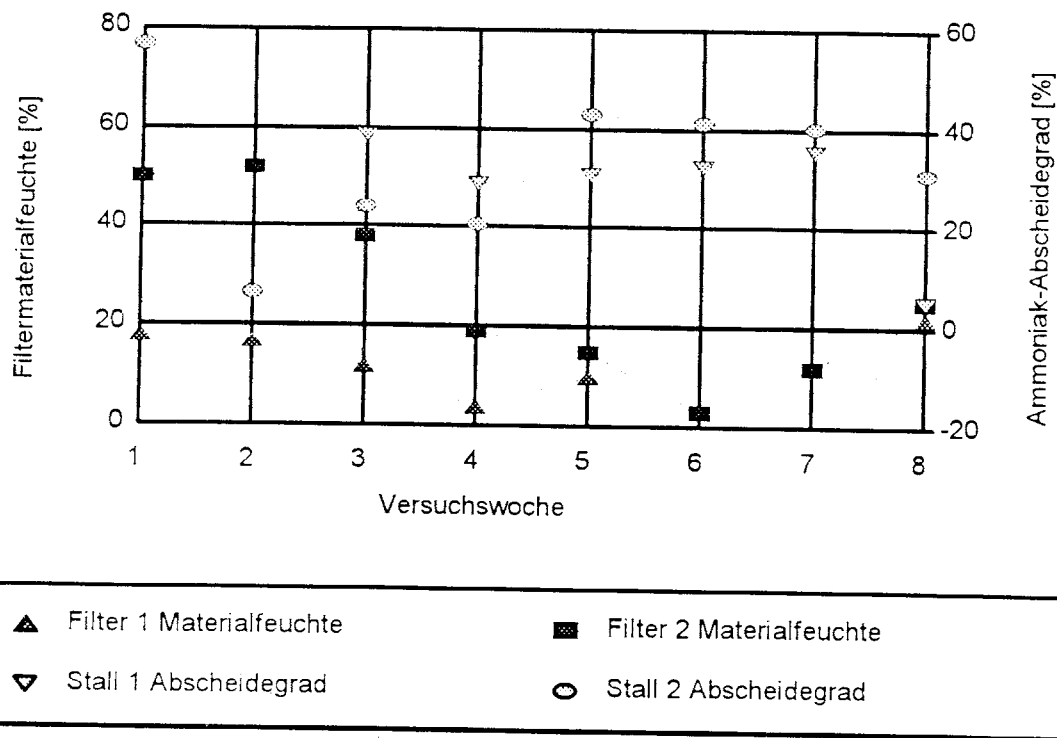


Abb. 17: Verlauf der Filtermaterialfeuchten und der Abscheidegrade an Ammoniak in der achtwöchigen Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphase

Entsprechend dem Verhalten zu Beginn der Anlaufphase des neuen Filtermaterials (vgl. Kap. 3.3.2.1) waren die Abscheidegrade an Ammoniak in der jeweils ersten Woche nach der erneuten Belegung der Ställe (d.h. Versuchswoche 3 bei Stall 1 und Versuchswoche 1 bei Stall 2) relativ hoch. In der mehrwöchigen Ruhephase vor dem erneuten Anlaufen der Biofilter war es zur Desorption von Ammoniak aus dem Filtermaterial und damit zu einer Regenerierung der Biofilter gekommen. Daher kam es wieder zum Auftreten des Sättigungseffekts (vgl. Kap. 3.3.2.1), so daß in der jeweils ersten Betriebswoche der Biofilter noch erhöhte Abscheideleistung zu verzeichnen waren.

Während des gesamten Versuchs konnte kein direkter Einfluß der Filtermaterialfeuchte auf die Abscheideleistung an Ammoniak festgestellt werden (Abb. 17). Den alle anderen Faktoren überdeckenden Einfluß auf den Abscheidegrad hatten der äußerst niedrige Rohluftvolumenstrom und die sehr geringen Filterbelastungen sowie Passagegeschwindigkeiten (Tab. 15, vgl. Kap. 3.3.1.1 sowie Abb. 10 und 11).

Tab. 15: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter während der Versuche zum Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsverhalten des neuen Filtermaterials

	Biofilter 1		Biofilter 2	
	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert
Rohluftvolumenstrom [m ³ /h]	867 - 2730	1577	751 - 2071	1339
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	96 - 303	175	50 - 138	89
Passagegeschwindigkeit im Filterbett [cm/s]	1,3 - 4,2	2,4	0,7 - 1,9	1,2
Verweildauer im Filterbett [s]	38 - 12	21	71 - 26	42
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	-231 - 1685	795	27 - 1935	836
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	81 - 125	103*	44 - 86	67**
*n = 2; **n = 4				

Die Auswirkung der stetig ansteigenden spezifischen Filterbelastung an Ammoniak auf die Abscheideleistung wird ebenfalls vom Einfluß des Filtervolumenbelastung überlagert (Abb. 18). Um auch unter Sommerbedingungen (hohe Rohluftvolumenströme) ähnlich niedrige Filtervolumenbelastungen zu erreichen, wäre eine mindestens 3 bis 6 mal größere Filterfläche bzw. -volumen notwendig.

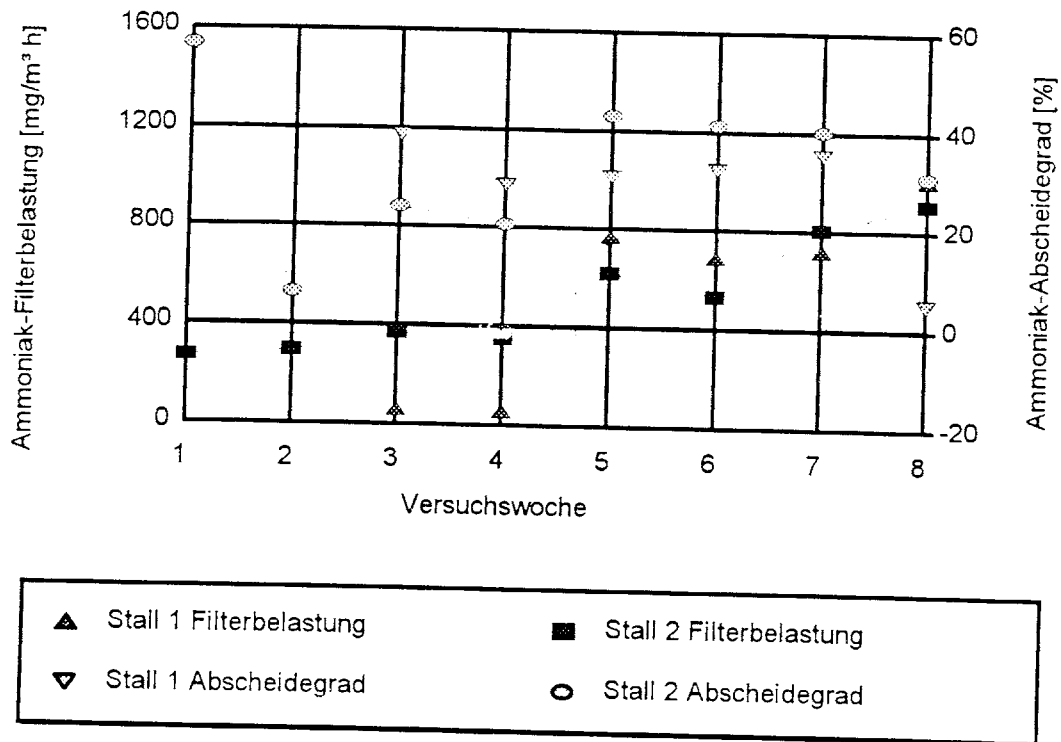


Abb. 18: Verlauf der spezifischen Filterbelastung und des Abscheidegrades an Ammoniak in der achtwöchigen Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphase

3.3.2.4 Einfluß der Filterbettfeuchte und Filterbelastung

Bei den Versuchen zum Einfluß der Filterbettfeuchte und Filterbelastung auf die Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch wurden drei unterschiedliche Feuchten im Filtermaterial eingestellt (20 %; 40 %; 50 %). Um über den normalen Schwankungsbereich hinausgehende Filterbelastungen zu erhalten, wurden die Biofilter zunächst im Normalbetrieb gefahren; d.h. die Rohluft jeweils eines Stalles wurde in den dazugehörigen Biofilter geleitet (Abb. 19). Im Anschluß daran sollte, bei gleicher Filtermaterialfeuchte, die Rohluft aus beiden Ställen in jeweils nur einen Biofilter geleitet werden (Abb 20. und 21). Die Variante *Rohluft beider Ställe in Biofilter 1* mußte aufgrund ungünstiger Strömungsverhältnisse bei der Abluftführung aus Stall 2 abgebrochen werden (vgl. Abb. 20). Der sich in Druckkammer 2 aufbauende Gegendruck dieser Variante war so groß, daß kaum noch Abluft aus dem Stall gefördert werden konnte. Die Variante *Rohluft beider Ställe in Biofilter 2* konnte hingegen wie geplant durchgeführt werden.

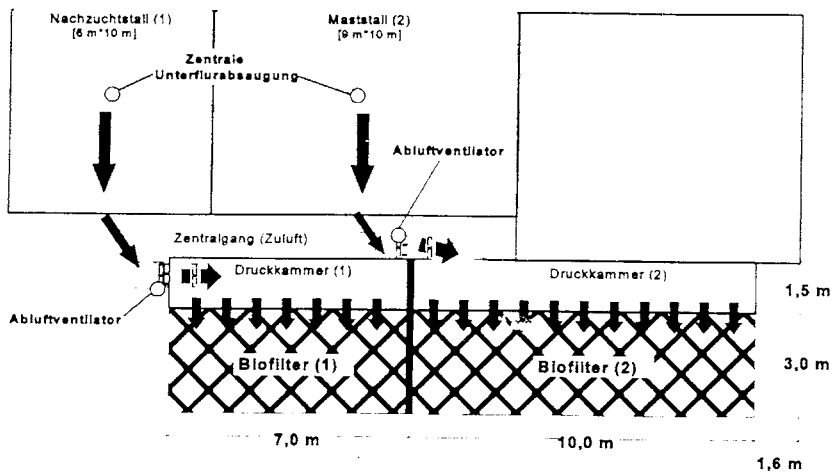


Abb. 19: Biofilter im Normalbetrieb

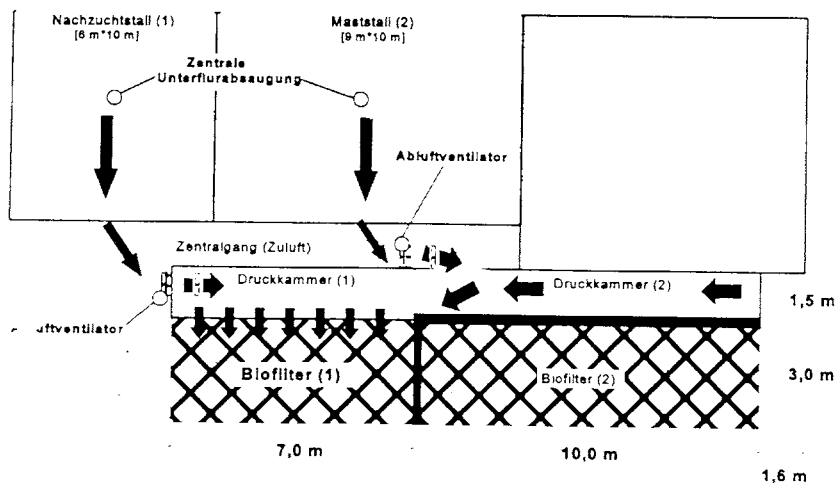


Abb 20: Rohluft beider Ställe in Biofilter 1

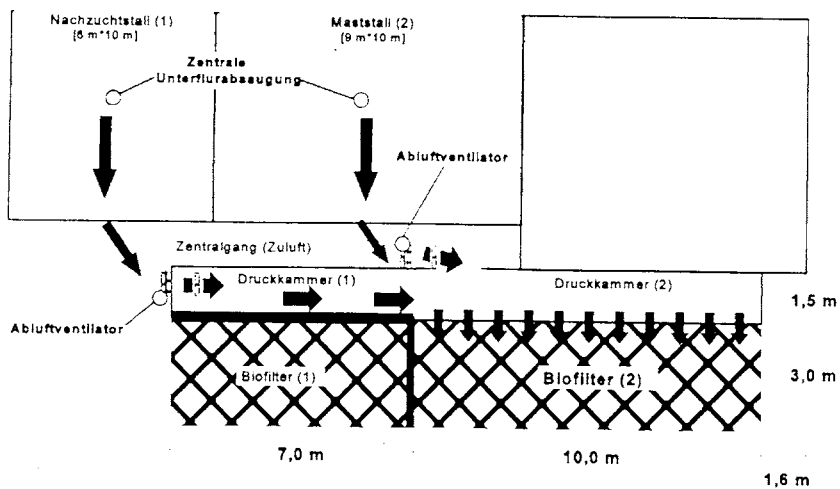


Abb. 21: Rohluft beider Ställe in Biofilter 2

Die oben beschriebene Versuchsanordnung führte dazu, daß sich Biofilter 1 wochenweise immer wieder nicht in Betrieb befand (wenn auch die Rohluft aus Stall 1 in Biofilter 2 geleitet wurde). Hierdurch war die Möglichkeit einer Regeneration des Biofilters, insbesondere durch die Desorption von Ammoniak aus dem Filtermaterial gegeben (vgl. Kap. 3.3.2.3), was zu einer evtl. Verfälschung der Meßdaten geführt hätte. Deshalb wurden für diesen Versuchsdurchgang ausschließlich die Meßdaten von Biofilter 2 zur Auswertung verwendet.

Die Filtervolumenbelastungen sowie die Verweildauern der Rohluft im Filterbett von Biofilter 2 lagen mit Ausnahme der 50 % Variante auf einem Niveau (Tab. 16).

Tab. 16: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparemeter von Biofilter 2 während der Versuche zum Einfluß der Filterbettfeuchte und Filterbelastung

	Filterbettfeuchte in %	Biofilter 2	
		Tagesmittelwerte	Gesamt- Mittelwert
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	20	82 - 358	202
	40	67 - 459	203
	50	62 - 321	168
Verweildauer im Filter- bett [s]	20	44 - 10	18
	40	54 - 8	18
	50	58 - 11	23
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	20	852 - 4326	2122
	40	577 - 8978	2398
	50	630 - 5468	2440
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	20	165 - 358	254**
	40	39 - 224	160**
	50	126 - 290	208*
*n = 2; **n = 3			

Die niedrigeren Versuchsparameter bei 50 % Materialfeuchte sind auf einen Abfall der Außentemperatur und damit auf niedrigere Rohluftvolumenströme zurückzuführen. Die höheren spezifischen Filterbelastungen an Ammoniak bei dieser Variante sind durch einen steigenden Tierbesatz in Stall 2 bedingt. Für die unterschiedlichen spezifischen Belastungen an Geruch ließen sich keine direkten Einflußfaktoren benennen.

Bei den Abscheidegraden an Ammoniak und Geruch durch Biofilter 2 läßt sich aufgrund der stark variierenden Versuchsparameter (vgl. Tab 16.) zunächst keine direkte Beeinflussung durch die unterschiedlichen Feuchtegehalte des Filtermaterials erkennen (Tab. 17).

Tab.: 17 Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch von Biofilter 2 während der Versuche zum Einfluß der Filterbettfeuchte und Filterbelastung

	Filtermaterialfeuchte in %	Biofilter 2 Abscheideleistung	
Ammoniak	20	Gesamt-Mittelwert	43 %
		Tagesmittelwerte	30 % - 66 %
	40	Gesamt-Mittelwert	42 %
		Tagesmittelwerte	14 % - 62 %
	50	Gesamt-Mittelwert	42 %
		Tagesmittelwerte	33 % - 51 %
Geruch	20	Gesamt-Mittelwert	89 %**
		Tagesmittelwerte	81 % - 96 %
	40	Gesamt-Mittelwert	89 %**
		Tagesmittelwerte	86 % - 91 %
	50	Gesamt-Mittelwert	93 %*
		Tagesmittelwerte	92 % - 95 %
* _n = 2; ** _n = 3			

Im Gegensatz zu den Versuchen mit dem alten und dem neuen Filtermaterial unter Standardbedingungen (vgl. Kap. 3.3.1.1 und 3.3.2.7) konnten bei diesen Versuchen eine eindeutige Beziehung zwischen der spezifischen Filterbelastung an Ammoniak und der Höhe der spezifischen Reinigungsleistung festgestellt werden. Mit wachsender spezifischer Filterbelastung war

ein linearer Anstieg der spezifischen Reinigungsleistung zu verzeichnen (Abb. 22, 23 und 24). Die Ergebnisse zeigen, daß unter diesen Versuchsbedingungen mit dem neuen Filtermaterial die maximale mikrobielle Abbaurate für Ammoniak noch nicht überschritten wurde.

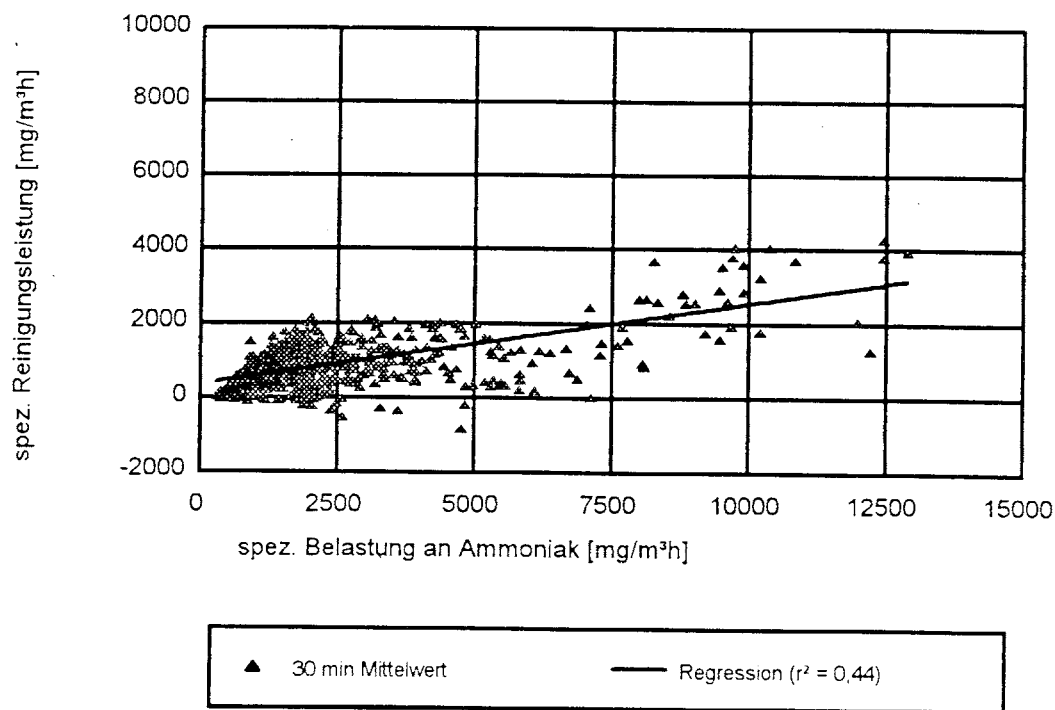


Abb. 22: Spezifische Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2 in Abhängigkeit von der spezifische Belastung an Ammoniak (neues Filtermaterial mit 20 % Feuchtegehalt)

Mit zunehmendem Feuchtegehalt im Filtermaterial nimmt das Bestimmtheitsmaß (r^2) für die Beziehung (Regression) von spezifischer Filterbelastung an Ammoniak zu spezifischer Reinigungsleistung an Ammoniak zu (Abb. 22 bis 24). Im unteren Bereich der spezifischen Filterbelastung an Ammoniak, insbesondere bei einer Filtermaterialfeuchte von 20 %, streuten die ermittelten Meßdaten (30 min Mittelwerte) innerhalb eines sehr breiten Bereichs. Daher kann für diesen Wertebereich ein Einfluß der Materialfeuchte auf die Reinigungsleistung nicht gesichert nachgewiesen werden; er wird erst bei Filterbelastungen über 5000 mg $\text{NH}_3/\text{m}^3 \text{ h}$ deutlich erkennbar (Abb. 25 und 26).

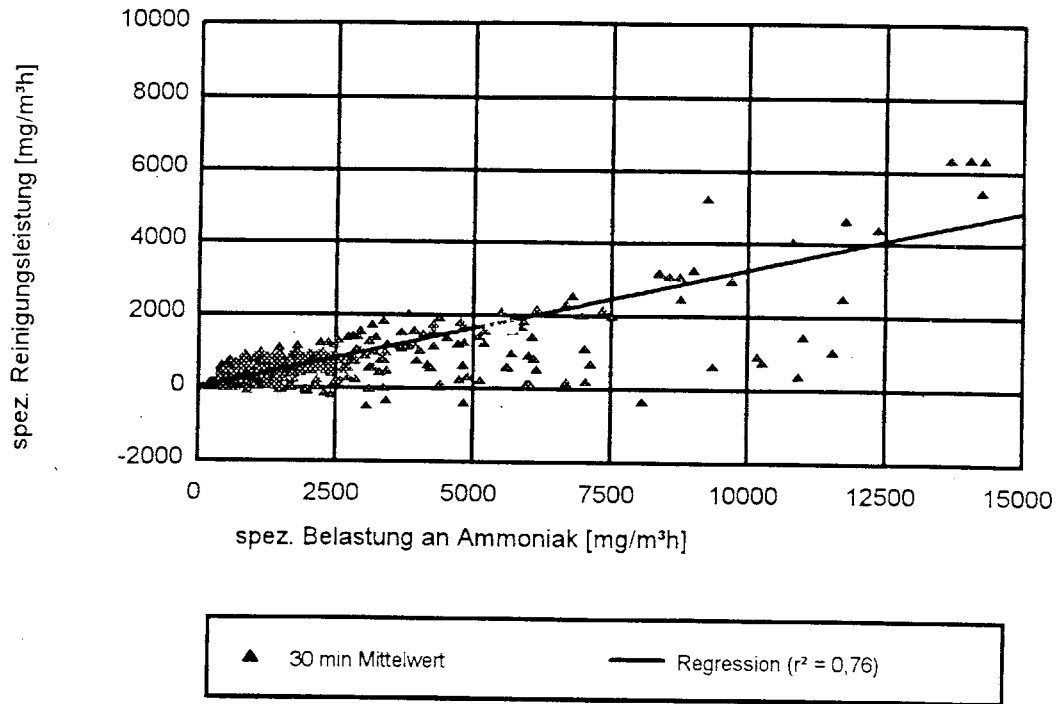


Abb. 23: Spezifische Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2 in Abhängigkeit von der spezifische Belastung an Ammoniak (neues Filtermaterial mit 40 % Feuchtegehalt)

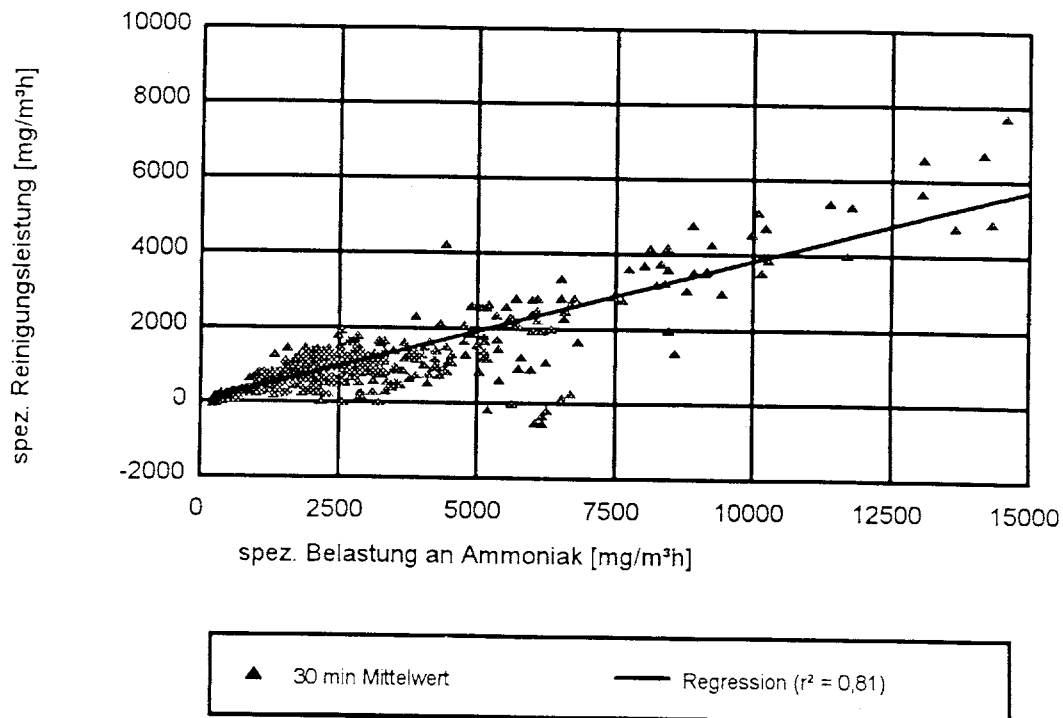


Abb. 24: Spezifische Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2 in Abhängigkeit von der spezifische Belastung an Ammoniak (neues Filtermaterial mit 50 % Feuchtegehalt)

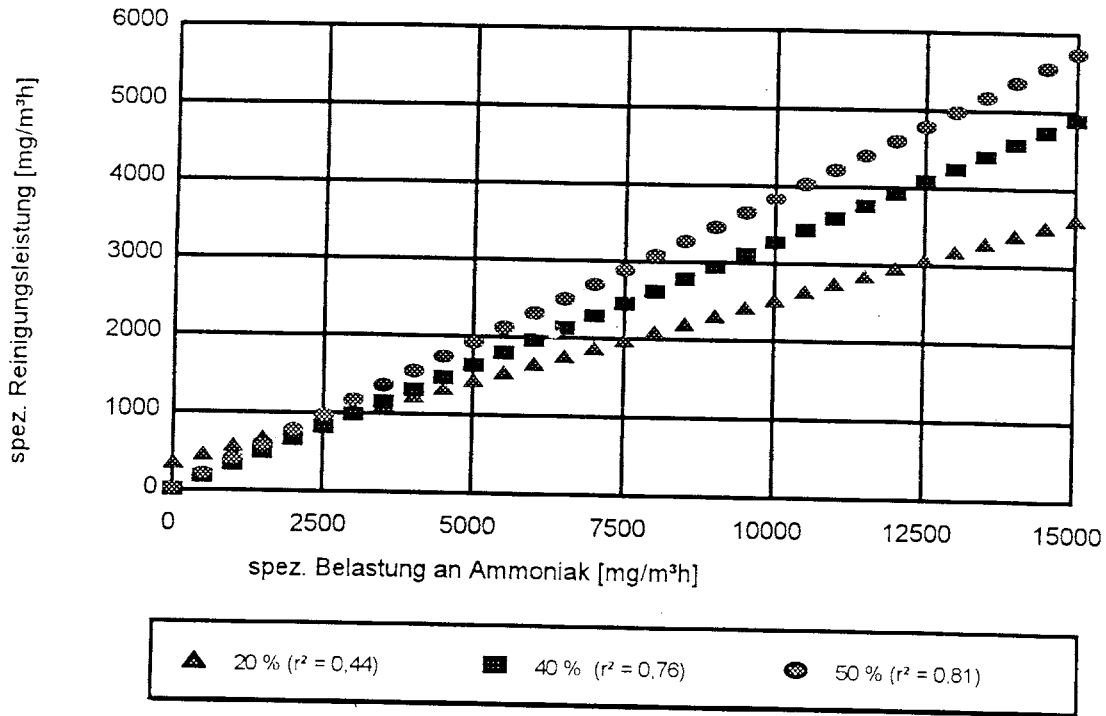


Abb. 25: Spezifische Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2 in Abhängigkeit von der spezifische Belastung an Ammoniak für Filtermaterialfeuchten von 20 %, 40 % und 50 % (neues Filtermaterial)

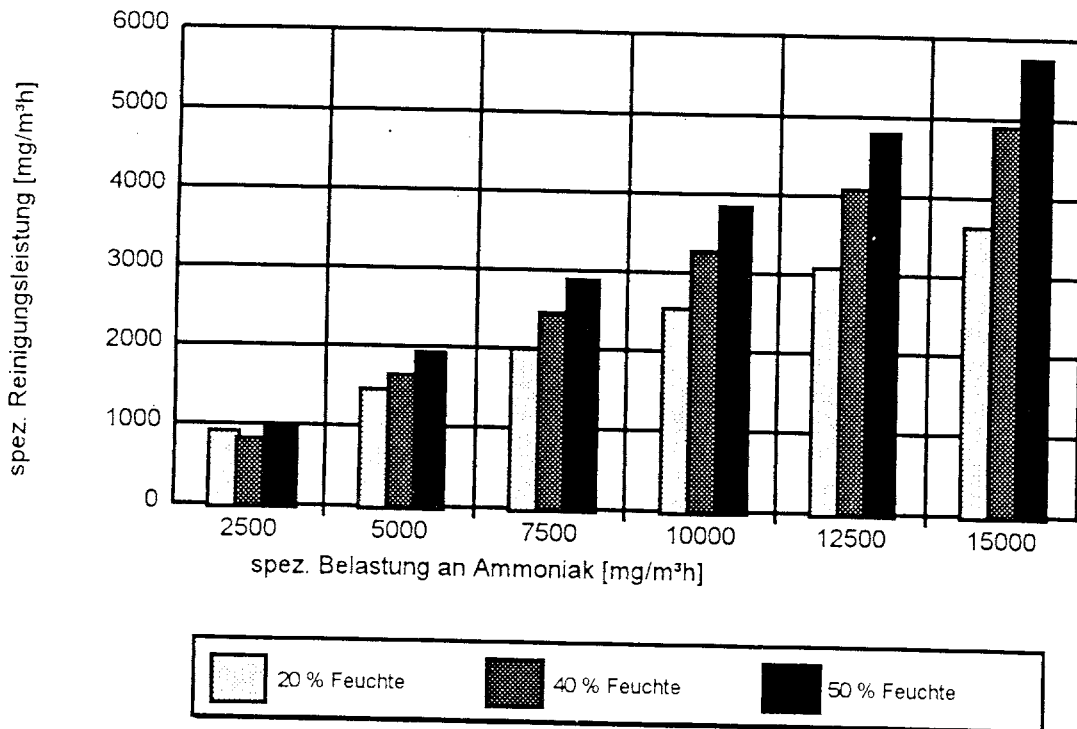


Abb. 26: Spezifische Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2 in Abhängigkeit von der spezifische Belastung an Ammoniak für Filtermaterialfeuchten von 20 %, 40 % und 50 % (neues Filtermaterial)

3.3.2.5 Einfluß Vorkonditionierung / Wasserverbrauch

Die Versuche zur Vorkonditionierung der Rohluft mit Hilfe von Sprühwäschern sollten erste Erkenntnisse darüber geben, ob durch die entstaubende Wirkung und homogenere Durchfeuchtung des Biofiltermaterials eine Steigerung der Abscheideleistung von Ammoniak und Geruch erreicht werden kann. Aufbau, Arbeitsweise und Platzierung der untersuchten Sprühwäscher wurden bereits in Kapitel 3.1.1 beschrieben. Die beiden Sprühwäscher wurden parallel zur bereits installierten automatischen Bewässerungsanlage betrieben. Damit konnte gewährleistet werden, daß ein definierter Feuchtegehalt im Filtermaterial eingestellt und weitgehend konstant gehalten werden konnte. Um eine möglichst effiziente und ökonomische Arbeitsweise der Sprühwäscher zu gewährleisten, wurden diese ausschließlich im Intervallbetrieb eingesetzt. Mit einer Zeitschaltuhr wurden drei unterschiedliche Schaltprogramme gefahren (Tab. 18).

Tab. 18: Schaltprogramm und Einstellung der beiden untersuchten Sprühwäscher zur Vorkonditionierung der Rohluft von Biofilter 1 und 2 (neues Filtermaterial)

Einstellungen	Variante		
	I	II	III
ges. Laufzeit pro Tag [h]	12 (9 ⁰⁰ -21 ⁰⁰)	12 (9 ⁰⁰ -21 ⁰⁰)	24 (0 ⁰⁰ -24 ⁰⁰)
Sprühzeit pro Takt [s]	20	20	30
Pausenzeit pro Takt [s]	30	15	20
Takte pro Tag [n]	72	102,8	144
ges. Sprühzeit pro Tag [h]	4,8	6,9	14,4
Wasserverbrauch pro Tag und Sprühwäscher [l]	40	45	140
Eingestellte Soll-Feuchte [%]	40	40	50
ges. Versuchsdauer [d]	11	30	20

Bei den Varianten I und II wurde die Vorkonditionierung jeweils nur im Zeitraum von 9⁰⁰ - 21⁰⁰ Uhr eingesetzt, da dort mit den höchsten Filterbelastungen und dem größten Feuchteentzug zu rechnen war. Des weiteren sollte bei diesen beiden Varianten der natürliche Kondensationseffekt der Rohluft im Filtermaterial während der Nacht ausgenutzt werden (vgl. Kap. 3.3.2.1 und 3.3.2.2). In Schaltprogramm III wurden die Sprühwäscher über den gesamten Tag betrieben und

die Sprüh- und Pausenzeit um 10 bzw. 5 s pro Takt erhöht. Diese Einstellung steigerte den Wasserverbrauch im Vergleich zu den Varianten I und II um das 3 bis 4fache. Um auch bei Variante III die Feuchtegehalte im Filtermaterial unter diesen Bedingungen konstant halten zu können, wurde eine Soll-Feuchte von 50 % eingestellt.

Bei Biofilter 1 schwankte die Höhe der durchschnittlichen Filtervolumenbelastung und die Verweildauer der Rohluft im Filterbett zwischen den drei durchgeführten Varianten wesentlich mehr als bei Biofilter 2 (Tab. 19). Die spezifische Filterbelastung an Ammoniak steigt bei Biofilter 1 von Variante I zu Variante III an, wohingegen sie bei Biofilter 2 in Verlauf der Varianten abnahm. Die spezifische Filterbelastung an Geruch variierte stark, ohne das sich dafür ein erkennbarer Einfluß fand.

Tab. 19: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter von Biofilter 1 und 2 während der Versuche zum Einfluß einer Vorkonditionierung

	Variante	Biofilter 1		Biofilter 2	
		Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	I	170 - 469	297	77 - 476	265
	II	143 - 430	242	120 - 572	302
	III	196 - 360	257	114 - 408	210
Verweildauer im Filterbett [s]	I	21 - 8	13	46 - 8	14
	II	25 - 8	15	29 - 6	12
	III	19 - 10	14	31 - 9	17
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	I	1049 - 1430	1198	1431 - 4843	2583
	II	775 - 2043	1380	756 - 2967	2139
	III	614 - 1871	1458	794 - 4470	1575
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	I	71 - 214	119**	29 - 162	155**
	II	48 - 97	67	41 - 127	70
	III	48 - 152	112**	60 - 72	66*
*n = 2; **n = 3					

Bei beiden Biofiltern ist insbesondere bei niedrigen spezifischen Filterbelastungen an Ammoniak ein großer Schwankungsbereich der Abscheideleistungen an Ammoniak (Tagesmittelwerte) zu verzeichnen (Tab. 20). Bei Biofilter 1 kommt es bei allen drei Varianten zur Desorption von Ammoniak; bei Biofilter 2 ausschließlich bei Variante III. Werden die Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch von Biofilter 2 aus Tabelle 20 (mit Vorkonditionierung) mit denen der Tabelle 17 (Versuche zur Filtermaterialfeuchte) verglichen so zeigt sich, daß bei ähnlichen Filterbelastungen die zusätzliche Vorkonditionierung zu keiner erkennbaren Steigerung der Abscheideleistung führt. Bei der Geruchsabscheidung scheint es sogar zu einer leichten Verschlechterung der Abscheideleistung zu kommen.

Tab. 20: Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch der untersuchten Biofilter während der Versuche zum Einfluß einer Vorkonditionierung

Abscheideleistung	Variante	Biofilter 1		Biofilter 2	
		Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert	Tagesmittelwerte	Gesamt-Mittelwert
Ammoniak	I	-41 % - 63 %	9 %	14 % - 53 %	34 %
	II	-15 % - 56 %	27 %	1 % - 69 %	38 %
	III	-6 % - 51 %	28 %	-23 % - 61 %	38 %
Geruch	I	81 % - 88 %	85 %**	29 % - 90 %	75 %**
	II	66 % - 84 %	78 %	69 % - 90 %	82 %
	III	74 % - 83 %	79 %**	80 % - 93 %	87 %*
*n = 2; **n = 3					

In Abbildung 27 sind die Abscheidegrade an Ammoniak in Abhängigkeit von den Rohluftvolumenströmen beider Biofilter für alle drei Schaltprogramme (Varianten I bis III) aufgetragen. Aus diesen Abhängigkeiten lassen sich keine absicherbaren Unterschiede zwischen den Varianten ablesen. Durch den zusätzlichen Betrieb von Sprühwäschern über den gesamten Tag (Variante III) konnte im Vergleich zu den Varianten I und II keine Erhöhung der Reinigungsleistung erzielt werden. Die Ausnutzung des Kondensationseffekts zur Eigenbefeuchtung des Materials während der Nacht erscheint daher sinnvoll. Da es bei dem Betrieb der Sprühwäscher auch zu erheblichen Mehrkosten kommt, ist ihr Einsatz als unrentabel zu bewerten (vgl. Kap. 3.3.3).

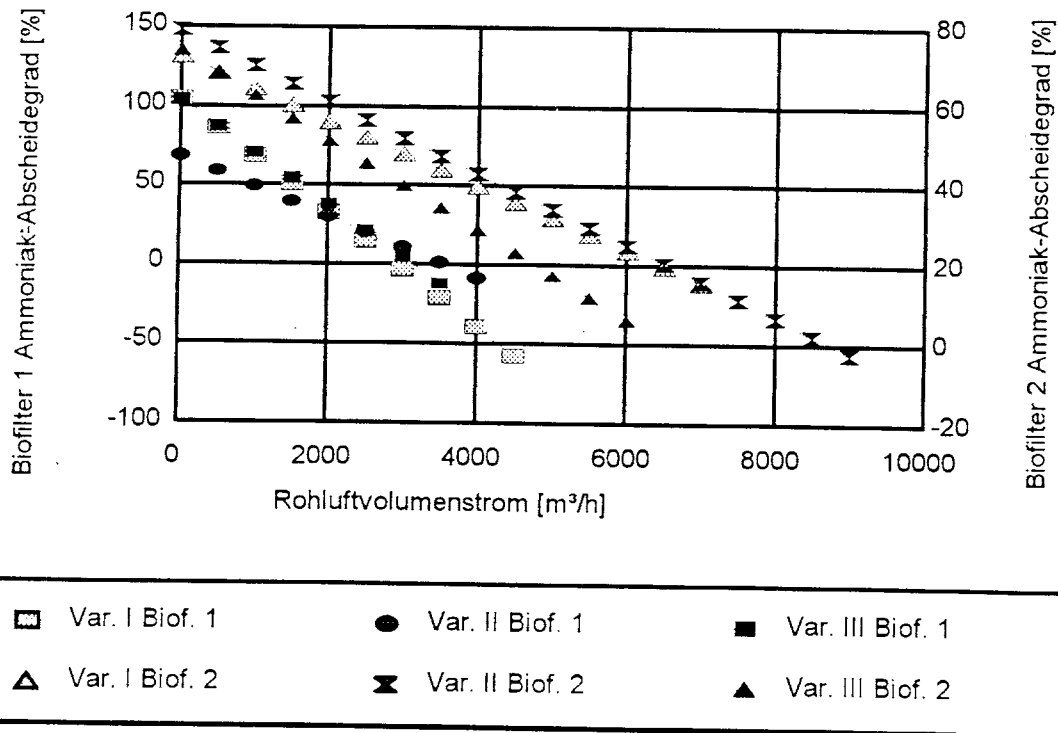


Abb. 27: Abscheidegrade an Ammoniak in Abhängigkeit zum Rohluftvolumenstrom beider Biofilter bei unterschiedlich vorkonditionierter Rohluft

Wasserverbrauch

Das 6,5 Jahre alte Filtermaterial verfügte über eine stark verringerte Wasseraufnahmekapazität, da fast der gesamte Anteil an Fasertorf dieser Mischung bereits ausgewaschen war (vgl. Kap. 3.3.2.5). Daher wurde beim alten Filtermaterial im Vergleich zu den Versuchen mit dem neuen Material mehr als doppelt soviel Wasser benötigt, um einen Filtermaterialfeuchtegehalt von 20 % einzustellen (Tab. 21). Bei Materialfeuchten von 40 % bzw. 50 % kam es zu keiner proportionalen Zunahme des Wasserverbrauchs der automatischen Bewässerungsanlage im Vergleich zur 20 % Variante. Dies liegt hauptsächlich daran, daß nach dem einmaligen Auffeuchten nur noch der direkte Feuchteentzug aus dem Filterbett ausgeglichen werden muß. Im Durchschnitt wurden ca. 1 l bis ca. 2 l pro 1000 m³ geförderte Rohluft zur Bewässerung eines jeden Biofilters benötigt.

Bei gleich eingestellter Soll-Feuchte sinkt der Wasserverbrauch der automatischen Bewässerungsanlage, wenn parallel dazu eine Befeuchtung der Rohluft durch Sprühwäscher erfolgt. Wird der beim Parallelbetrieb durch den jeweiligen Sprühwäscher zusätzliche Wasserverbrauch zu dem der automatischen Bewässerung aufaddiert, so ergibt sich beim Vergleich der 40 % Variante ohne Sprühwäscher mit Variante II (12 h Sprüheinsatz pro Tag) der fast exakt gleiche Gesamt-Wasserverbrauch wie beim ausschließlichen Einsatz der automatischen Anlage (Tab. 20). Im Unterschied dazu kommt es beim Vergleich der 50 % Variante ohne Sprühwäscher und Variante III (24 h Sprüheinsatz pro Tag) beim Parallelbetrieb zu einer wesentlichen Erhöhung des Gesamt-Wasserverbrauchs. Dies bedeutet, daß es beim Parallelbetrieb durch den 24-Stunden Einsatz zu einem hohen Wasserverlust kommt. Denn durch die Eigenbefeuchtung des Filtermaterials (Kondensationseffekt der Rohluft über Nacht), bleibt die vom Sprühwäscher zusätzlich bereitgestellte Feuchte weitgehend ungenutzt.

Tab. 21: Zusammenstellung des durchschnittlichen Wasserverbrauchs zur Befeuchtung der zwei untersuchten Biofilter in Abhängigkeit vom Alter und der Feuchte des Filtermaterials sowie von der Art der Befeuchtung

Filtermaterial	Filtermaterialfeuchte	Vorkonditionierung / Variante	Wasserverbrauch [l/1000 m ³ Luft] der automatischen Bewässerungsanlage	
			Biofilter 1	Biofilter 2
Alt	20 %	Nein	1,9	1,6
Neu	20 %	Nein	0,8	0,8
Neu	40 %	Nein	1,2	1,4
Neu	40 %	Ja / II	0,9 (1,3)*	1,3 (1,5)*
Neu	50 %	Nein	1,1	1,9
Neu	50 %	Ja / III	1,1 (2,4)*	0,7 (2,6)*

**Addition Wasserverbrauch automatische Bewässerung und jeweiliger Sprühwäscher*

3.3.2.6 24-Stundenmessungen Geruch

Im Verlauf der zweiten Meßperiode mit dem neuen Filtermaterial wurden an vier ausgewählten Terminen 24-Stundenmessungen zum Geruch und zur Geruchsabscheidung an beiden Biofiltern durchgeführt (vgl. Kap. 3.1.2 und 3.1.3). Die Versuche hatten zum Ziel, die tageszeitlichen Schwankungen der Geruchsbelastung in der Rohluft sowie die der Geruchsabscheideleistung zu bestimmen. Die Meßtermine waren so gewählt, daß möglichst unterschiedliche äußere bzw. verfahrenstechnische Randbedingungen vorlagen. Somit konnte eine breite Spannweite verschiedener Einsatzbedingungen untersucht werden (Tab. 22).

Tab.: 22 Tagesmittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter während der vier Termine der 24-Stundenmessungen zum Geruch

	Biofilter 1				Biofilter 2			
	20.05.	11.06.	02.07.	08.07.	20.05.	08.07.	02.07.	11.06.
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	170	430	334	406	281	344	408	572
Verweildauer im Filterbett [s]	21	8	11	9	13	10	9	6
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	1187	1981	614	1111	2074	1667	925	2760
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	110	122	143	169	80	108	109	162
Filtermaterialfeuchte [%]	40	40	50	50	40	50	50	40

Die Versuchsparameter in Tabelle 22 sind nach der Größe der spezifischen Filterbelastung an Geruch geordnet. Bei Biofilter 1 entspricht sie der zeitlichen Abfolge der Versuchstermine. Bei den ersten beiden Terminen betrug die Filtermaterialfeuchte 40 %, bei den letzten beiden 50 %. Zwischen der spezifischen Filterbelastung an Geruch und der an Ammoniak ist bei beiden Biofiltern und bei allen Terminen keine Abhängigkeit zu erkennen.

Während der 24-stündigen Versuche schwankten die gemessenen Geruchskonzentrationen sehr stark (Tab. 23 und 24). Dies gilt insbesondere für die Geruchskonzentrationen, die in der Rohluft vor den beiden Biofiltern gemessen wurden. Bei den nach den Biofiltern ermittelten Geruchskonzentrationen zeigt sich dagegen, daß sich diese in der Regel in einem engeren Bereich von ca. 200 GE/m³ bis 300 GE/m³ (Tagesmittelwerte) bewegen und nicht so stark streuen.

Tab.: 23 Tagesmittelwerte und Schwankungsbereich der Geruchskonzentrationen in GE/m³ vor und nach Biofilter 1 während der vier 24-Stundenmessungen

	20.05.		11.06.		02.07		08.07.	
	vor Filter	nach Filter	vor Filter	nach Filter	vor Filter	nach Filter	vor Filter	nach Filter
Mittelwert	2014	327	1000	297	1317	245	1377	276
Maximum	2734	512	2435	384	2299	362	1722	362
Minimum	456	215	215	161	645	136	912	192
Standardabweichung	690	75	627	65	506	54	301	49

Tab.: 24 Tagesmittelwerte und Schwankungsbereich der Geruchskonzentrationen in GE/m³ vor und nach Biofilter 2 während der vier 24-Stundenmessungen

	20.05.		08.07.		02.07		11.06.	
	vor Filter	nach Filter	vor Filter	nach Filter	vor Filter	nach Filter	vor Filter	nach Filter
Mittelwert	958	187	1076	185	946	215	1081	233
Maximum	1448	287	1448	323	1825	271	2896	323
Minimum	431	128	767	114	575	128	304	152
Standardabweichung	262	39	203	63	341	47	696	68

Trotz einer durchschnittlich geringeren spezifischen Belastung an Ammoniak vor Biofilter 1 (Tab. 22), liegen die dort gemessenen Geruchskonzentrationen sowie die spezifischen Filterbelastung an Geruch wesentlich höher als die vor Biofilter 2 (Tab. 22 bis 24). Dieser Unterschied zwischen dem aus dem Aufzuchtstall (Stall 1) und dem Maststall (Stall 2) stammenden Geruch (vgl. Kap. 3.3.1.1 und 3.3.2.4), wird bei der Betrachtung der Tagesverläufe der Geruchskonzentrationen in der Rohluft ebenso deutlich (Abb. 28 und 29).

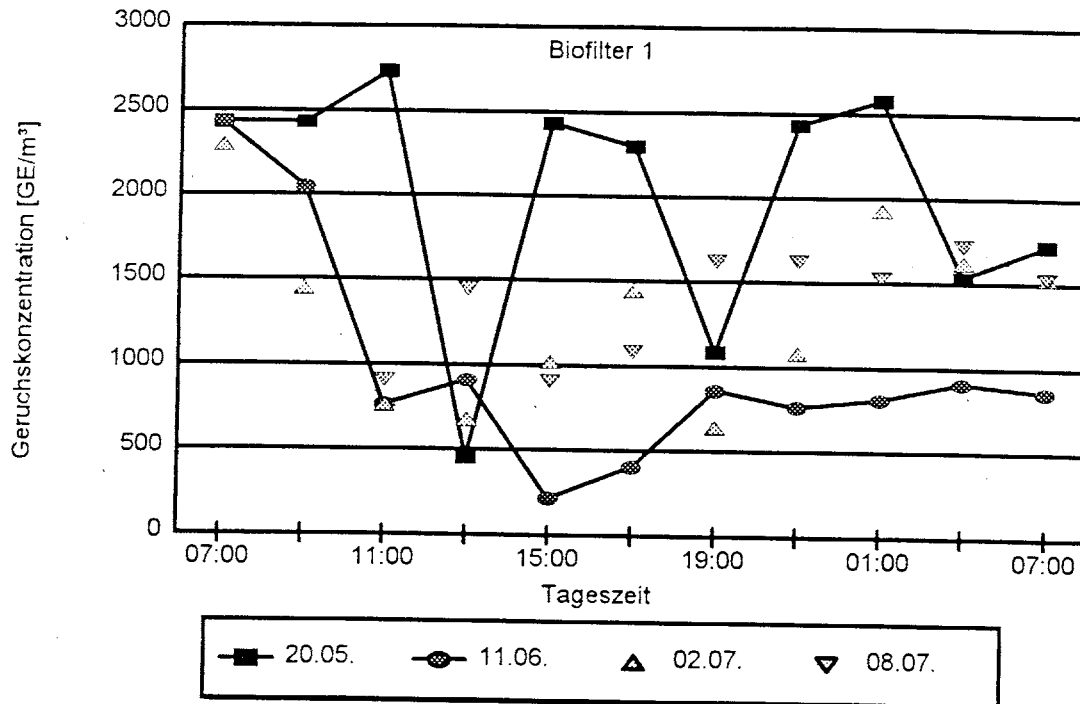


Abb. 28: Tagesverläufe der Geruchskonzentrationen in der Rohluft aus Stall 1 (Aufzucht) während der vier 24-Stundenmessungen zum Geruch

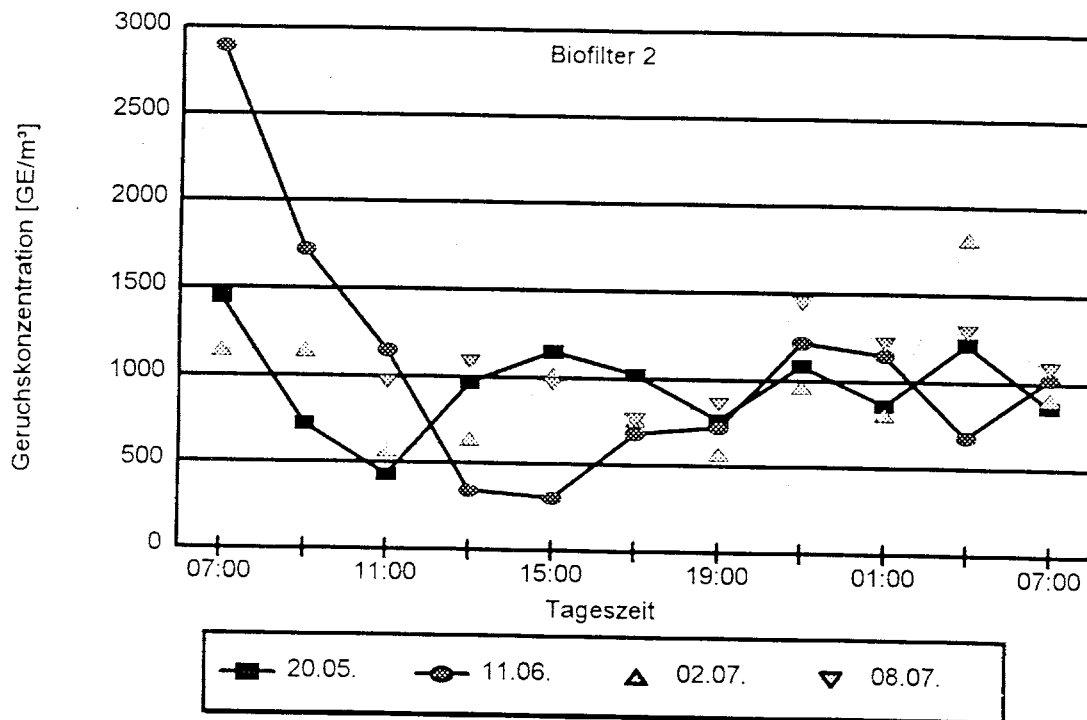


Abb. 29: Tagesverläufe der Geruchskonzentrationen in der Rohluft aus Stall 2 (Mast) während der vier 24-Stundenmessungen zum Geruch

Im Gegensatz zu Stall 1 weist die Geruchskonzentration aus Stall 2 einen sehr deutlichen Tagesverlauf auf. Nach einem Absinken der Geruchskonzentrationen bis zur Tagesmitte, ist bis zum Abend wieder ein leichtes Ansteigen zu Verzeichnen (Abb. 29). In der Tendenz zeigt sich dieser Verlauf auch für die Geruchskonzentration aus dem Aufzuchtstall (Stall 1), wenn auch bei einer größeren Streuung der Meßwerte. Die Tagesverläufe der Geruchsemissionen und der Geruchsemissionen pro Großvieheinheit (GV) in der Rohluft vor den beiden Biofiltern gleichen von der Tendenz denen der Geruchskonzentrationen.

Die Tagesmittelwerte für die durchschnittlichen Abscheideleistungen an Geruch lagen bei beiden Biofiltern in einem relativ engen Bereich von ca. 60 % bis 80 %. Allerdings waren im Tagesverlauf teilweise erhebliche Schwankungen in den Abscheideleistungen der beiden Biofilter zu verzeichnen (Tab. 25). Ein positiver Einfluß einer höheren Filtermaterialfeuchte auf die Geruchsabscheidung ist nur sehr schwach erkennbar, wenn auch die Standardabweichung der bei 50 % Materialfeuchte ermittelten Meßdaten deutlich geringer ist. Das Ausmaß der Geruchsabscheidung der Biofilter wurde hauptsächlich durch die Geruchskonzentration bzw. -belastung in der Rohluft vor dem Biofilter beeinflusst, da die nach dem Filter gemessenen Werte in einem recht konstanten Bereich liegen.

Tab.: 25 Tagesmittelwerte und Schwankungsbereich der Abscheideleistungen an Geruch von Biofilter 1 und Biofilter 2 während der vier 24-Stundenmessungen

<i>Filtermaterialfeuchte</i>	20.05.		11.06.		02.07		08.07.	
	Filter 1	Filter 2	Filter 1	Filter 2	Filter 1	Filter 2	Filter 1	Filter 2
	40 %		40 %		50 %		50 %	
Mittelwert	81 %	79 %	60 %	71 %	79 %	76 %	80 %	82 %
Maximum	89 %	88 %	92 %	93 %	89 %	85 %	83 %	90 %
Minimum	53 %	64 %	25 %	50 %	65 %	67 %	75 %	72 %
<i>Standardabweichung</i>	10 %	8 %	19 %	14 %	8 %	6 %	3 %	6 %

Die niedrigsten Abscheideleistungen ergeben sich für die Zeiträume, in denen die größte Streubreite bei den gemessenen Werten vorliegt (Abb. 30 und 31). Um trotz des vorhandenen Tagesverlaufs bei der Geruchsabscheidung reproduzierbare Meßdaten zu erhalten, sollten die Geruchsproben immer zum gleichen Zeitpunkt genommen werden.

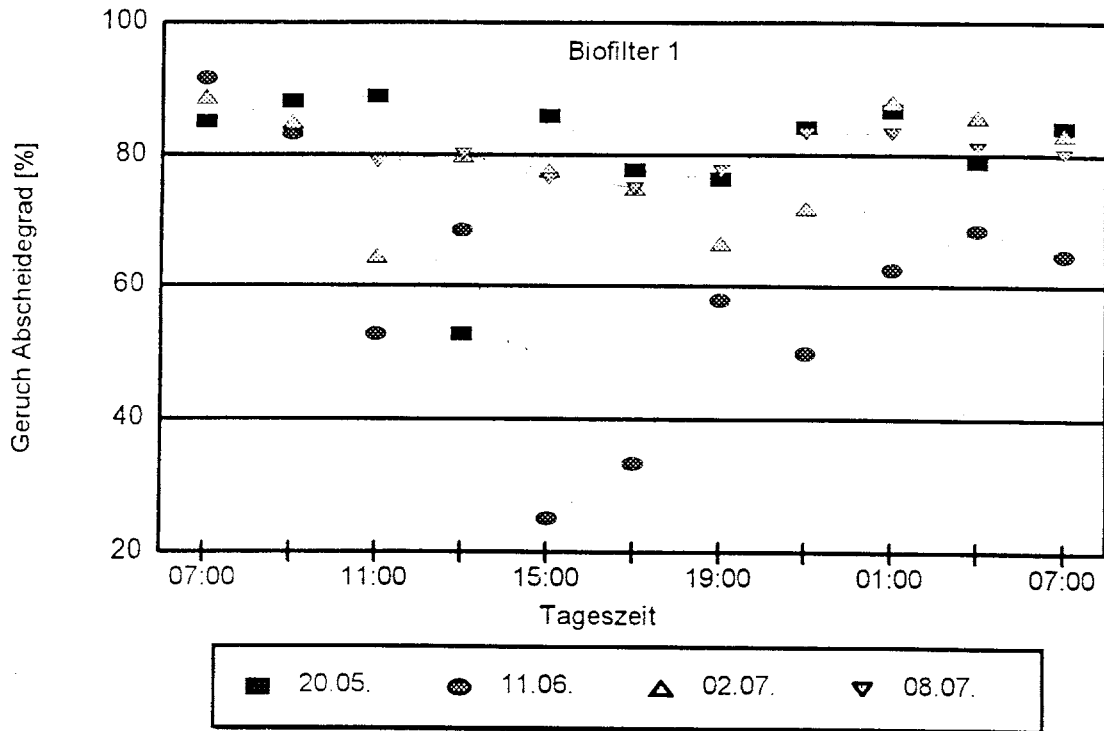


Abb. 30: Tagesverläufe der Abscheideleistungen an Geruch von Biofilter 1 während der vier 24-Stundenmessungen zum Geruch

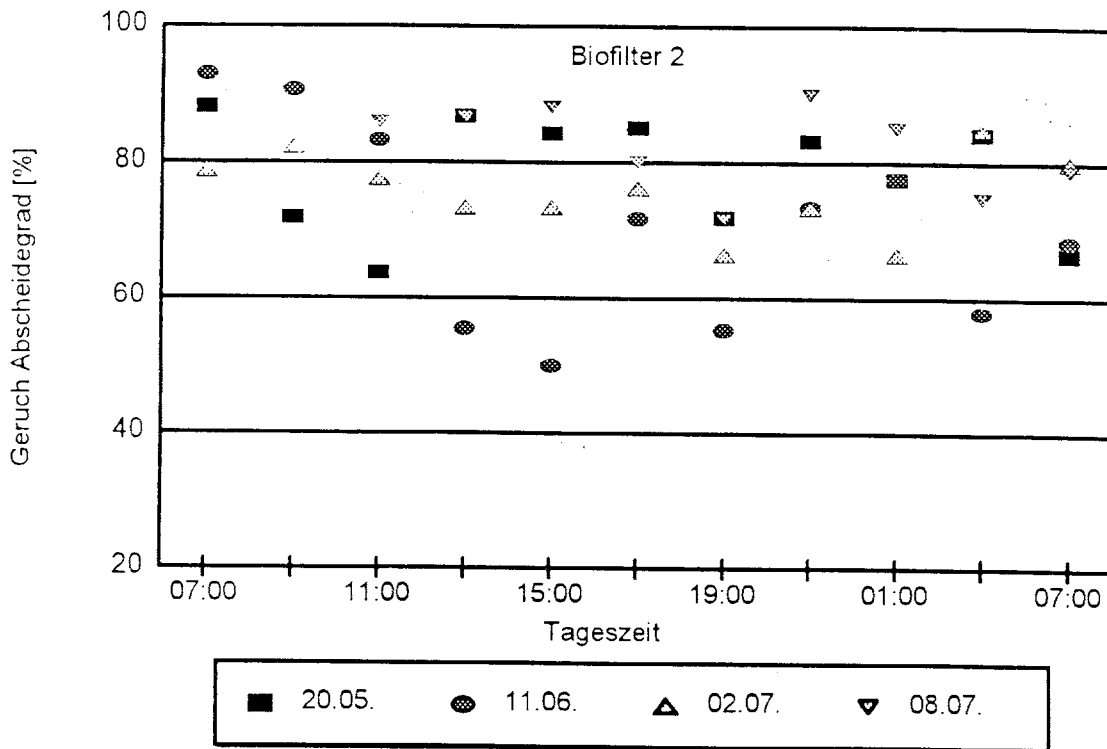


Abb. 31: Tagesverläufe der Abscheideleistungen an Geruch von Biofilter 2 während der vier 24-Stundenmessungen zum Geruch

3.3.2.7 Standardbetrieb

Die Untersuchungen der beiden Biofilter mit dem neuen Filtermaterial im Standardbetrieb dienten hauptsächlich zur Bestimmung der Abscheideleistung an Ammoniak und Geruch in Abhängigkeit vom Alterungsgrad des Filtermaterials. Um sicher zu gehen, daß die Anlaufphase der beiden Biofilter mit neuem Material abgeschlossen war und um möglichst identische Randbedingungen für den Vergleich zum alten Filtermaterial zu haben, wurde ungefähr ein Jahr nach dem Einbringen des neuen Materials mit den Untersuchungen begonnen.

Nach einem Betriebsjahr war die neue Filtermaterialschüttung bereits auf eine durchschnittliche Schütthöhe von ca. 28 cm zusammengesackt (50 cm Ausgangshöhe). Dies führte ebenso wie bei den Versuchen mit dem alten Filtermaterial zu einer wesentlichen Steigerung der Filtervolumenbelastung und einer starken Absenkung der Verweildauer (Kontaktzeit) der Rohluft im Filtermaterial (vgl. Kap. 3.3.1.1 und Tab. 6).

Im Gegensatz zum alten Filtermaterial verfügte das neue Material noch über eine ausreichend bemessene Wasseraufnahmekapazität, da fast keine Fasertorfbestandteile aus der Filtermaterialmischung ausgewaschen worden waren (vgl. Kap. 3.3.1.2). Das lag zu einem an der Einhausung der Biofilter die verhinderte, daß es bei heftigen Regenfällen zu Materialauswaschungen kam. Zum anderen machte sich die feintropfige, nebelartige Befeuchtung des Filtermaterials der automatischen Bewässerungsanlage positiv bemerkbar.

Um eine gute Vergleichbarkeit zu den Ergebnissen mit dem alten Material zu erhalten, wurde bei den vierwöchigen Versuchen im Standardbetrieb bei beiden Biofiltern eine Filtermaterialfeuchte von 20 % eingestellt, (vgl. Kap. 3.3.1.1). Aufgrund ungewöhnlicher Witterungsbedingungen (sehr hohe Außentemperaturen über mehrere Wochen) lagen die Filtervolumenbelastungen und Passagegeschwindigkeiten während dieser Versuche jedoch höher (Tab. 26), als die bei den Versuchen mit dem alten Material (vgl. Tab. 10); die spezifischen Filterbelastungen an Ammoniak und Geruch lagen im Vergleich niedriger.

Tab. 26: Schwankungsbereich und Mittelwerte der verfahrenstechnischen Versuchsparameter mit dem neuen Filtermaterial (Standardbetrieb; 20 % Filtermaterialfeuchte)

	Biofilter 1		Biofilter 2	
	Tagesmittelwerte	Mittelwert ges. 1. Meßperiode	Tagesmittelwerte	Mittelwert ges. 1. Meßperiode
Filtervolumenbelastung [m ³ /m ³ h]	532 - 880	814	291 - 1033	808
Passagegeschwindigkeit im Filterbett [cm/s]	4,2 - 7,6	6,4	2,3 - 8,2	6,4
Verweildauer im Filterbett [s]	7 - 4	5	12 - 4	5
spez. Filterbelastung an Ammoniak [mg/m ³ h]	1684 - 7632	4211	1012 - 7988	3649
spez. Filterbelastung an Geruch [GE/m ³ s]	127 - 294	179	132 - 167	151

Der Abscheidegrad an Ammoniak (Tagesmittelwerte) war während der gesamten Versuchszeit sehr starken Schwankungen unterworfen. Dies war hauptsächlich durch die hohen Filterbelastungen bedingt. Am Tag kam es ständig zur Desorption von Ammoniak aus dem Filtermaterial was dazu führte, daß die für die gesamte Versuchszeit berechneten durchschnittlichen Abscheideleistungen nicht mehr im positiven Bereich lagen (Tab. 27).

Tab.: 27 Abscheideleistung an Ammoniak und Geruch der untersuchten Biofilter mit dem neuen Filtermaterial (Standardbetrieb; 20 % Filtermaterialfeuchte)

Abscheideleistung		Biofilter 1	Biofilter 2
Ammoniak	Gesamt-Mittelwert	-11 %	0 %
	Tagesmittelwert minimum	-50 %	-40 %
	Tagesmittelwert maximum	49 %	48 %
Geruch	Gesamt-Mittelwert	66 %	77 %
	Tagesmittelwert minimum	53 %	67 %
	Tagesmittelwert maximum	79 %	85 %

Die Verweilzeiten der mit Ammoniak belasteten Rohluft waren unter diesen Versuchsbedingungen zu gering, um einen mikrobiellen Abbau von Ammoniak zu ermöglichen. Darüber hinaus war der Schwankungsbereich der Verweilzeiten (Maximum / Minimum der Tagesmittelwerte) so gering (vgl. Tab. 10 und 26), daß es nur zu einer vernachlässigbaren Entlastung der Biofilter über Nacht kam.

Die Ergebnisse zeigen, daß bereits nach einem Betriebsjahr von dem neuen Filtermaterial keine altersbedingten Vorteile bezüglich der Höhe der Abscheideleistung an Ammoniak zu erkennen waren. Der für die gesamte Versuchsdauer berechnete durchschnittliche Abscheidegrad an Geruch lag bei Biofilter 1 bei 66 % und bei Biofilter bei 77 % (Tab. 27). Die Abscheideleistungen an Geruch liegen damit unter denen, die mit dem alten Filtermaterial im Standardbetrieb bei gleicher Filtermaterialfeuchte erreicht wurden. Somit ist auch im Bezug auf die durchschnittlichen Abscheidegrade an Geruch bereits nach einem Jahr Filterbetrieb kein positiver Einfluß des Filtermaterialalters mehr zu verzeichnen.

Beim Vergleich der Beziehungen zwischen dem Abscheidegrad an Ammoniak und dem Rohluftvolumenstrom ergab sich bei Biofilter 1 aufgrund des sehr geringen Bestimmtheitsmaßes von 0,19 kein statistisch absicherbarer Unterschied zu dem mit den alten Material ermittelten Ergebnissen (Abb. 28). Dies liegt im wesentlichen an der großen Streubreite der Meßdaten des neuen Filtermaterials und der geringen Variation der vorliegenden Rohluftvolumenströme (von ca. 3000 m³/h bis ca. 4000 m³/h). Bei Biofilter 2 lag zwar eine größere Variation der gemessenen Rohluftvolumenströmen vor (von ca. 2000 m³/h bis über 8000 m³/h), aber auch hier ist die Streubreite der Meßwerte sehr groß (Abb. 29). Die für Biofilter 2 mit dem neuen Material berechnete Regressionsgerade entspricht in ihrer Steigung der beim alten Filtermaterial ermittelten, wenn auch auf einem niedrigeren Niveau.

Zwischen dem Abscheidegrad an Geruch und dem Rohluftvolumenstrom zeigten sich, wie erwartet keine Abhängigkeiten (vgl. Kap. 3.3.1.1).

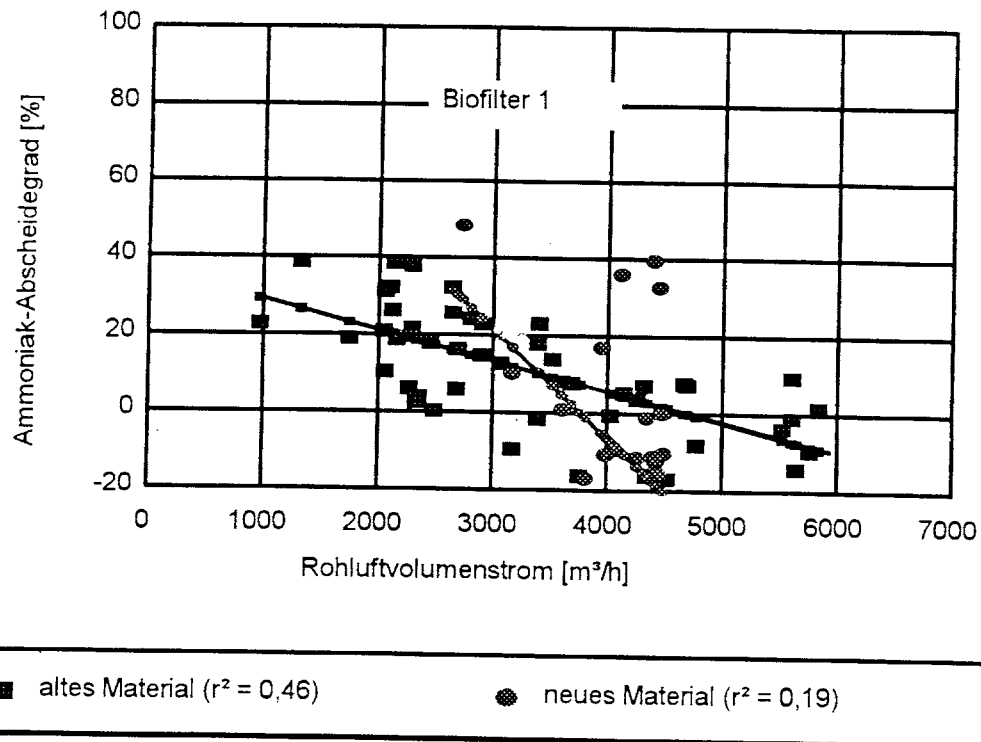


Abb. 28: Abscheidegrad an Ammoniak in Abhängigkeit vom Rohluftvolumenstrom von Biofilter 1 mit dem alten und neuen Filtermaterial (Standardbetrieb 20 % Filtermaterialfeuchte)

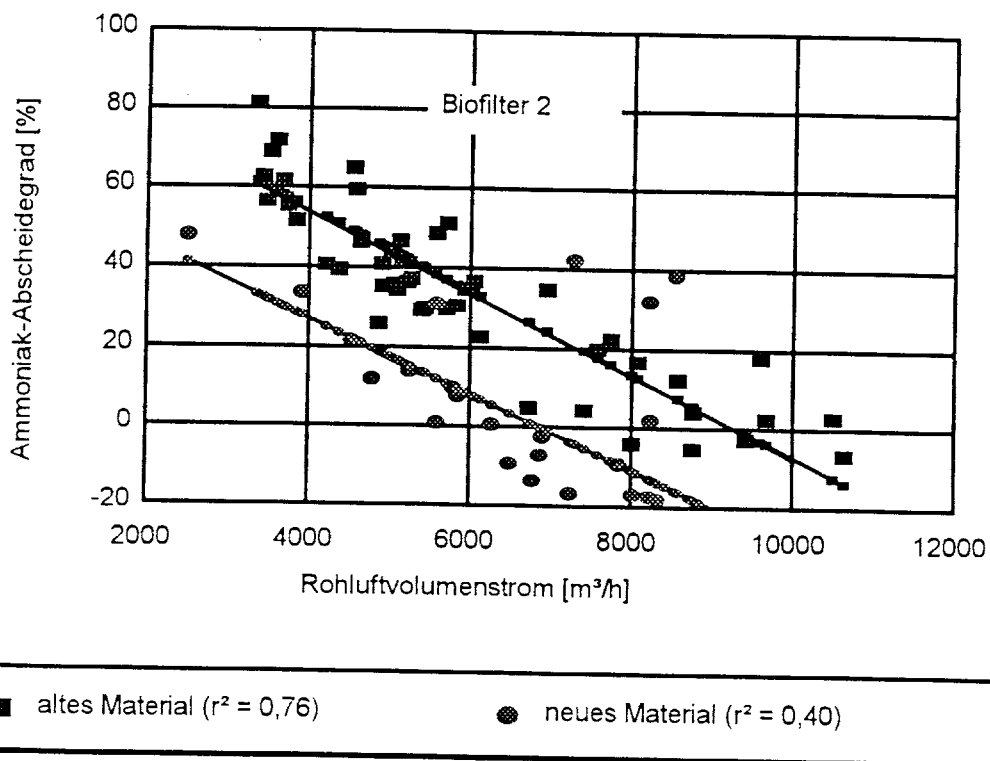


Abb. 29: Abscheidegrad an Ammoniak in Abhängigkeit vom Rohluftvolumenstrom von Biofilter 2 mit dem alten und neuen Filtermaterial (Standardbetrieb 20 % Filtermaterialfeuchte)

Wird die spezifische Filterbelastung an Ammoniak auf Ebene der Tagesmittelwerte zur spezifischen Reinigungsleistung an Ammoniak in Beziehung gebracht (Abb. 30 und 31), so ist nur bei Biofilter 2 eine statistische Beziehung zwischen den beiden Größen festzustellen; mit steigender spezifischer Filterbelastung sinkt die Reinigungsleistung an Ammoniak (Abb. 31). Wenn die spezifische Reinigungsleistung von einer Mehrbelastung an Ammoniak nicht (Biofilter 1) oder negativ (Biofilter 2) beeinflusst wird zeigt dies, daß auch beim neuen Filtermaterial bei sehr hohen Filterbelastungen die maximale Abscheideleistung bereits überschritten wurde. (vgl. Kap. 3.3.1.1).

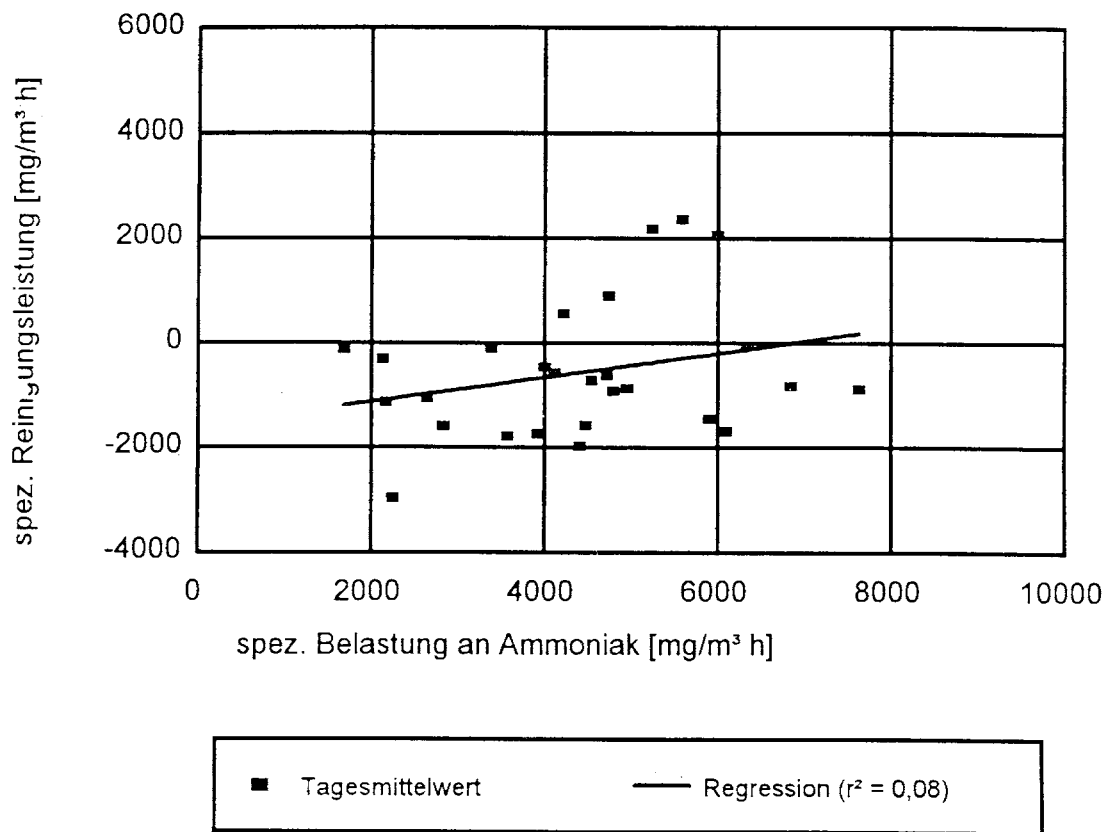


Abb. 30: Beziehung zwischen spezifischer Filterbelastung an Ammoniak und spezifischer Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 1 (Standardbetrieb neues Filtermaterial; 20 % Materialfeuchte)

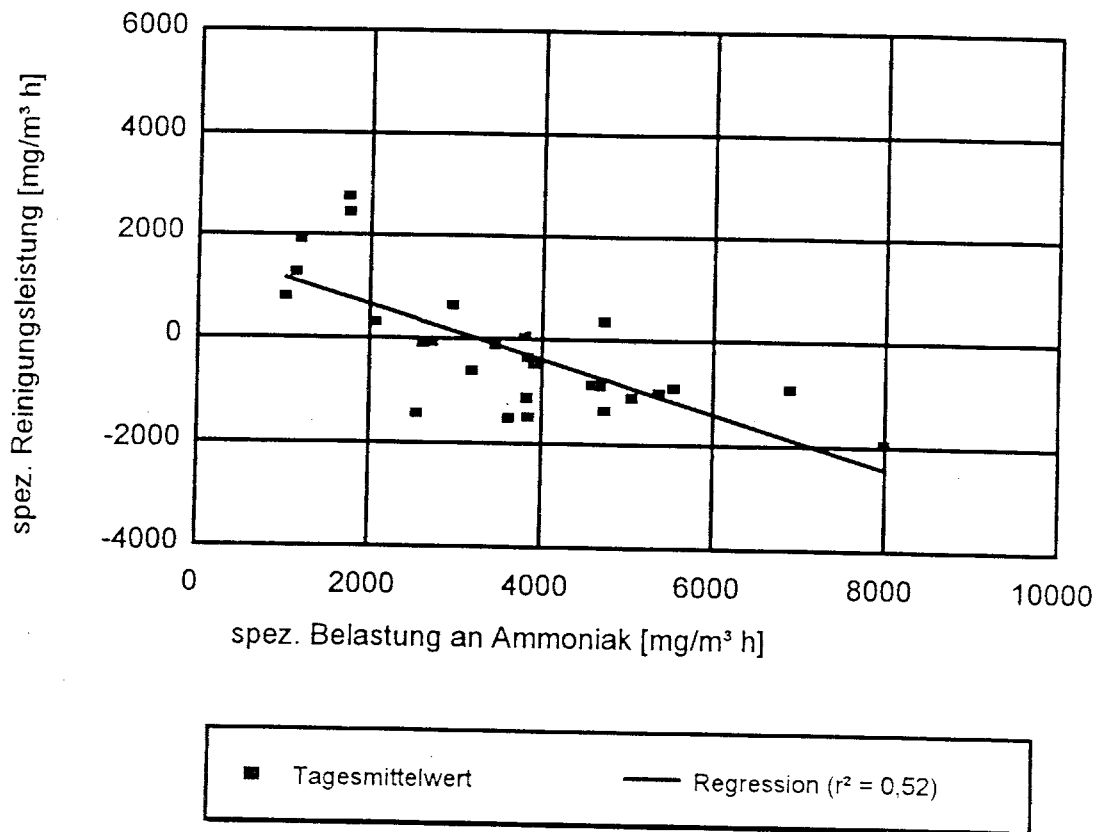


Abb. 31: Beziehung zwischen spezifischer Filterbelastung an Ammoniak und spezifischer Reinigungsleistung an Ammoniak von Biofilter 2 (Standardbetrieb neues Filtermaterial; 20 % Materialfeuchte)

Zwischen der Geruchskonzentration bzw. -belastung in der Rohluft und der spezifischen Reinigungsleistung an Geruch ergibt sich bei beiden Biofiltern eine eindeutige, lineare Abhängigkeit (Abb. 32 und 33). Die linearen Regressionen entsprechen in Verlauf, Steigung und Niveau bei beiden Biofiltern fast exakt denen, die mit dem alten Filtermaterial im Standardbetrieb ermittelt wurden (vgl. Abb. 14 und 15).

Beim neuen Filtermaterial ist damit - ebenso wie beim alten Filtermaterial (vgl. Kap. 3.3.1.1) - die maximale mikrobielle Abbaurate an Geruchsstoffen unter den vorliegenden Versuchsbedingungen, im Gegensatz zu den Verhältnissen beim Ammoniak, noch nicht erreicht worden und ihr Abbau kann ungehindert stattfinden.

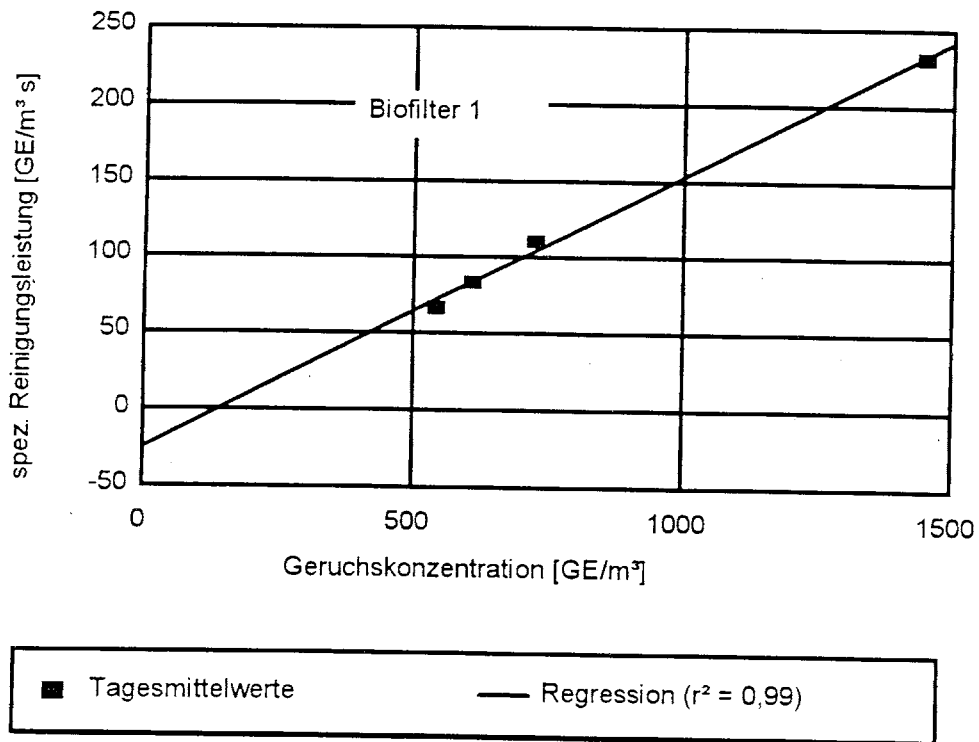


Abb. 32: Verlauf der spezifischen Reinigungsleistung an Geruch in Abhängigkeit von der Geruchskonzentration in der Rohluft von Biofilter 1 (Standardbetrieb neues Filtermaterial; 20 % Materialfeuchte)

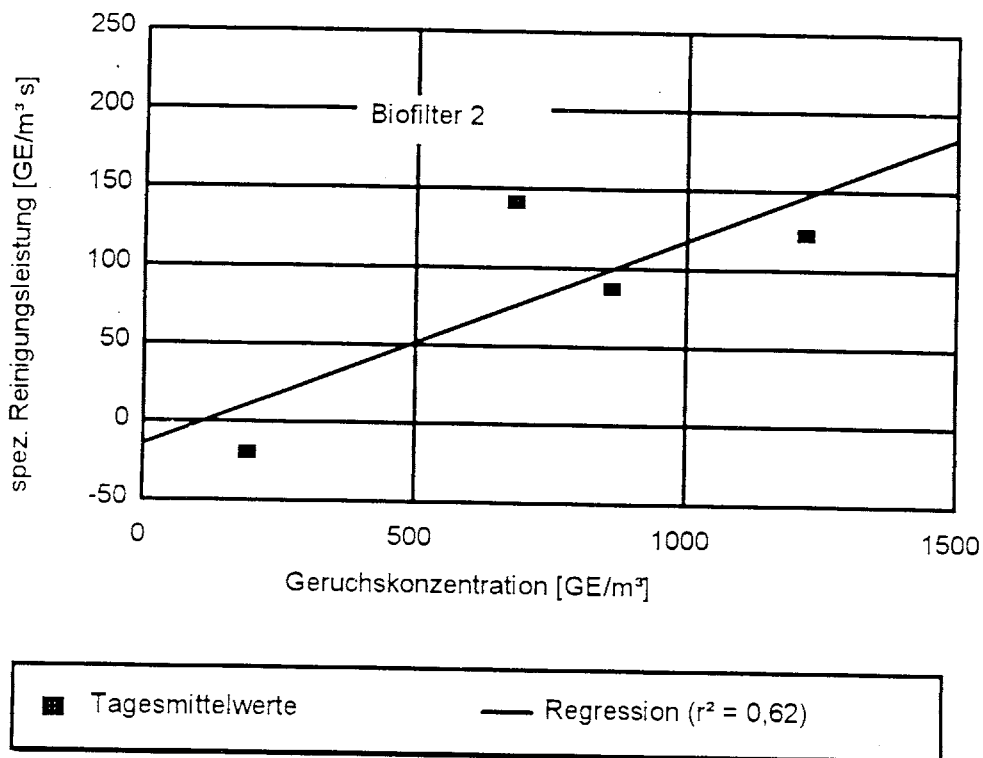


Abb. 33: Verlauf der spezifischen Reinigungsleistung an Geruch in Abhängigkeit von der Geruchskonzentration in der Rohluft von Biofilter 2 (Standardbetrieb neues Filtermaterial; 20 % Materialfeuchte)

3.3.3 Kosten der untersuchten Biofilteranlage

Im nachfolgenden werden die Kosten der untersuchten Biofilteranlage berechnet. Da sich in Abhängigkeit von Bauausführung, Eigenleistungsanteil, Ausstattung und Dimensionierung unterschiedlich hohe Gesamtkosten (Fixkosten plus variable Kosten) ergeben, werden diese in der Schlußbetrachtung auf die Einheit DM/Mastschwein bezogen.

Fixkosten

Die Fixkosten berechnen sich aus den Materialkosten, der Montage und dem evtl. Eigenleistungsanteil (Berechnungsgrundlagen: ALB-Hessen, 1995/1996), der mit 20 DM/h berücksichtigt wurde (Tab. 28). Um die Spanne möglicher Einsparpotentiale bei den Fixkosten aufzuzeigen, werden insgesamt vier unterschiedliche Varianten einander gegenübergestellt:

- ① Fixkosten der vorhandenen Biofilteranlage **ohne Eigenleistungsanteil**;
- ② Fixkosten der vorhandenen Biofilteranlage **mit Eigenleistungsanteil**;
- ③ Fixkosten der Biofilteranlage in einer **alternativen Bauausführung** (Reduzierung der Wanddicke von 20 cm auf 15 cm; kein betonierter Zugang zur Druckkammer) **ohne Eigenleistungsanteil**;
- ④ Fixkosten der Biofilteranlage in der **alternativen Bauausführung mit Eigenleistungsanteil**.

Durch eine alternative Bauausführung und bei einem Eigenleistungsanteil von 50 % können die Gesamtkosten um etwa 5.900.DM auf ca. 21.500 DM gesenkt werden. Je m³ installierter Abluftleistung (18000 m³/h) liegen die Fixkosten somit zwischen 1,19 DM (alternative Bauausführung mit Eigenleistungsanteil) und 1,52 DM (vorhandene Bauausführung ohne Eigenleistungsanteil).

Tab.: 28 Fixkosten der Biofilteranlage in Abhängigkeit von Eigenleistungsanteil und Bauausführung (Berechnungsgrundlagen: ALB-Hessen, 1995/1996)

Aufstellung der Einzelposten	Preis in DM der unterschiedlichen Varianten			
	Vorhandene Biofilteranlage		Alternative Bauausführung	
	① ohne Eigenleistungsanteil	② mit Eigenleistungsanteil	③ ohne Eigenleistungsanteil	④ mit Eigenleistungsanteil
Erdaushub	1950	1790	1950	1790
Druckkammer	14750	13520	12700	11640
Zugang Druckkammer	1200	1100	100	70
Filterwanne	4800	4400	3600	3300
<i>Zwischensumme</i>	<i>22700</i>	<i>20810</i>	<i>18350</i>	<i>16800</i>
Filterrost	1400	1400	1400	1400
Filtermaterial	2980	2980	2980	2980
Düsenstock	300	300	300	300
GESAMTSUMME	27380	25490	23030	21480

Variable Kosten

Die variablen Kosten setzen sich zusammen aus:

- Energiebedarf (0,25 DM/kWh) für den zusätzlich zu überwindenden Strömungswiderstand des Biofilters;
- Wasserverbrauch (3,80 DM/m³);
- zusätzlicher Arbeitszeitaufwand (8 h/a, a'20 DM/h) für Bewässerung, Wartung und Pflege).

Bei den variablen Kosten machen die Energiekosten einen Anteil von über 60 %, die Wasserkosten von etwa 20% und die Wartungs- und Pflegearbeiten von ca. 19 % aus. Diese Kostenaufteilung gilt für die vorhandene Biofilteranlage und unter Voraussetzung einer manuell betriebenen Befeuchtungsanlage. Im Winter ist der Anteil an Wasserkosten vernachlässigbar, da durch die Kondensation der Abluft im Filterbett eine ausreichende Eigenbefeuchtung (vgl. Kap. 3.3.2.2) vorliegt und der Filter daher nicht befeuchtet werden muß. Dagegen ist im Sommer mit

wesentlich höheren Wasserkosten und einem zusätzlichen Arbeitsaufwand, insbesondere für die Bewässerung und die Feuchtigkeitskontrolle der Biofilteranlage zu rechnen.

Gesamtkosten

In Tabelle 29 sind die durch die Biofilteranlage verursachten Gesamtkosten aufgeführt, die sich aus der Summe der Fixkosten und der variablen Kosten errechnen. Daneben werden auch die Investitionskosten aufgeführt. Bei diesen Berechnungen wurde ein Abschreibungszeitraum von zehn Jahren (fünf Jahre beim Filtermaterial), 10 % Zinsanspruch (halber tatsächlicher Zinsanspruch) und 8 % Reparaturkosten unterstellt (REISCH et al., 1995). Bei den Berechnungen, die sich auf die Einheit DM/Mastschwein beziehen, wurden 144 Mastschweine und 2,7 Durchgänge pro Jahr angenommen.

Tab.: 29 Gesamtkosten der Biofilteranlage in Abhängigkeit von Eigenleistungsanteil und Bauausführung

	Preis in DM der unterschiedlichen Varianten			
	Vorhandene Biofilteranlage		Alternative Bauausführung	
	① ohne Eigenleistungsanteil	② mit Eigenleistungsanteil	③ ohne Eigenleistungsanteil	④ mit Eigenleistungsanteil
Gesamtinvestitionskosten in DM	27380	23600	23030	19970
Fixkosten in DM/Mastschwein	12,27	11,45	10,44	9,81
variable Kosten in DM/Mastschwein	2,19	2,19	2,19	2,19
Gesamtkosten in DM/Mastschwein	14,46	13,64	12,63	12

Aus Tabelle 29 geht hervor, daß sich die Gesamtkosten pro Mastschwein in Abhängigkeit von der berechneten Variante zwischen 12,00 DM und 14,46 DM bewegen.

Der zusätzliche Einsatz einer, wie Kap. 3.1.1 beschriebenen automatischen Befeuchtungsanlage erhöht die Gesamtkosten pro Mastschwein nur um 0,54 DM. Dies liegt hauptsächlich daran, daß zum Betrieb keine separate Pumpe benötigt wird.

Im Gegensatz zur automatischen Befeuchtungsanlage entstehen bei dem Betrieb eines Sprühwäschers zur Vorkonditionierung der Rohluft erhebliche Mehrkosten pro Mastschwein. In Abhängigkeit von dem eingestellten Schaltprogramm (vgl. Kap. 3.3.2.5) erhöhen sich die Gesamtkosten pro Mastschwein durch den Sprühwächereinsatz in einem Bereich von 2,05 DM bis 5,66 DM (Tab. 30).

Tab. 30: Kosten von Sprühwäschern zur Vorkonditionierung der Rohluft

	Schaltprogramm / Variante		
	I	II	III
<i>Sprühzeit pro Tag [h]</i>	4,8	6,9	14,4
Wasserkosten pro Jahr*	111 DM	127 DM	390 DM
Stromkosten pro Jahr**	352 DM	853 DM	1427 DM
Wartungskosten pro Jahr***	160 DM	160 DM	160 DM
gesamte variable Kosten pro Jahr	623 DM	1140 DM	1977 DM
Fixkosten pro Jahr	225 DM	225 DM	225 DM
<i>Gesamtkosten pro Jahr</i>	<i>848 DM</i>	<i>1365 DM</i>	<i>2202 DM</i>
Gesamtkosten pro Mastschwein	2,18 DM	3,51 DM	5,66 DM
Berechnungsgrundlagen: *3,80 DM/m ³ ; **0,25 DM/kWh; ***8 h/a, a' 20 DM/h			

Den größten Anteil der bei einem Sprühwäscher anfallenden variablen Kosten machen die Stromkosten zum Betrieb der Wasserpumpe mit ca. 60 % bis 75 % der Gesamtsumme aus. Wird der Sprühwäscher anstatt 24 h pro Tag (Variante III) nur 12 h betrieben (Variante I und II) lassen sich die Stromkosten um mehr als die Hälfte reduzieren. Der Anteil der Wasser- und Wartungskosten liegt insgesamt bei etwa 20 % bis 30 % der variablen Kosten. Die durch den Sprühwäscherbetrieb auftretenden hohen zusätzlichen Gesamtkosten pro Mastschwein sind aus ökonomischer Hinsicht als kritisch zu bewerten. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund, daß durch einen zusätzlichen Sprühwächereinsatz keine signifikante Steigerung der Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch im Vergleich zum Alleinbetrieb einer automatischen Bewässerungsanlage erzielt werden konnte (vgl. Kap. 3.3.2.5).

Wie der Vorversuch zur Beurteilung der Güte des benutzten Meßsystems zeigen konnte, ist für eine exakte Quantifizierung und Bilanzierung der Massenströme an Ammoniak bzw. Geruch eine Einhausung von Biofiltern notwendig. Mit dem verwendeten Meßsystem konnten repräsentative Ergebnisse mit einer sehr hohen Meßgenauigkeit erfaßt werden.

Die Versuche mit dem 6,5 Jahre alten Filtermaterial im Standardbetrieb machten deutlich, daß beim Geruch, im Gegensatz zum Ammoniak die maximale Abscheideleistung der beiden Biofilter noch nicht erreicht war. Die durchschnittlichen Abscheidegrade an Ammoniak lagen mit 15 % (Biofilter 1) und 36 % (Biofilter 2) niedrig; die Abscheidegrade an Geruch mit 78 % (Biofilter 1) und 81 % (Biofilter 2) im erwarteten Bereich. Die Abscheideleistung an Ammoniak wurde im Unterschied zur Geruchsabscheidung im wesentlichen vom Rohluftvolumenstrom (Filterbelastung) beeinflusst

Das alte Filtermaterial befand sich nach 6,5 Jahren am Ende seiner Nutzungsdauer. Dies machte sich besonders in einer sehr geringen Wasseraufnahmekapazität bemerkbar, die hauptsächlich durch die Auswaschung des Fasertorfs aus der Filtermaterialmischung bedingt war. Daher konnten beim alten Filtermaterial nur Feuchtegehalte bis ca. 20 % eingestellt werden.

In der Anlaufphase nach dem Austausch des Filtermaterials kam es bei beiden Biofiltern mit zunehmender Betriebsdauer zu sinkenden durchschnittlichen Abscheideleistungen an Ammoniak. Dieses Verhalten erklärt sich durch einen Sättigungseffekt an Ammoniak im Filtermaterial, der in diesem Versuchsabschnitt durch eine Aufweitung des Filtermaterials von 20 % auf ca. 40 % kompensiert werden konnte. Bei den Abscheideleistungen an Geruch zeigte sich bei beiden Biofiltern ein zu Ammoniak gegenläufiges Verhalten. Nach ca. vier Wochen Versuchsbetrieb war die Mikrobenpopulation soweit aufgebaut, daß die Geruchsabscheidung auf ein Optimum angestiegen war.

Zur Vermeidung von Frostschäden mußte die automatische Bewässerungsanlage im Winter abgestellt werden. Deshalb konnten in diesem Zeitraum keine Messungen bei konstanten Randbedingungen durchgeführt werden. Durch die Kondensation der Rohluft im Filtermaterial kam es bei niedrigen Außentemperaturen (Winterbetrieb) zu einer ausreichenden Eigenbefeuchtung der Biofilter. Die Einhausung der Biofilter unterstützte diesen Effekt.

Bei den Versuchen zum Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsverhalten des neuen Filtermaterials, konnte bei den zwei Biofiltern kein direkter Einfluß der Höhe der Filtermaterialfeuchte auf den Abscheidegrad an Ammoniak festgestellt werden. Den alle anderen Faktoren überdeckenden Einfluß auf den Abscheidegrad hatten die äußerst niedrigen Filtervolumenbelastungen und Passagegeschwindigkeiten im Filterbett während der Versuche. Die Ergebnisse deuten bereits an, daß erst mit steigenden Filterbelastungen positive Auswirkungen der Materialfeuchte auf die Abscheideleistung an Ammoniak bemerkbar werden.

Die Versuche zum Einfluß der Filterfeuchte und -belastung auf die Abscheideleistung an Ammoniak und Geruch konnten bei Feuchten von 20 %, 40 % und 50 % an Biofilter 2 durchgeführt werden. Aufgrund der Witterung konnten während dieser Versuche die verfahrenstechnischen Randbedingungen bei den verschiedenen Versuchseinstellungen nicht konstant gehalten werden. Daher sind die Ergebnisse nur bedingt miteinander vergleichbar und es läßt sich anhand der berechneten durchschnittlichen Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch kein direkter Einfluß durch die unterschiedlichen Materialfeuchten ableiten. Die Hauptursachen hierfür liegen bei den zu uneinheitlichen und zu niedrigen Filtervolumenbelastungen. Erst durch den Vergleich der Beziehung von spezifischer Filterbelastung an Ammoniak zur spezifischen Reinigungsleistung an Ammoniak konnte ein deutlicher Unterschied zwischen den Varianten herausgearbeitet werden. Die Versuchsergebnisse bestätigen, daß sich der Einfluß einer höheren Filtermaterialfeuchte erst mit stark ansteigenden Filterbelastungen auf die Ammoniakabscheidung bemerkbar macht.

Eine zur automatischen Filterbewässerung parallel betriebene Vorkonditionierung der Rohluft durch Sprühwäscher, zeigte bei beiden Biofiltern keinerlei Einfluß auf die Abscheidegrade an Ammoniak und Geruch. Beim Geruch kam es sogar zu einer leichten Verringerung des Ab-

scheidegrades. Daher erscheint eine trockene Staubabscheidung in Verbindung mit einer automatisch arbeitenden Bewässerungsanlage sowohl in funktioneller als auch in ökonomischer Hinsicht als notwendig und ausreichend. Der Wasserverbrauch zur Befeuchtung des Filtermaterials lag bei beiden Biofiltern in Abhängigkeit vom angestrebten Feuchtegehalt in einem Bereich von 1 l bis 2 l pro 1000 m³ Rohluft. Bei einer Erhöhung der Materialfeuchte kam es zu keiner proportionalen Steigerung des Wasserverbrauchs, da nach dem einmaligen Auffeuchten jeweils nur der direkte Feuchteentzug kompensiert werden mußte.

Bei den 24-Stundenmessungen zum Geruch zeigten sich bei beiden Biofiltern teilweise erhebliche Schwankungen im Tagesverlauf der Geruchskonzentration bzw. -belastung und der Abscheideleistung an Geruch. Die Ergebnisse bekräftigen die Notwendigkeit dieser Art von Untersuchungen und zeigen deutlich, daß der Zeitpunkt und die Anzahl der Geruchsproben die Höhe und Aussagekraft der Meßwerte stark beeinflusst. Geruchsproben sollten daher immer zum gleichen Zeitpunkt und von demselben Probenort genommen werden. Eine wesentliche Steigerung der Repräsentativität der ermittelten Meßdaten läßt sich erreichen, wenn mindestens drei über den gesamten Meßtag verteilte Geruchsproben genommen werden. Den entscheidenden Einfluß auf die Höhe der Geruchsabscheidung hatte bei beiden Biofiltern die Geruchskonzentration bzw. -belastung in der Rohluft. Eine Steigerung der Filtermaterialfeuchte zeigte nur einen geringen Einfluß auf die Geruchsabscheidung.

Um einen Vergleich der Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch des alten Filtermaterials mit dem neuen Material zu ermöglichen, sollten ca. ein Jahr nach dem Austausch des Filtermaterials Versuche unter möglichst identischen Rahmenbedingungen durchgeführt werden. Allerdings lagen bei den Versuchen mit dem neuen Filtermaterial die Filtervolumenbelastungen witterungsbedingt (ungewöhnlich hohe Außentemperaturen über mehrere Wochen) um ca. 30 % höher, als bei den Versuchen mit dem alten Material. Dies machte nur eine eingeschränkte Vergleichbarkeit der mit dem alten und dem neuen Material ermittelten Ergebnisse möglich. Bereits nach einem Betriebsjahr war die Filtermaterialschüttung (wie beim alten Filtermaterial) von 50 cm auf durchschnittlich 28 cm zusammengesackt. Jedoch verfügte das neue Filtermaterial noch über eine ausreichende Wasseraufnahmekapazität. Werden die extrem hohen Filtervolumenbelastungen während der Versuche mit dem neuen Filtermaterial berücksichtigt und

die Abscheideleistungen an Ammoniak im Verhältnis zum Rohluftvolumenstrom betrachtet, so waren mit dem neuen Material im Vergleich zum alten Filtermaterial keine höheren Abscheideleistungen mehr zu erreichen. Bei den Versuchen wurde sehr deutlich, daß bei hohen Filterbelastungen die Ammoniakabscheidung völlig zusammenbricht und es fast ausschließlich zur Desorption von Ammoniak aus dem Filtermaterial kommt. Da die Versuche zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnissen bei einer Materialfeuchte von nur 20 % durchgeführt wurden, ist in nachfolgenden Untersuchungen noch abzuklären, wie sich eine Steigerung der Feuchte auf 50 % auf die Abscheideleistungen bemerkbar macht. Bei der Geruchsabscheidung war kein Einfluß der Materialalters zu erkennen, obwohl hier die maximale Abbaurate nicht erreicht wurde.

Aufgrund der kontinuierlichen Langzeitmessungen lagen bei der vorliegenden Untersuchung die für die beiden Biofilter ermittelten durchschnittlichen Abscheidegrade an Ammoniak deutlich unter denen, die in der Literatur aufgeführt werden (vgl. Tab. 4). Dagegen liegen die für die Geruchsabscheidung ermittelten Daten in dem, in der Literatur angegebenen Wertebereich (vgl. Tab. 3).

Durch den Aufbau und Betrieb der untersuchten Biofilter entstehenden Gesamtkosten in einem Bereich von 12 DM bis ca. 15 DM pro produziertes Mastschwein. Bei den Fixkosten können durch die Art der Bauausführung und die Höhe des Eigenleistungsanteils Einsparungen von bis zu 20 % erreicht werden. Der zusätzliche Einsatz einer automatischen Bewässerungsanlage fällt mit einer Erhöhung der Gesamtkosten um 0,54 DM pro Mastschwein kaum ins Gewicht. Dagegen entstehen durch den Einsatz eines Sprühwäschers aufgrund der hohen Energiekosten und in Abhängigkeit von der Betriebsweise zusätzliche Kosten von ca. 2 DM bis ca. 6 DM pro Mastschwein. Der Einsatz von Sprühwäschern zur Vorkonditionierung der Rohluft ist unrentabel.

Die Landwirtschaft ist in erheblichem Maße Verursacher für die Freisetzung an Ammoniak in die Atmosphäre und für dessen Deposition auf Boden und Wasserflächen. Ca. 90% des Ammoniaks stammen aus der Landwirtschaft, wobei die Tierhaltung neben der mineralischen Stickstoffdüngung den Hauptverursacher darstellt. Aus Stallanlagen werden vorrangig Ammoniak und Geruchsstoffe freigesetzt. Für die Emissionsminderung beider Stoffgruppen stehen unterschiedlich wirksame Maßnahmen zur Verfügung. Bei den biologischen Abluftreinigungungsverfahren (Biofilter / Biowäscher) wurde bereits eine Geruchsminderung nachgewiesen.

Ziel der laufenden Untersuchungen war daher die Bereitstellung von Daten für in der Tierhaltung eingesetzte Biofilter, über den Grad der Emissionsminderung von Ammoniak, die darauf einwirkenden Haupteinflussfaktoren und die auftretenden Verfahrenskosten. Des weiteren sollte eine ökonomische Wertung der biologischen Abluftreinigung durch Biofilter vorgenommen werden.

Die Versuche zur Bestimmung der Höhe der Ammoniak- und Geruchsabscheidung wurden parallel an den zwei Biofiltern des Bildungszentrums für Landwirtschaft und Umwelt in Triesdorf durchgeführt. Die Ergebnisse der vorliegenden Versuche zeigen, daß zur Untersuchung und Bewertung von Biofiltern Langzeitmessungen mit einer kontinuierlichen Datenerfassung durchzuführen sind.

Der Vorversuch konnte nachweisen, daß für eine exakte Bilanzierung der Massenströme von Ammoniak bzw. Geruch eine Einhausung der Biofilter notwendig ist und Ergebnisse mit einer sehr hohen Meßgenauigkeit erfaßt werden können.

Bei den Versuchen mit dem 6,5 Jahre alten Filtermaterial, welches das Ende seiner Nutzungsdauer erreicht hatte, aber auch bei den Untersuchungen mit dem neuen Filtermaterial (Standardbetrieb) lagen die durchschnittlich berechneten Abscheidegrade an Ammoniak in einem sehr niedrigen Bereich von ca. 11 % bis ca. 36 %. Es wurde deutlich, daß der Abscheidegrad von Ammoniak entscheidend von der durchgesetzten Rohluftmenge (Filterbelastung) und damit von der Passagegeschwindigkeit im Filtermaterial abhängt. Hohe Filterbelastungen führten zu einem

Zusammenbruch der Abscheideleistung und damit zur Desorption von Ammoniak aus dem Filtermaterial. Der Abscheidegrad von Geruch zeigte dagegen bei allen Versuchen keine Abhängigkeit vom Rohluftvolumenstrom, sondern zur Geruchsbelastung in der Rohluft. Mit steigender Geruchsbelastung in der Rohluft konnte eine Zunahme der Abscheideleistung beobachtet werden. Während der gesamten Messungen bewegten sich die durchschnittlichen Abscheidegrade in einem Bereich von ca. 60 % bis über 90 %.

Aufgrund eines Sättigungseffektes ist in der Anlaufphase nach dem Einbringen von neuem Filtermaterial mit zunehmender Versuchszeit ein Absinken der durchschnittlichen Ammoniakabscheidung zu verzeichnen. Die Geruchsabscheidung erreichte dagegen erst nach ca. vier Wochen ihren Optimalbetrieb.

Eine Erhöhung der Filtermaterialfeuchte zeigte erst bei stark ansteigenden Filterbelastungen einen positiven Einfluß auf den Abscheidegrad an Ammoniak. Auf die Geruchsabscheidung wirken sich höhere Materialfeuchte nur sehr gering aus. Im Winterbetrieb reicht die durch die Kondensation der Rohluft im Filtermaterial bewirkte Eigenbefeuchtung zum ordnungsgemäßen Betrieb der Biofilter aus. In den anderen Jahreszeiten ist Befeuchtung der Biofilter mittels einer automatischen Bewässerungsanlage dringend geboten. Der Einsatz einer zusätzlichen Vorkonditionierung der Rohluft mit Hilfe von Sprühwäschern zeigte keinen positiven Effekt auf die Abscheideleistungen an Ammoniak und Geruch.

Durch den Aufbau und Betrieb der untersuchten Biofilter entstehen Gesamtkosten in einem Bereich von 12 DM bis ca. 15 DM pro Mastschwein. Der Einsatz einer automatischen Bewässerungsanlage erhöht die Gesamtkosten pro Mastschwein um 0,54 DM; der Betrieb einer Vorkonditionierung steigert die Gesamtkosten dagegen um ca. 2 DM bis ca. 6 DM.

In Bezug auf die Geruchsabscheidung stellt der Biofilter eine kostengünstige und effektive Alternative zum Biowäscher dar, wenn auch bei einem wesentlich höheren Platzbedarf. Für die Abscheidung von Ammoniak sind die in der landwirtschaftlichen Praxis eingesetzten Biofilter in ihrer heutigen Form und Betriebsweise als nicht effektiv und als unökonomisch zu bewerten.

- ALB-Hessen: Richtpreise für den Neu- und Umbau landwirtschaftlicher Wirtschaftsgebäude und ländlicher Wohnhäuser. Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und Bauwesen Hessen e. V.; Ausgabe 1995/1996. ISSN 0945-4985
- ASMAN, W.; H.A. van JAARSELD: Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH_x -Verbindungen. In: Ammoniak in der Umwelt. KTBL-Schrift zum gleichnamigen Symposium, Darmstadt, 1990.
- AZZAM, A.M.; J. SCHIRRMANN: Die dritte Generation von Biofiltern in der Praxis. Chemie-Technik 1993, 22, S. 50-54.
- BALTUSSEN, W.H.M.; J. v. OS; H. ALTENA: Gevolgen van bepering van ammoniakemissie voor varkensbedrijven. Landbouw-Economisch Instituut. Onderzoekverslag 62; Den Haag (NL), 1990.
- BRAUER, H.: Biologische Abluftreinigung. Chem.-Ing.-Tech. 56, 1984, Heft Nr. 4, S. 279-286.
- BUIJSMAN, E.; F.M. MAAS; W.A.H. ASMAN: Anthropogenic NH_3 -Emissions in Europe. Atmospheric Environment 21, 1987, S. 1009 - 1022.
- CARTON, O.T.; H. TUNNEY: Policy for ammonia emissions in Ireland. In: Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier Applied Science, London and New York, 1990 S. 166 - 168.
- COLANBEEN, M.; G. NEUKERMANS: Désodorisation de l'air des poulaillers par filtration biologique. Agricultural Engineering 2, A.A. Balkema, Rotterdam, 1989, S. 1005-1013.
- DIN 18 910 - Wärmeschutz geschlossener Ställe. Wärmedämmung und Lüftung, Planungs- und Berechnungsverfahren. Beuth Verlag, Berlin, Mai 1992.
- FISCHER, F.; D. BARDTKE; F. SABO; D. EITNER; H. KOHLER; W.J. HOMANS; M. PADUCH; O. JANSON; S. SCHIRZ: Biologische Abluftreinigung. Kontakt & Studium; Bd. 212. Expert-Verlag, Ehningen bei Böblingen, 1990.
- GRIMM, E.; J.P. RATSCHOW: Biofilter für den Schweinestall. Top agrar, 1993, Heft 4, S. 116-119.
- HARTUNG, E.: Entwicklung einer Meßmethode und Grundlagenuntersuchung zur Ammoniakfreisetzung aus Flüssigmist. Forschungsbericht Agrartechnik (MEG) 275. Dissertation, Hohenheim, 1995.
- HARTUNG, J.: Wirkungen von Ammoniak auf Nutztiere. In: Ammoniak in der Umwelt. Sonderdruck zur gleichnamigen Tagung des KTBL und VDI. Darmstadt, 1990.

- HENDRIKS, J.; D. BERCKMANS; C. VINCKIER; J. NI: Testing of a biofilter to reduce ammonia emissions from pig houses. Tagungsband 3. Internationale Tagung für Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung am 11. - 12.03.1997 in Kiel, S. 483 - 490
- HÜGLE, T.; D. MANNEBECK: Biofilter Stoffliche Umsetzungen und Probleme. Landtechnik 49. Jahrg., 1993, Heft 11, S. 569-571.
- JARVIS, S.C.; B.F. PAIN: Ammonia volatilization from agricultural land. Proceedings No. 298, The Fertiliser Society, London, 1990.
- KECK, M.: Beeinflussung von Raumluftqualität und Ammoniakemissionen aus der Schweinehaltung durch verfahrenstechnische Maßnahmen. Forschungsbericht Agrartechnik (MEG) 299. Dissertation, Hohenheim, 1997.
- KOBELT, G.: Biologische Abluftreinigung. Grundlagen - Planung - Betrieb. VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1995.
- KOWALEWSKY, H.: Verminderung von Geruchsemissionen durch Erdfilter. Landtechnik 36. Jahrg., 1981, Heft 1, S. 8-10.
- LAI (Länderausschuß für Immissionsschutz): Ergebnisniederschrift über die Sitzung des Unterausschusses Luft/Technik am 5/6.6.1991 in Wasserburg/ Inn.
- LAIS, S.; W. Büscher, T. Jungbluth: Leistungen und Kosten biologischer Abluftwäscher. Landtechnik 50. Jahrg., 1995, Heft 6, S. 372-373.
- LAIS, S.; W. Büscher, T. Jungbluth.: Reduzierung von Ammoniakemissionen aus Tierhaltungsanlagen der Landwirtschaft durch Abluftwäsche. Abschlußbericht Forschungsvorhaben, Auftraggeber: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, November 1995.
- LAIS, S.: Untersuchungen zur Reduzierung der Ammoniak- und Geruchsemissionen aus der Schweinehaltung durch biologische Abluftwäsche. Forschungsbericht Agrartechnik (MEG) 293. Dissertation, Hohenheim, 1996.
- MANNEBECK, D.: Biofilter an Schweineställen. In: "KTBL-Arbeitspapier 207"; Selbstverlag; Darmstadt 1994.
- MANNEBECK, D.; T. HÜGLE: Biofilter zur Geruchsminderung bei Schweineställen: Wenig funktionssicher und teuer. Schwäbischer Bauer 1994, Heft 17, S. 26-28.
- MANNEBECK, D.: Biofilter an Schweineställen. Analyse der Wirkungsweise und Konsequenzen. Forschungsbericht Agrartechnik (MEG) 260. Dissertation, Kiel 1995.
- MOHR, H.: Stickstoffeintrag als Ursache neuartiger Waldschäden. Spektrum der Wissenschaft, Januar 1994, S. 48-53.

- OLDENBURG, J.; H. MANNEBECK: Emissionsminderung bei Stallungen - Stand der Technik. Landtechnik 42. Jahrg., 1987, Nr. 11, S. 476 -478.
- REISCH, E. (Hrsg.): Betriebslehre. Landwirtschaftliches Lehrbuch 3, Verlag Eugen Ulmer, 1995.
- SABO, F.; K. FISCHER; J. HANDTE: Entwicklung und Erprobung des Rotor-Biofilters. Wasser, Luft und Boden (WLB) 1994, 11-12, S. 64-65.
- SCHIRZ, S.: Abluftreinigungsverfahren in der Intensivtierhaltung. KTBL-Schrift 200; Darmstadt 1975.
- SCHIRZ, S.; H.G. HILLIGER; F. SCHOEDDER; W. RÜPRICH; H.-F. WOLFERMANN: Abluftbehandlung in der Praxis. KTBL-Arbeitspapier Nr.60, Darmstadt 1980.
- SCHIRZ, S.: Stand der Technik bei der biologischen Abluftreinigung. BML-Arbeitstagung Referenten "Landtechnik und Bauwesen", 15. Bis 17.04.1988 TU München/Freising-Weihenstephn. KTBL, S.41.1 - 41.4.
- SCHIRZ, S.: Probleme beim Einsatz von Biofiltern in der Schweinehaltung. In: Biologische Abluftreinigung, VDI-Berichte 735, VDI, Düsseldorf, S. 255 - 265, 1989.
- SCHIRZ, S.: Biologische Abluftreinigung. In: Ammoniak in der Umwelt. Sonderdruck zur gleichnamigen Tagung des KTBL und VDI, Darmstadt, 1990.
- SCHIRZ, S.: Stand der Technik bei der biologischen Abluftreinigung in der Intensivtierhaltung. Lucht 1991, Nr. 4, S. 145-147.
- SCHIRZ, S.: Stand der Technik bei der biologischen Abluftreinigung in der Intensivtierhaltung. In: DRAGT, A.J.; J. van HAM: Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies. Elsevier Science Publishers 1992.
- SCHIRZ, S.: Minderung von Ammoniak-Emissionen aus der Geflügelhaltung. VDI-Berichte 1104, 1994, S. 533-538.
- SCHOLTENS, K., T. G. M. DEMMERS: Biofilters and Air Scrubbers in the Netherlands. In: Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming. Nielsen, V.C., J.H. Voorburg, P. L' Hermite. Elsevier, London, S. 92-96, 1988.
- SIEMERS, V.; H. Van Den WEGHE: Biofilter/wet-Separator Combination for the Reduction of Ammonia, Odour and Dust Emissions of Pig Fattening Houses. Proceedings of the International Symposium Biological Waste Cleaning in Maastrich, Netherlands. 28.-29-04.1997, S. 415 - 422.
- SPIEKERS, H.; E. PFEFFER: Emissionsminderung durch angepasste Fütterung. In: Ammoniak in der Umwelt. KTBL-Schrift zum gleichnamigen Symposium, Darmstadt, 1990.

UENK, G.H.; G.J. MONTENY; T.G.M. DEMMERS; M.G. HISSINK: Verminderung ammoniakemissie door gebruik van biowassers. Reduction of ammonia emission from pig houses using bioscrubbers. IMAG-DLO, rapport 93-27, 1993.

VDI-Richtlinie 3477: Biologische Abgas-/Abluftreinigung - Biofilter. Beuth Verlag, Berlin, 1991.

VDI-Richtlinie 3478: Biologische Abgasreinigung - Biowäscher und Rieselbettreaktoren. Beuth Verlag, Berlin, 1996.

VDI-Richtlinie 3881, Blatt 1 - 4: Olfaktometrie, Geruchsschwellenbestimmung. Beuth Verlag, Berlin, 1986, 1987, 1989.

VDI-Richtlinie 3882: Olfaktometrie, Bestimmung der Geruchsintensität. Beuth Verlag, Berlin, 1992.

ZEISIG, H.D.; J. KREITMEIER; J. FRANZSPECK: Untersuchungen über Erdfilter zur Verringerung der Geruchsbelästigung aus Tierhaltungen. Schriftenreihe Landtechnik Weihenstephan, 1977.

ZEISIG, H.D.; G. LANGENEGGER; J. KREITMEIER: Biofilter für Tierhaltungen - Dimensionierung, Bau, Betrieb -. Landtechnik Bericht Heft 4, 1993.

