



9. VDI-Fachtagung **Gerüche in der Umwelt 2021**

Wiesbaden, 24. und 25. November 2021

Bildquelle: Dipl.-Met. Uwe Hartmann (links), Volker Lannert, Bonn (rechts)

VDI-BERICHTE
Herausgeber:
VDI Wissensforum GmbH

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information published by the Deutsche Nationalbibliothek (German National Library)

The Deutsche Nationalbibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliographie (German National Bibliography); detailed bibliographic data is available via Internet at www.dnb.de.

© VDI Verlag GmbH · Düsseldorf 2021

Alle Rechte vorbehalten, auch das des Nachdruckes, der Wiedergabe (Photokopie, Mikrokopie), der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen und der Übersetzung, auszugsweise oder vollständig.

Der VDI-Bericht, der die Vorträge der Tagung enthält, erscheint als nichtredigierter Manuscriptdruck.

Die einzelnen Beiträge geben die auf persönlichen Erkenntnissen beruhenden Ansichten und Erfahrungen der jeweiligen Vortragenden bzw. Autoren wieder. Printed in Germany.

ISSN 0083-5560

ISBN 978-3-18-092383-3

Inhalt

► Aktuelles zur Geruchsbewertung

Novellierung der TA Luft und Auswirkungen auf die Geruchsbeurteilung	1
U. Strotkötter, Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim	
Bedeutung der Novelle der TA Luft für thermische Abluftreinigungsanlagen zur Geruchsminderung in Zeiten von Energieeffizienz und Nachhaltigkeit	15
S. Meyer, Technische Hochschule Bingen;	
J.-F. Lutz, M. Morsch, Dürr Systems AG, Bietigheim-Bissingen	

► Sonderthema: Immissionsschutz und Tierwohl

Geruchs-Emissionsmessungen an freibelüfteten Schweineställen	31
L. Broer, LUFA Nord-West, Oldenburg	
Geruchsemissionsmessungen in Versuchsstallungen für Mastgeflügel und in der Praxis	41
M. Kropsch, I. Mösenbacher-Molterer, Eduard Zentner, Abteilung Tierhaltungssysteme, Technik und Emissionen HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, Österreich	
Ermittlung des Belästigungspotentials von Gerüchen ausgehend von Mastschweineställen mit Auslauf mittels Polaritätenprofilen	53
K. Kwiatkowski, R. Both, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Essen	
Tierwohl contra Immissionsschutz? Erste Vergleiche der Resultate von Fahnenmessungen mit Prognosewerten nach Richtlinie VDI 3894 Blatt 1	61
A. Weidmann-Rose, LANUV, Essen	
Genehmigungsfähigkeit moderner Haltungssysteme bei Mastschweinen – Ein Vergleich traditioneller gegenüber moderner Haltungsmodelle	71
I. Franzen-Reuter, Fachbereich Energie, Gebäude, Umwelt, Fachhochschule Münster, University of Applied Sciences, Steinfurt;	
L. Brömmelhaus, J. Hüls, Ingenieurbüro Richters & Hüls, Ahaus	
Entwicklung spezifischer Geruchsemissionsfaktoren für alternative Haltungsverfahren	81
M. Kamp, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Münster;	
A. Sowa, Sachverständiger für Immissionsschutz, Steinfurt	

► Messen von Gerüchen

Praxisbeispiel zur Ermittlung von Messunsicherheiten durch eine Vergleichsmessung 101
R. Klug, TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Essen

Berücksichtigung der Messunsicherheit zur Beurteilung von Messergebnissen 115
G. Bruyn, TÜV Nord Umweltschutz, Hannover

Messungen an Flächenquellen 125
I. K. Harms, H. Hauschildt, D. Pohfeldt, Olfasense GmbH, Kiel

Betrachtung der Aussagesicherheit der Ergebnisse einer Rastermessung aufgrund der Stichprobe von 104 Terminen innerhalb eines Jahres. 139
J. Güntzel, B. Mannebeck, H. Hauschildt, Olfasense GmbH, Kiel

Feldversuche zur rückführbaren Validierung instrumenteller Geruchsmonitoringsysteme 149
W. Reimringer, 3S GmbH, Saarbrücken;
J. Joppich, Universität des Saarlandes, Saarbrücken;
B. Mannebeck, Olfasense GmbH, Kiel

► Geruchsausbreitungsrechnung

Einführung der effektiven Rauigkeitslänge aus Windmessungen bei der Prognose von Geruchsimmissionen 159
R. Petrich, A. Delan, T. Köhler, IFU GmbH, Frankenberg/Sa.

Internationales Handbuch für die Beurteilung von Geruchsimmissionen mittels Ausbreitungsmodellierung 171
D. Öttl, Amt d. Steiermärkischen Landesregierung, Graz, Österreich;
J. Barclay, Atmospheric Science Global, Auckland, Neuseeland;
E. Berbekar, Uppenkamp und Partner, Hamburg;
L. Capelli, Politecnico di Milano, Italien;
C. Diaz, Ambiente et Odora, Bilbao, Spanien;
H. Hauschildt, Olfasense, Kiel;
G. Schaubberger, Veterinärmedizinische Univ. Wien, Österreich

► Posterpräsentation

Emissionsfingerprints zur Abschätzung geruchsintensiver Stoffe aus der Klärschlamm trocknung	183
O. Ortlinghaus, M. Zwoll, Liutec Ing.-GmbH, Münster;	
D. Dobslaw, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart;	
I. Franzen-Reuter, Fachbereich Energie, Gebäude, Umwelt, Fachhochschule Münster	
Anwendung des Lagrange-Geruchsrads in der Praxis	187
R. Petrich, A. Delan, IFU GmbH, Frankenberg/Sa.;	
P. Fleischer, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden	
Reduzierung der Gerüche und des Gesamtkohlenstoffgehalts bis 3.000 mg/m³ aus chemischen Reaktoren mit einer Plasma/UV-C-Kombination	191
D. Böttger, oxytec GmbH, Hamburg	
Betriebsergebnisse zur Reduzierung des Geruchs und des VOC-Gehalts der Abluft nach der Klärschlamm trocknung (Einsatz eines wirtschaftlichen Anlagenkonzepts zur UV-Technologie)	193
A. Toussaint, oxytec GmbH, Hamburg	
Die Neue Fotooxidation in der Abluftreinigung – Biofilter und UV-Technik im Vergleich anhand des großflächigen Einsatzes im Emscherkanal	195
F. Seitz, DNFO Abluftconsulting Seitz, Ludwigshafen a. Rh.	
Erfahrungen des Projekts Distributed Network for Odour Sensing, Empowerment and Sustainability (D-NOSES) zur Bewertung von Geruchsbelastung durch einen ko-kreativen bürgerwissenschaftlichen Ansatz.	197
G. Schleenstein, Verein der europäischen Bürgerwissenschaften (ECSA) e.V., Berlin;	
C. Diaz, Ambiente et Odora S.L., Bilbao, Spanien	
Geruchsemissionsfaktoren für Kompostierungs- und Vergärungsanlagen	201
V. Kummer, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden	
Geruchsmessung per App – Digitalisierung der Gerüche	203
K. Bender, BenLoTech, Leichlingen	

Messreihen zur Ermittlung der Labor-Geruchsschwellen für die Prüfgase THT und ETX – Vergleich mit Geruchsschwellen aus Ringversuchen.	205
B. Kyriazis, Braunschweiger Umwelt-Biotechnologie GmbH (BUB)	
Immissionsschutz bei Tierwohlställen in Bayern – Schwerpunkt Schweinehaltung.	209
F. Krischke, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg	
Neufassung TA Luft: Schornsteinhöhenbestimmung (Geruch).	213
H. Lauerbach, Lohmeyer GmbH, Dresden	
Optimierte Fahnenbegehungen zur Ermittlung von Geruch aus der Tierhaltung	219
M. Keck, S. Schrade, Agroscope, Tänikon, Ettenhausen, Schweiz	

Ingenieure wollen immer alles ganz genau wissen. Wie wär's mit einem E-Paper- oder Zeitungs-Abo?



Mehr Meinung. Mehr Orientierung. Mehr Wissen.

Wesentliche Informationen zu neuen Technologien und Märkten.

Das bietet VDI nachrichten, Deutschlands meinungsbildende Wochenzeitung zu Technik, Wirtschaft und Gesellschaft, den Ingenieuren. Sofort abonnieren und lesen.

Donnerstagabends als E-Paper oder freitags als Zeitung.

Jetzt abonnieren: Leser-Service VDI nachrichten, 65341 Eltville

Telefon: +49 6123 9238-201, Telefax: +49 6123 9238-244, vdi-nachrichten@vuservice.de

www.vdi-nachrichten.com/abo



VDI nachrichten

TECHNIK IN
SZENE GESETZT.

Novellierung der TA Luft und Auswirkungen auf die Geruchsbeurteilung

M.Sc. Uwe Strotkötter, Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim

Kurzfassung

Die Neufassung der TA Luft [1] und deren Inkrafttreten zum 01.12.2021 geht mit einer Fortentwicklung dieser ersten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum BlmSchG in Bezug auf den Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Geruchsimmissionen einher. Die Aufnahme der GIRL als Anhang 7 schließt die bisherige Regelungslücke der TA Luft in diesem Bereich.

Die Aufnahme der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL) [2] in die TA Luft erfolgte ohne Veränderung der bekannten Systematik. In einigen Punkten wurden bereits bekannte Inhalte aus den Auslegungshinweisen und den Zweifelsfragen ergänzt. Sie bringt aber auch einige Neuerungen und Veränderungen bei der Ermittlung und Beurteilung von Geruchsimmissionen mit sich. Für die Praxis werden u. a. die veränderte und in Abhängigkeit vom Regelungsinhalt differenzierte Bezugsgröße (Zusatzbelastung oder Gesamtzusatzbelastung) für die Anwendung der Irrelevanz, die hinzugekommene emissionsseitige Bagatellregelung, die Zuordnung neuer Gebietstypen (Kerngebiet, urbanes Gebiet) zu den bisherigen Immissionswerten und die neuen tierartspezifischen Gewichtungsfaktoren von Bedeutung sein.

1. Einleitung

Nach langem Bearbeitungsprozess wird ab dem 1. Dezember 2021 eine neue Fassung der TA Luft Geltung erlangen. Für den Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Geruchsimmissionen in der TA Luft stellt die Neufassung eine deutliche Fortentwicklung gegenüber der Fassung aus 2002 dar, da diese Fassung keine derartige Regelung enthält. Die Aufnahme der GIRL als Anhang 7 in die TA Luft schließt somit die bisherige Regelungslücke in der TA Luft. Darüber hinaus verleiht sie der GIRL einen einheitlichen rechtlichen Status in den Bundesländern, in denen die GIRL mit unterschiedlicher Verbindlichkeit eingeführt ist. Dies wird zu einer Verbesserung im Hinblick auf die Gleichbehandlung vergleichbarer Anlage und im Weiteren auch zu einer erhöhten Rechtssicherheit in Bezug auf die Geruchsbeurteilung führen.

In Verbindung mit den einschlägigen Richtlinien und Normen zur Messung von Gerüchen sowie dem Anhang 2 TA Luft zur Ausbreitungsrechnung liegen nun präzise und einheitliche Vorgaben für die Ermittlung und Bewertung von Geruchsimmissionen vor.

Die Struktur des Anhangs 7 TA Luft ist identisch mit der der GIRL, so dass hier keine grund-sätzlichen bzw. systematischen Unterschiede zwischen diesen Regelungen vorliegen. Inhaltlich gibt es aber eine Reihe von Änderungen und Ergänzungen in Bezug auf die GIRL 2008, die auch darin begründet sind, dass die Auslegungshinweise nicht Bestandteil des Anhangs 7 TA Luft sind. Die Änderungen und Ergänzungen des Anhangs 7 gegenüber der GIRL 2008 und deren Auswirkungen auf die Geruchsbeurteilung sind der wesentliche Gegenstand dieses Beitrags.

2. Der Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Geruchsimmissionen in Nr. 4.3.2 TA Luft

Die Nr. 4.3.2 gibt den Rahmen vor, wann eine Prüfung in Bezug auf den Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Geruchsimmissionen durchzuführen ist. Dies ist für die Anlagen der Fall, von denen erfahrungsgemäß relevante Geruchsemissionen ausgehen. Für die Entscheidungsfindung über das Erfordernis eines Geruchsgutachtens wird die Richtlinie VDI 3886 Blatt 1 (09/2019) [3] als Erkenntnisquelle angeführt.

Die Richtlinie VDI 3886 Blatt 1 beinhaltet eine systemisierte Vorgehensweise zur Entscheidungsfindung über das Erfordernis und gibt Hinweise zur Erstellung und zum Umfang eines entsprechenden Gutachtens. Konkret geht es um vier Prüfschritte, wobei der Aufwand mit jedem Prüfschritt zunimmt. Im ersten Schritt geht es z. B. um die Geruchsrelevanz der Anlage, also die Frage ob geruchsrelevante Stoffe gehandhabt werden. Sofern dies der Fall ist, ist zu beurteilen, ob diese geruchsrelevanten Stoffe auch in relevantem Umfang freigesetzt werden. Dazu gibt es in der Richtlinie verschiedene Hilfestellungen wie z. B. eine Liste mit geruchsrelevanten Anlagenarten. Das Prüfschema der Richtlinie ist im Anhang mit zwei Beispielen veranschaulicht.

Aufgrund der im Bundesratsverfahren erfolgten Änderungen an der TA Luft wird die Richtlinie derzeit noch angepasst, unter anderem in Bezug auf die Regelung zum Bagatell-Geruchsstrom.

Neben der grundsätzlichen Frage des Erfordernisses einer Prüfung in Bezug auf den Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Geruchsimmissionen regelt die Nr. 4.3.2 auch die Vorgehensweise für die Prüfung. Hier unterscheidet sich die Nr. 4.3.2 hinsichtlich des Regelungsumfangs jedoch deutlich von den anderen Nummern in Nr. 4 TA Luft wie z. B. der Nr. 4.3.1. In Nr. 4.3.2 wird in Bezug auf die Ermittlung der Immissionskenngrößen allein auf den Anhang 7 verwiesen. Im Beschluss des Bundesrates vom 28.05.2021¹ zur Neufassung der TA Luft heißt es in der Begründung zur Nr. 4.3.2 u. a.:

„(...) Die Vorgehensweise bei der Ermittlung und Bewertung von Geruchsbelästigungen ist deshalb in Anhang 7 ausführlich und angemessen geregelt. Dort sind die Bedingungen genannt, wie Immissionswerte für Gerüche festzulegen sind und wie bei Überschreitung (siehe Nummer 3.3, Anhang 7) in Verbindung mit den Einzelfallregelungen (siehe Nummer 5, Anhang 7) vorzugehen ist. Es bedarf daher keiner weiteren Regelung für Genehmigungen bei Überschreiten der Immissionswerte, der aus dem dafür nicht geeigneten Regelungsbereich für Immissions- und Depositionswerte entlehnt ist.“

Dieser Verweis auf den Anhang 7 und die Betonung, dass es keiner weiteren Regelungen für die Genehmigung bei Überschreiten von Immissionswerten bedarf, ist in Bezug auf die später in diesem Beitrag diskutierte Frage der Erheblichkeit der Immissionsbeiträge und die in diesem Zusammenhang anzuwendende Irrelevanzregelung von Bedeutung.

3. Wesentliche Änderungen gegenüber der GIRL 2008

Die Änderungen zwischen dem Anhang 7 TA Luft 2021 und der GIRL 2008 haben unterschiedliche Gründe. Im Rahmen der Neufassung der TA Luft sind z. B. durch Beteiligungsverfahren Änderungsanträge in Bezug auf den Anhang 7 umgesetzt worden. Dazu wurden besonders relevante Inhalte der Auslegungshinweise der GIRL in den Anhang 7 aufgenommen und es ist eine Anpassung an den aktuellen Stand der Normung erfolgt. Nachfolgend werden die relevanten Änderungen diskutiert.

3.1 Abstandsregelung Tierhaltung

Die Nr. 1 der GIRL 2008 hat im Fall der Geruchsbeurteilung für eine Tierhaltungsanlage die Anwendung von Abstandregelungen für immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige

¹ Vgl. BR-Drucks. 314/21, S. 12 u. 13

(Nr. 5.4.7.1 TA Luft 2002) und nicht genehmigungsbedürftige Anlagen (VDI Richtlinien 3471 und 3472) vorgesehen. Der Anhang 7 sieht eine Abstandsregelung nur noch für die immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftigen Tierhaltungsanlagen vor. Bei diesen Tierhaltungsanlagen kann die zuständige Behörde die Entscheidung auf die Einhaltung der Abstände nach der Richtlinie VDI 3894 Blatt 2 [4] in Verbindung mit der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1 [5] gründen.

Dazu ermöglicht die Nr. 1 im Anhang 7 für immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftige Rinderhaltungsanlagen die Anwendung landesspezifischer Regelungen, sofern die Anlagengröße erheblich weniger als die Hälfte der die Genehmigungsbedürftigkeit einer derartigen Anlage auslösenden Mengenschwelle nach § 1 i. V. m. Anhang 1 der 4. BImSchV beträgt.

3.2 Bagatell-Geruchsstoffstrom

Analog zu einer Vielzahl der in der TA Luft 2021 geregelten Luftschaadstoffe wurde im Anhang 7 eine emissionsbezogene Bagatellregelung eingefügt. Diese beinhaltet aber anders als die Regelung für Luftschaadstoffe in Nr. 4.6.1.1 keinen festen Bagatellmassenstrom, sondern einen von der Quellhöhe abhängigen Bagatell-Geruchsstoffstrom. Die Bagatellregelung bezieht sich auf die Emissionen der Gesamtanlage und gewährleistet, dass der Immissionsbeitrag der Anlage das Irrelevanzkriterium von 0,02 Geruchsstundenhäufigkeit einhält.

Der Bagatell-Geruchsstoffstrom (Q) kann über die nachfolgende Formel aus Nr. 2.2 Anhang 7 in Abhängigkeit von der Quellhöhe (h) berechnet werden:

$$Q = -0,0005 \cdot h^3 + 0,0687 \cdot h^2 - 1,25 \cdot h + 6,78$$

Die Bagatellregelung deckt Schornsteinhöhen von 10 bis 50 m ab. Für Schornsteinhöhen von mehr als 50 m gilt der Bagatellgeruchsstoffstrom von 50 m.

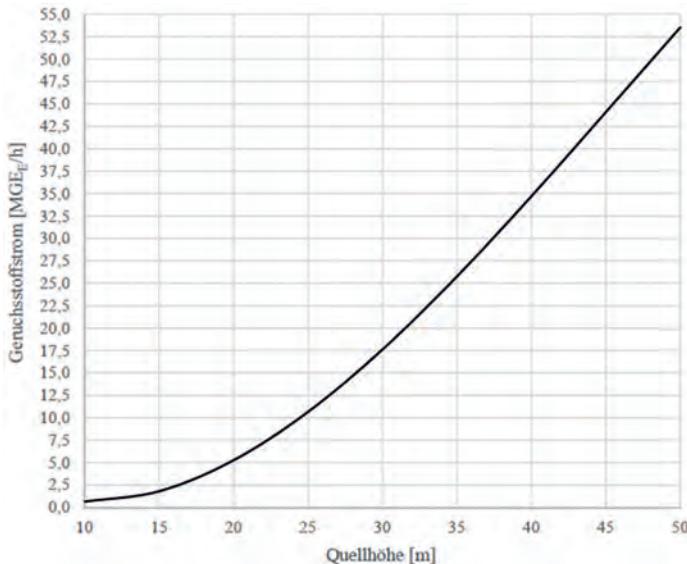


Bild 1: Bagatell-Geruchsstoffstromkurve

Die Anwendung der Bagatellregelung ist an Anwendungsvoraussetzungen gebunden:

1. Es handelt sich um eine gefasste Quelle mit einer Höhe von mind. 10 m und max. 50 m.
2. Die Quellhöhe beträgt mindestens das 1,7fache der zu berücksichtigenden Gebäudehöhen.
3. Die Emissionsquelle steht in ebenem Gelände.
4. Die Entfernung zwischen der Emissionsquelle und dem Immissionsort, an dem sich Personen nicht nur vorübergehend aufhalten, beträgt 100 m oder mehr.
5. Am Standort der Quelle treten mittlere Windgeschwindigkeiten von kleiner 1 m/s in weniger als 20 Prozent der Jahresstunden auf.

3.3 Immissionswerte

Den Immissionswerten von 0,10 und 0,15 in Tabelle 22 Anhang 7 TA Luft 2021 wurden im Vergleich zur GIRL 2008 mit dem Kerngebiet mit und ohne Wohnen und dem urbanen Gebiet weitere Gebietstypen zugeordnet.

Tabelle 1: Immissionswerte für verschiedene Nutzungsgebiete

Wohn-/Mischgebiete, Kerngebiete mit Wohnen, urbane Gebiete	Gewerbe-/Industriegebiete, Kerngebiete ohne Wohnen	Dorfgebiete
0,10	0,15	0,15

Das urbane Gebiet ist ein Gebiet, welches dem Wohnen sowie der Unterbringung von Gewerbebetrieben und sozialen, kulturellen und anderen Einrichtungen dient, die die Wohnnutzung nicht wesentlich stören. Die Nutzmischung muss dabei nicht gleichgewichtet sein.

Das urbane Gebiet besitzt in Bezug auf die bauliche Nutzung einen ähnlichen Charakter wie ein Mischgebiet, da es andere Nutzungsformen als die Wohnnutzung unter der Voraussetzung zulässt, dass diese die Wohnnutzung nicht wesentlich stören. Die Zuordnung dieses Gebietstyps zum Immissionswert 0,10 erscheint stimmig.

Das Kerngebiet besitzt hinsichtlich seiner Nutzung einen anderen Charakter. Es ist ein Gebiet, in dem vorwiegend Handelsbetriebe, Gastronomie und zentrale Einrichtungen der Wirtschaft, der Verwaltung und der Kultur angesiedelt sind. Zulässig sind auch Wohnungen, z. B. für Aufsichts- und Bereitschaftspersonen.

Das Kerngebiet mit Wohnnutzung ist einem Immissionswert von 0,10 und das Kerngebiet ohne Wohnen einem Immissionswert von 0,15 zugeordnet. Damit wird das Kerngebiet mit Wohnen in Bezug auf den Schutzzanspruch der Wohnnutzung mit einem Wohngebiet gleichgestellt. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Form der Nutzung in diesen Gebietstypen sollte bei der Geruchsbeurteilung in Kerngebieten die tatsächliche Nutzung Berücksichtigung finden. So kann in Abhängigkeit von der Art der nicht dem Wohnen dienenden Betriebe und Einrichtungen auch für ein Kerngebiet mit Wohnnutzung im Einzelfall (siehe Nr. 5 Anhang 7) ein höherer Immissionswert als 0,10 festgelegt werden. Diese Sichtweise spiegelt auch ein Beschluss des OVG NRW vom 29.03.2018² wider, in dem der Schutzzanspruch des Kerngebiets dahingehend beurteilt wurde, dass es aufgrund der Anforderungen des Rücksichtnahmegebots auch in der geruchsvorbelasteten Situation eines Kerngebiets gerechtfertigt sein kann, den Anwohnern

² Vgl. OVG Nordrhein-Westfalen, Beschluss vom 29.03.2018, Az. 2 B 1455/17, openJur, 14

ein deutlich höheres Maß an Geruchsbelastung zuzumuten, als dies in Nr. 3.1 Anhang 7 TA Luft für ein Wohn-Mischgebiet vorgesehen ist.

Das Kerngebiet ohne Wohnnutzung ist in Tabelle 22 Anhang 7 dem Immissionswert von 0,15 zugeordnet, dem auch Gewerbe- und Industriegebiete zugeordnet sind. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dieser Immissionswert in Bezug auf die Gewerbe-/Industriegebiete für die in diesen Gebieten ausnahmeweise zulässige Wohnnutzung (z. B. Betriebsleiterwohnung) gilt. Für Arbeitnehmer/innen in diesen Gebieten kann aufgrund der geringeren Aufenthaltsdauer ein höherer Immissionswert angewendet werden. Für das Kerngebiet ohne Wohnen kann dementsprechend nur der Schutzzanspruch von Personen mit einer geringeren Aufenthaltsdauer als bei einer Wohnnutzung relevant sein, wie sie z. B. für Arbeitnehmer/innen anzunehmen ist. Bei der Festlegung des Immissionswertes für diese Personengruppe sollte analog zu dem für Gewerbe-/Industriegebiete beschriebenen Vorgehen verfahren werden.

3.4 Erheblichkeit der Immissionsbeiträge

Die TA Luft 2021 sieht gegenüber der Fassung aus 2002 eine Veränderung bei den „Irrelevanzregelungen“ in Nr. 4 TA Luft vor. Die Bezugsgröße (Zusatzbelastung oder Gesamtzusatzbelastung) für die Anwendung der Irrelevanz unterscheidet sich in Abhängigkeit vom Regelungsinhalt. Für die Frage der Notwendigkeit der Ermittlung von Immissionskenngrößen wird in Nr. 4.1 auf die Gesamtzusatzbelastung (Immissionsbeitrag der Anlage) in Verbindung mit einer Geruchsstundenhäufigkeit von 0,02 abgestellt. Zur Frage der Genehmigungsfähigkeit bei überschrittenem Immissionswert ist entsprechend Nr. 4.3.2 TA Luft die Regelung in Nr. 3.3 Anhang 7 anzuwenden, welche auf die Zusatzbelastung bezogen ist.

Für das Irrelevanzkriterium in Nr. 3.3 Anhang 7 ergibt sich somit im Vergleich zur GIRL 2008 eine veränderte Bezugsgröße (Beitrag des Vorhabens statt Beitrag der Anlage). Dementsprechend soll die Genehmigung für eine Anlage auch bei Überschreitung der Immissionswerte auf einer Beurteilungsfläche nicht versagt werden, wenn die Zusatzbelastung und damit der Beitrag des Vorhabens auf keiner Beurteilungsfläche, auf der sich Personen nicht nur vorübergehend aufhalten, den Wert 0,02 überschreitet.

Sofern aufgrund einer existierenden Vorbelastungssituation durch vorhandene Anlagen eine übermäßige Kumulation nicht auszuschließen ist, ist die Ermittlung der Gesamtbelaestung erforderlich.

Von der Ermittlung der Immissionskenngrößen kann nur in dem Fall abgesehen werden, in dem die Gesamtzusatzbelastung das Irrelevanzkriterium erfüllt. Sofern die Gesamtzusatzbelastung den Wert von 0,02 Geruchsstundenhäufigkeit nicht überschreitet, ist diese auch bei übermäßiger Kumulation als irrelevant anzusehen.

Die Nr. 3.3 Anhang 7 sieht darüber hinaus eine weitere Form einer irrelevanten Zusatzbelastung für nach dem Immissionsschutzrecht nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen im Fall einer Änderungsgenehmigung vor. So ist bei immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen auch eine negative Zusatzbelastung bei übermäßiger Kumulation irrelevant, sofern die Anforderungen des § 22 Absatz 1 BlmSchG eingehalten werden. Die negative Zusatzbelastung ist dabei entsprechend der Nr. 2.2 TA Luft aus der Differenz der Gesamtzusatzbelastung nach (Planzustand) und vor der Änderung (Istzustand) zu berechnen, siehe Fallbeispiel in Bild 2.

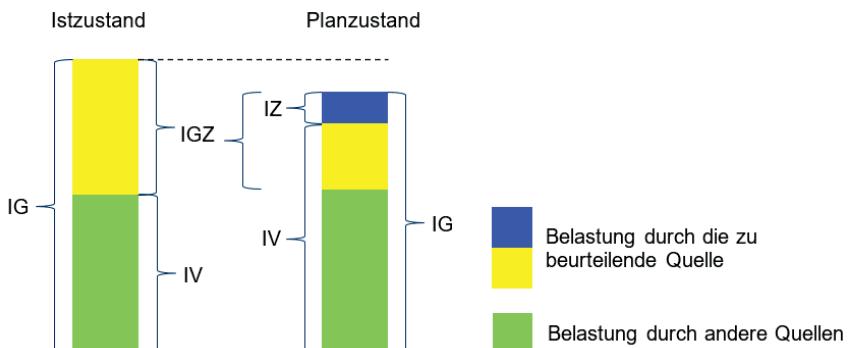


Bild 2: Fallbeispiel Änderungsgenehmigung mit negativer Zusatzbelastung

Nachfolgend werden die nach Nr. 3.3 Anhang 7 erforderlichen Prüfschritte in Bezug auf die Anwendung der Irrelevanz differenziert für nach dem Immissionsschutzrecht genehmigungsbedürftige und nicht genehmigungsbedürftige Anlagen dargestellt.

Für immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Anlagen gilt:

1. Berechnung der Zusatzbelastung für das Vorhaben
2. Wenn die Zusatzbelastung größer als 0,02 ist, ist die Berechnung der Gesamtbelastung und die Prüfung auf Einhaltung des Immissionswertes erforderlich.

3. Wenn die Zusatzbelastung kleiner oder gleich 0,02 ist, ist eine Prüfung auf übermäßige Kumulation vorzunehmen.
4. Wenn keine übermäßige Kumulation vorliegt, ist das Vorhaben genehmigungsfähig.
5. Wenn eine übermäßige Kumulation vorliegt und ein zusätzlicher Beitrag von 0,02 nicht mehr toleriert werden kann, ist eine Berechnung der Gesamtzusatzbelastung vorzunehmen.
6. Wenn die Gesamtzusatzbelastung kleiner oder gleich 0,02 ist, ist das Vorhaben genehmigungsfähig.
7. Wenn die Gesamtzusatzbelastung größer als 0,02 ist, ist die Berechnung die der Gesamtbelastung und Prüfung auf Einhaltung des Immissionswertes erforderlich.

Für immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftige Anlagen gilt:

1. Berechnung der Zusatzbelastung für das Vorhaben
2. Wenn die Zusatzbelastung größer als 0,02 ist, ist die Berechnung der Gesamtbelastung und die Prüfung auf Einhaltung des Immissionswertes erforderlich.
3. Wenn die Zusatzbelastung kleiner oder gleich 0,02 ist, ist eine Prüfung auf übermäßige Kumulation vorzunehmen.
4. Wenn keine übermäßige Kumulation vorliegt, ist das Vorhaben genehmigungsfähig.

Im Fall einer übermäßigen Kumulation sind zwei weitere Prüfwege möglich. Die erste Möglichkeit ist identisch mit dem Vorgehen bei immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen und schließt folgende Prüfschritte ein:

- 5a. Wenn eine übermäßige Kumulation vorliegt und ein zusätzlicher Beitrag von 0,02 nicht mehr toleriert werden kann, ist eine Berechnung der Gesamtzusatzbelastung vorzunehmen.
- 6a. Wenn die Gesamtzusatzbelastung kleiner oder gleich 0,02 ist, ist das Vorhaben genehmigungsfähig.
- 7a. Wenn die Gesamtzusatzbelastung größer als 0,02 ist, ist die Berechnung der Gesamtbelastung und Prüfung auf Einhaltung des Immissionswertes erforderlich.

Die zweite Möglichkeit ist in der Anwendung auf Änderungsgenehmigungsverfahren begrenzt und sieht die Ermittlung der Zusatzbelastung durch Differenzbildung der Gesamtzusatzbelastung im Plan- und Istanzstand vor:

- 5b. Wenn eine übermäßige Kumulation vorliegt und ein zusätzlicher Beitrag von 0,02 nicht mehr toleriert werden kann, ist die Ermittlung der Gesamtzusatzbelastung (IGZ) für Plan- und Istzustand vorzunehmen und eine Berechnung der Zusatzbelastung (IZ) als Differenz aus IGZ_{Plan} und IGZ_{Ist} ($IZ = IGZ_{\text{Plan}} - IGZ_{\text{Ist}}$) vorzunehmen.
- 6b. Wenn die Zusatzbelastung negativ ist ($IZ \leq -0,01$), ist das Vorhaben genehmigungsfähig.
- 7b. Wenn die Zusatzbelastung nicht negativ ist, ist die Berechnung der Gesamtbelaestung und die Prüfung auf Einhaltung des Immissionswertes erforderlich.

Die beschriebenen Irrelevanzkriterien für die Zusatz- und Gesamtzusatzbelastung beziehen sich nur auf die Flächen, auf denen sich Personen nicht nur vorübergehend aufhalten. Für eine Anwendung des Irrelevanzkriteriums muss dieses an allen relevanten Immissionsorten eingehalten werden. Die Berechnungen erfolgen nach wie vor ohne Anwendung von Gewichtungsfaktoren.

3.5 Ermittlung der Kenngrößen im Genehmigungsverfahren

In Nr. 4 Ermittlung der Kenngrößen der Geruchsimmission ist in Nr. 4.2 eine Ergänzung vorgenommen worden, die der Problematik bei der Vorbelastungsermittlung in landwirtschaftlich geprägten Gebieten Rechnung tragen soll, in denen baurechtlich genehmigte aber nicht betriebene Tierhaltungsanlagen existieren. Derartige Anlagen, für die im Regelfall der Bestandsschutz gilt, wurden bislang bei der Ermittlung der Vorbelastung über eine Immissionsprognose entsprechend ihrer genehmigten Kapazität berücksichtigt. Dieses Vorgehen kann zu einer im Vergleich zur Realität erhöhten rechnerischen Vorbelastung führen, welche im Einzelfall die Genehmigung von neuen oder die Erweiterung von bestehenden Anlagen erheblich erschweren oder auch verhindern kann.

In Nr. 4.2 ist nun ergänzt, dass bei der Ermittlung der Vorbelastung bei zu betrachtenden Anlagen auf den ohne weitere Genehmigungen rechtlich und tatsächlich möglichen Betriebsumfang abzustellen ist.

Damit soll nun ermöglicht werden, die baurechtlich genehmigten Anlagen, die z. B. aufgrund von baulichen veränderten Gebäuden nicht mehr betrieben werden können, bei der Vorbelastungsermittlung unberücksichtigt zu lassen.

3.6 Ermittlung der Kenngrößen über Ausbreitungsrechnungen

In Nr. 4.5 Anhang 7 TA Luft wird bezüglich der Ermittlung der Immissionskenngrößen über eine Immissionsprognose auf Anhang 2 TA Luft verwiesen. Dort sind nun entsprechend des Charakters dieses Anhangs verschiedene Festlegungen für die Ausbreitungsrechnung für Geruchsstoffe vorgenommen worden:

- Die Ausbreitungsrechnung für Geruchsstoffe ist ohne Berücksichtigung von Deposition durchzuführen.
- Für die Berechnung von Geruchsstunden ist eine Beurteilungsschwelle c_{BS} von $0,25 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ anzuwenden
- Die Bewertung der Geruchsstundenhäufigkeiten erfolgt auf Beurteilungsflächen.

3.7 Tierartspezifische Gewichtungsfaktoren

In Nr. 4.6 des Anhangs 7 sind im Vergleich zur GIRL 2008 neue tierartspezifische Gewichtungsfaktoren aufgenommen worden. Die nachfolgende Tabelle zeigt im Anwendungsbereich geänderte und neu hinzugekommene tierartspezifische Gewichtungsfaktoren.

Tabelle 2: Tierartspezifische Gewichtungsfaktoren aus Nr. 4.6 Anhang 7 TA Luft 2021

Tierartspezifische Geruchsqualität	Gewichtungsfaktor f
Mastschweine (bis zu einer Tierplattzahl von 500 in qualitätsgesicherten Haltungsverfahren mit Auslauf und Einstreu, die nachweislich dem Tierwohl dienen)	0,65
Milchkühe mit Jungtieren, MastbulLEN (einschl. Kälbermast, sofern diese zur Geruchsbelastung nur unwesentlich beiträgt)	0,5
Pferde	0,5
Milch-/Mutterschafe mit Jungtieren (bis zu einer Tierplattzahl von 1.000 und Heu/Stroh als Einstreu)	0,5
Milchziegen mit Jungtieren (bis zu einer Tierplattzahl von 750 und Heu/Stroh als Einstreu)	0,5
Sonstige Tierarten	1,0

Die neuen Faktoren für Mastschweine in Tierwohlställen, Pferde, Milch- und Mutterschafe mit Jungtieren sowie Milchziegen mit Jungtieren basieren ebenso wie der Faktor für MastbulLEN auf verschiedenen Untersuchungsprojekten zur Ermittlung der Geruchswirkung dieser Tierarten aus den Jahren 2017 [6], 2019 [7] und 2021 [8].

Der tierartspezifische Gewichtungsfaktor von 0,5 für Milch-/Mutterschafe und Milchziegen gilt für die Haltung mit Heu/Stroh als Einstreu. Bei den Milch-/Mutterschafen sind unter Jungtieren die Lämmer zu verstehen. Als Lämmer werden Tiere bis zu einem Jahr bezeichnet. Bei den Milchziegen sind unter Jungtieren nicht geschlechtsreife weibliche Ziegen zu verstehen. Ziegen werden ab einem Alter von vier bis fünf Monaten geschlechtsreif. Der Gewichtungsfaktor von 0,65 für Mastschweine ist nur für qualitätsgesicherte Haltungsverfahren mit Auslauf und Einstreu, die nachweislich dem Tierwohl dienen, bis zu einer Tierplazzahl von maximal 500, anzuwenden. Zur Herleitung dieses Faktors wird auf Kwiatkowski, Both [9] in diesem Tagungsband verwiesen.

Der Gewichtungsfaktor 1,0 ist für sonstige Tierarten und Haltungsformen anzuwenden, die nicht in der Tabelle 24 Anhang 7 TA Luft genannt sind. Daraus folgt, dass z. B. andere als die in der Tabelle aufgeführten Mastgeflügel-Tierarten mit dem Gewichtungsfaktor 1,0 zu bewerten sind.

Die Gewichtungsfaktoren der Tabelle 24 Anhang 7 TA Luft weisen keinen direkten Zusammenhang zum Geruchsemissionspotenzial von Tierarten bzw. Haltungsverfahren auf, sondern berücksichtigen das Belästigungspotenzial der einzelnen Tierarten.

3.8 Beurteilung im Einzelfall

In Nr. 5 Anhang 7 ist eine Ergänzung der Hinweise für die Beurteilung im Einzelfall vorgenommen worden. Demnach ist für die Beurteilung, ob schädliche Umwelteinwirkungen durch Geruchsimmissionen hervorgerufen werden, ein Vergleich der nach Anhang 7 TA Luft zu ermittelnden Kenngrößen mit den in Tabelle 22 dieses Anhangs festgelegten Immissionswerten nicht ausreichend, wenn in Gemengelagen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass trotz Überschreitung der Immissionswerte aufgrund der Ortsüblichkeit der Gerüche keine erhebliche Belästigung zu erwarten ist, wenn zum Beispiel durch eine über lange Zeit gewachsene Gemengelage von einer Bereitschaft zur gegenseitigen Rücksichtnahme ausgegangen werden kann.

Die Situation einer Gemengelage bekommt mit dem vorgenannten Hinweis in Bezug auf die Geruchsbeurteilung in Verbindung mit der Ortsüblichkeit besondere Beachtung. Grundlage für eine Einzelfallbeurteilung ist in einem derartigen Fall eine über lange Zeit gewachsene Situation mit dem Nebeneinander von gewerblicher Nutzung und Wohnnutzung.

Ein weiterer Anhaltspunkt ist die im Zusammenhang mit der zeitlichen Entwicklung dieses Nebeneinanders ggf. anzunehmende Bereitschaft zur gegenseitigen Rücksichtnahme. Ein Indiz dafür wäre, dass das Nebeneinander nicht durch eine Beschwerdesituation beeinflusst ist.

4. Weiterer Umgang mit den Auslegungshinweisen zur GIRL und dem veröffentlichten Katalog „Zweifelsfragen zur GIRL“

Der Anhang 7 beinhaltet nicht die vollständigen Auslegungshinweise, die als Anlage fester Bestandteil der GIRL waren. Einzelne Passagen der Auslegungshinweise sind in den Anhang 7 integriert worden. Um die verbleibenden Teile der Auslegungshinweise aktuell zu halten und für die praktische Anwendung auch weiterhin zur Verfügung zu stellen, ist beabsichtigt, die Auslegungshinweise zusammen mit den Zweifelsfragen zu einem „Kommentar“ zum Anhang 7 zu verarbeiten.

Die Veröffentlichung eines derartigen Kommentars ist für 2022 vorgesehen.

5. Literatur

- [1] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 18. August 2021 (GMBL.Nr. 48-54 vom 14.09.2021 S. 1049)
- [2] Feststellung und Bewertung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 (zweite ergänzte und aktualisierte Fassung)
- [3] VDI 3886 Blatt 1: 2019-09 Ermittlung und Bewertung von Gerüchen; Geruchsgutachten; Ermittlung der Notwendigkeit und Hinweise zur Erstellung. Berlin: Beuth Verlag
- [4] VDI 3894 Blatt 2: 2012-11 Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen; Methode zur Abstandsbestimmung; Geruch. Berlin: Beuth Verlag
- [5] VDI 3894 Blatt 1: 2011-09 Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen; Halbungsverfahren und Emissionen; Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. Berlin: Beuth Verlag
- [6] Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gestank und Duft für die Tierarten Mastbullen, Pferde und Milchvieh. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Juni 2017.
- [7] Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gestank und Duft für die Tierarten Ziegen und Schafe. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Dezember 2019.
- [8] Zwischenbericht zum Projekt Tierwohl und Immissionsschutz – Ermittlung der Belästigungswirkung von Tierhaltungsgerüchen aus alternativen Mastschweineställen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), 2021.
- [9] Kwiatkowski, Kathrin, Both, Ralf: Ermittlung des Belästigungspotentials von Gerüchen ausgehend von Mastschweineställen mit Auslauf mittels Polaritätsprofilen. Veröffentlicht in diesem Tagungsband

Bedeutung der Novelle der TA Luft für thermische Abluftreinigungsanlagen zur Geruchsminderung in Zeiten von Energieeffizienz und Nachhaltigkeit

Prof. Dr.-Ing. Dr. rer. nat. **S. Meyer**, Technische Hochschule Bingen;
J.-F. Lutz, M. Morsch, Dürr Systems AG, Bietigheim-Bissingen

Kurzfassung

Die Novellierung der TA Luft im Jahr 2021 hat u.a. Auswirkungen auf die Reduzierung von Geruchsemisionen aus industriellen Prozessen. Die Geruchsemissionsminderung mit thermischen Nachverbrennungsanlagen und einer Brennkammertemperatur $> 800\text{ }^{\circ}\text{C}$ wird ökologisch und ökonomisch anhand von Praxisbeispielen bewertet. Anlagenmodifikationen und Kopplungsprozesse ermöglichen eine wirtschaftliche Abgasreinigung bei gleichzeitiger Reduzierung der Emissionen von Geruchs- und Schadstoffen in verschiedenen Industriebranchen.

Abstract

The new version of the TA Luft in 2021, among other things, affects the reduction of odor emissions from industrial processes. The reduction of odor emissions with thermal post-combustion systems and a combustion chamber temperature above $800\text{ }^{\circ}\text{C}$ is evaluated ecologically and economically on the basis of practical examples. System modifications and coupling processes enable economical air pollution control while at the same time reducing emissions of odorous and pollutants in various industry branches.

1. Einleitung

Mit der inzwischen beschlossenen und verabschiedeten Neufassung der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) [1] ist auch eine Novellierung der Bestimmungen zur Reduzierung von Geruchsemisionen verabschiedet worden [2].

Der „Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Geruchsimmissionen“ wurde im Abschnitt 4.3.2 (in Verbindung mit Anhang 7 „GIRL“) in die Neufassung der TA Luft aufgenommen [2]. Die Immissionssituation ist daher bei immissionsschutzrechtlichen Genehmigungen – zusätzlich zum bisherigen Verfahren – nun bundeseinheitlich auch hinsichtlich der Geruchsemisionen zu prüfen.

Die allgemeinen Anforderungen zur Emissionsbegrenzung wurden im Abschnitt 5.2.8 (Geruchsstoffe) angepasst. Es besteht weiterhin der Grundsatz, dass die Geruchsstoffe produktionsintegriert weitestgehend vollständig erfasst werden sollen, indem die Anlagen z.B. gekapselt, eingehaust oder geeignet abgesaugt werden. Die Abgase und Ablüfte sind dann i.d.R. Abgasreinigungsanlagen zuzuführen und anschließend abzuleiten. Während in der TA Luft 2002 [3] hier noch eine Festlegung des Umfangs im Einzelfall und in Abhängigkeit der lokalen Immissionssituation erfolgen sollte, werden die Anforderungen durch die Neufassung strenger gefasst. Als Ergebnis einer Genehmigung nach TA Luft 2021 wird entweder

- a) eine Geruchsstoffkonzentration im Reingas festgelegt oder
- b) eine Abgasreinigungseinrichtung mit Verbrennungstemperaturen von mehr als $800\text{ }^{\circ}\text{C}$ eingesetzt.

Im Fall einer thermischen Abgasreinigungseinrichtung mit einer Verbrennungstemperatur von mehr als $800\text{ }^{\circ}\text{C}$ soll dabei auf die Festlegung einer Geruchsstoffkonzentration als Emissionsbegrenzung verzichtet werden [2].

Angesichts dieses Passus werden Einsatzmöglichkeiten thermischer Abgasreinigungsverfahren zur Reduzierung von Geruchsemissionen in dieser Veröffentlichung unter Nachhaltigkeits- und Energieeffizienzaspekten betrachtet werden.

2. Verfahren zur Behandlung von Abgasen mit organischen Inhaltsstoffen

Geruchsstoffe sind – abgesehen von einigen anorganischen Stoffen wie Ammoniak oder Schwefelwasserstoff – überwiegend organische Kohlenwasserstoffe. Daher werden an dieser Stelle kurz die verschiedenen Verfahren zur Behandlung von Abgasen mit organischen Inhaltsstoffen betrachtet. Ausgehend von Bild 1 lassen sich Verfahren der Stoffrückgewinnung und der Entsorgung unterscheiden [4]. Abgasreinigungsverfahren mit dem Ziel des stofflichen Wiedereinsatzes sind für Geruchsstoffe auszuschließen. Diese werden lediglich für komponentenarme lösemittelhaltige Ablüfte und Abgase eingesetzt, wenn der eingesetzte Lösemittelmassenstrom (i.d.R. $\dot{m} \gg 100\text{ kg/h}$) eine Wirtschaftlichkeit rechtfertigt.

Die Verfahren der Entsorgung laufen – unabhängig von einer eventuell vorgesetzten Aufkonzentration – auf eine Oxidation der Kohlenwasserstoffe auf unterschiedlichen Temperaturniveaus hinaus. Inwieweit eine Aufkonzentration von Geruchsstoffen möglich ist, ist weiterhin noch nicht vollständig geklärt. Hierzu wurden zwar öffentlich geförderte Forschungsprojekte [5] durchgeführt oder Untersuchungen seitens Industrieunternehmen beauftragt, jedoch haben sich Aufkonzentrationsverfahren für Geruchsstoffe nach Kenntnisstand der Autoren noch nicht im industriellen Maßstab etabliert.

Nach Bild 1 stehen daher als Oxidationsverfahren folgende Verfahren zur Verfügung:

- Biologische Verfahren
- Nichtthermisches Plasma
- Katalytische Verbrennung
- Thermische Verbrennung

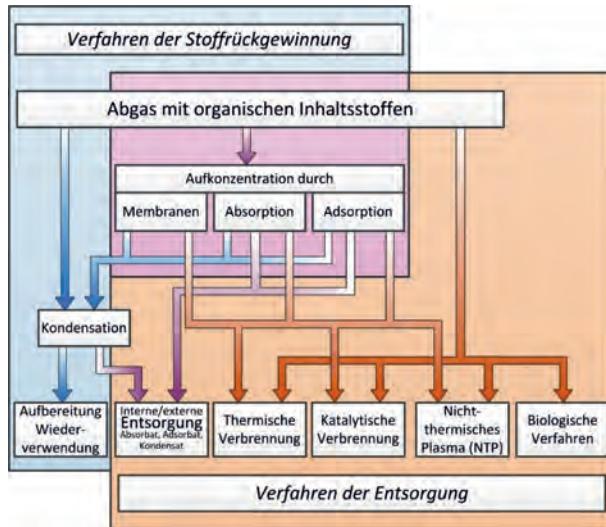


Bild 1: Verfahren zur Behandlung von Abgasen mit organischen Inhaltsstoffen [4]

Zu den biologischen Verfahren zählen die Biofilter und Biowäscher [6, 7]. Biologische Verfahren werden zur Geruchsreduzierung eingesetzt, sofern die Geruchsstoffe

- wasserlöslich
- biologisch abbaubar
- kontinuierlich anfallen und
- in Konzentration und Zusammensetzung kaum schwanken.

Haupt Einsatzgebiet des nichtthermischen Plasmas ist die Reduzierung von Geruchsemisionen [4]. Nach [4] sind Emissionsminderungsgrade von 50 bis 98 % möglich. Die Auswertung zeigt aber ferner, dass der elektrische Energiebedarf für die Erzeugung des nichtthermischen Plasmas sowohl mit der Rohgaskonzentration als auch mit dem Geruchsminderungsgrad korreliert und häufig über $1 \text{ kWh} / 1000 \text{ m}^3$ liegt. Aufgrund des elektrischen Energiebedarfs eignen sich nichtthermische Plasma-Verfahren eher für geringe Geruchskonzentrationen und kleine Abgasvolumenströme. Mit der Reduzierung der Geruchsemisionen geht in der Regel keine nennenswerte Reduzierung der Konzentrationen

an organisch gebundenem Kohlenstoff einher. Hierfür sind nach [4] deutlich größere Energiedurchflüsse in das Abgas von 5 bis 30 kWh /1000 m³ notwendig.

Der Einsatz von Oxidationskatalysatoren zur Abgasreinigung ist eher als ein Nischenprodukt für ausgewählte Anwendungen einzuschätzen. Häufig sind im Rohgas Begleitstoffe wie schwefel-, phosphor- und chlorhaltige (Kohlenwasser-)Stoffe anzutreffen, die die Lebensdauer des Katalysators durch chemische Deaktivierung beeinträchtigen; dies ist teilweise auch bei geruchsbeladenden Abgasen der Fall.

Die thermische Nachverbrennung ist ein Standardverfahren zur Behandlung von Ablüften bzw. Abgasen mit organischen Inhaltsstoffen [8]. Die Verbrennung der Kohlenwasserstoffe erfolgt dabei bei einer Brennkammertemperatur oberhalb von (750 ... 800) °C. Die freiwerdende Energie der exothermen Reaktion kann dabei sowohl zur Abluftvorwärmung als auch zur Beheizung des Produktionsprozesses genutzt werden. Bei der Behandlung von geruchsintensiven Ablüften und Abgasen wird jedoch über die Heizwerte der Geruchsstoffe kaum Energie in die Verbrennung eingebracht, so dass zur Aufrechterhaltung der Verbrennung Zusatzbrennstoff (i.d.R. in Form von Erdgas) notwendig ist.

Nach [9] lässt sich die thermische Verbrennung noch in die Bauformen der Kategorien A bis C untergliedern, die sich hinsichtlich der spezifischen Prozesswärmeerzeugung unterscheiden:

- Kategorie A: Einspeisung der Abluft als Verbrennungsluft in eine bestehende Feuerung (z.B. Kesselfeuerung)
- Kategorie B: Separate thermische Nachverbrennung mit der Ziel Prozesswärme zu erzeugen (TNV, thermische Nachverbrennung mit rekuperativer Abluftvorwärmung)
- Kategorie C: Thermische Nachverbrennung mit minimalen Brennstoffbedarf (RTO, thermische Nachverbrennung mit regenerativer Abluftvorwärmung)

Zur Behandlung von heizwertarmen geruchsbelasteten Ablüften werden daher RTO-Anlagen eingesetzt, da sie – auch bei größeren Abluftmengenströmen – eine sehr energieeffiziente Abluftreinigung nach dem Stand der Technik ermöglichen. Bild 2 zeigt ein Verfahrensschema einer solchen Anlage.

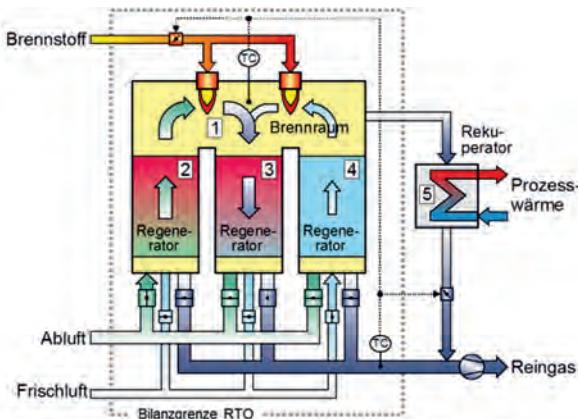


Bild 2: Vereinfachtes Verfahrensschema einer RTO [10]

Dieser Anlagentyp zeichnet sich i.d.R. durch drei (oder mehr) Regeneratoren sowie eine darüber angeordnete Brennkammer aus. Jeweils ein aus keramischem Wabenkörpern oder Schüttgut bestehender Regenerator dient der Abluftvorwärmung, einer der Reingasabkühlung sowie einer dem Spülen vor dem Umschalten von Roh- auf Reingas. Die Regeneratoren stellen Wärmespeicherbetten dar und werden zyklisch mit Hilfe eines Klappensystems umgeschaltet. Die Abluft in den Regeneratoren wird auf etwa 30 K unterhalb der Brennkammertemperatur von $(830 \dots 870)^\circ\text{C}$ vorgewärmt. Innerhalb der Brennkammer wird durch Zusatzbrennstoff die Einhaltung der Brennkammertemperatur sichergestellt. Für weiterführende Informationen zum Betriebsverhalten wird auf [11, 12] verwiesen.

Mit einer Oxidationstemperatur oberhalb von 800°C stellt die RTO-Technologie nun ein nach TA Luft 5.2.8 [2] geeignetes Verfahren zur Behandlung von Ablüften mit organischen Geruchsstoffen mit einem vereinfachten Nachweis der Emissionen dar. Neben diesem Vorteil ist jedoch zu hinterfragen, inwieweit der mit dem RTO-Einsatz erforderliche Energieaufwand gerechtfertigt ist.

3. Thermodynamische Betrachtung einer RTO-Anlage und Energiebilanzierung

Zur Diskussion von Energieeffizienz und Nachhaltigkeit ist als Grundlage eine thermodynamische Betrachtung der Nachverbrennung mit regenerativer Abluftvorwärmung notwendig. In Bild 3 ist daher die Energiebilanz des Prozesses dargestellt. Die Datengrundlage für diese Betrachtungen bilden Arbeiten und Veröffentlichungen der ehemaligen AG Abgas der CUTEC-Institut GmbH [11-13] sowie der TU Clausthal [14, 15].

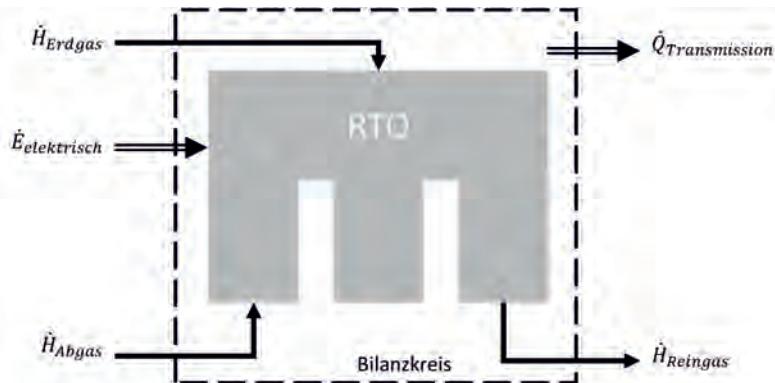


Bild 3: Energiebilanz des RTO-Prozesses

Der Enthalpiestrom \dot{H}_{Abgas} ist wie folgt definiert, wobei der Heizwert des Abgases im Falle von gering konzentrierten Geruchsstoffen vernachlässigt wird:

$$\dot{H}_{Abgas} = \dot{m}_{Abgas} \cdot c_{p,Abgas} \cdot \vartheta_{Abgas} + \dot{m}_{Abgas} \cdot h_{i,Abgas} \approx \dot{m}_{Abgas} \cdot c_{p,Abgas} \cdot \vartheta_{Abgas} \quad (1)$$

Der Energiedurchfluss durch das Erdgas \dot{H}_{Erdgas} in der Brennammer wird vereinfachend als masselos betrachtet, da der Massenstrom des Erdgases sehr klein im Verhältnis zur Abluftmenge ist. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass das Abgas ausreichend Sauerstoff enthält, so dass keine zusätzliche Verbrennungsluft notwendig ist. Weiterhin ist als energetischer Aufwand noch die elektrische Energie $\dot{E}_{elektrisch}$ zu erfassen, die zum Antrieb des Ventilators und der Klappen bzw. Stellantriebe notwendig ist.

Energieausträge aus dem Bilanzkreis erfolgen sowohl durch den Enthalpiestrom des Reingases:

$$\dot{H}_{Reingas} = \dot{m}_{Reingas} \cdot c_{p,Reingas} \cdot \vartheta_{Reingas} \quad (2)$$

wobei vereinfachend $\dot{m}_{Abgas} = \dot{m}_{Reingas}$ angenommen werden kann, als auch durch Transmissionswärmeverluste $\dot{Q}_{Transmission}$. Somit ergibt sich für den Bilanzraum der RTO folgende Energiebilanz:

$$\dot{H}_{Abgas} + \dot{H}_{Erdgas} + \dot{E}_{elektrisch} = \dot{H}_{Reingas} + \dot{Q}_{Transmission} \quad (3)$$

Nach Erkenntnissen der AG Abgas [u.a. 13] können bei thermischen Abluftreinigungsanlagen die Transmissionswärmeverluste $\dot{Q}_{Transmission}$ bilanziell durch den notwendigen Eintrag $\dot{E}_{elektrisch}$ für die Förderaggregate ausgeglichen werden.

Damit ergibt sich, dass durch den Zusatzbrennstoff \dot{H}_{Erdgas} die Temperaturdifferenz zwischen ϑ_{Abgas} und $\vartheta_{Reingas}$ aufgebracht werden muss:

$$\dot{H}_{Erdgas} = \dot{H}_{Reingas} - \dot{H}_{Abgas} = \dot{m}_{Abgas} \cdot c_{p,Abgas} \cdot (\vartheta_{Reingas} - \vartheta_{Abgas}) \quad (4)$$

Hier sind heutzutage im industriellen Einsatz Temperaturdifferenzen $\Delta\vartheta = 30K$ realisierbar.

Für die Behandlung von $1.000 \text{ m}^3/\text{h}$ (entsprechend 1.290 kg/h) an Abgas mit einer Temperaturdifferenzen $\Delta\vartheta = 30\text{K}$ sind demnach notwendig:

$$\dot{H}_{Erdgas} = \dot{V}_{Abgas} \cdot c_{p,Abgas} \cdot \Delta\vartheta = 1.290 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \cdot 1 \frac{\text{kJ}}{\text{kg} \cdot \text{K}} \cdot 30\text{K} = 38.700 \frac{\text{kJ}}{\text{h}} = 10,75\text{kW} \quad (5)$$

Nach [16] sind mit 1 kW_th CO₂-Äquivalent-Emissionen von $0,201 \text{ kg CO}_2$ verbunden, so dass sich bei einer RTO-Anlage spezifische CO₂-Äquivalent-Emissionen von $2,16 \text{ kg}/1.000 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$ unter den betrachteten Randbedingungen ergeben.

4. Ökologische Betrachtung der RTO-Anlage bei ausgewählten Anwendungsfällen

Bei der ökologischen Betrachtung der RTO-Technologie sind die CO₂-Äquivalente zu betrachten, die mit dem Einsatz thermischer als auch elektrischer Energie verbunden sind. Die thermische Energie ist verfahrensbedingt aufzubringen, um die Oxidationstemperatur in der Brennkammer zu regeln und sicher einzuhalten. Die elektrische Energie ist zum Antrieb der Förderaggregate und Stellklappen/Stellantriebe notwendig. Je nach Bezugsquelle können hier unterschiedliche CO₂-Äquivalente in die Gesamtbetrachtung einfließen [17]. Bei Bezug der elektrischen Energie aus erneuerbaren Quellen entfallen diese folglich. Die Oxidation der kohlenwasserstoffhaltigen Geruchsbeladung führt ferner zur Entstehung von CO₂. Diese ist jedoch – aus immissionsschutzrechtlicher Sicht – gewünscht und tritt unabhängig von der Art der Abgasreinigung (biologisches, katalytisches, thermisches Verfahren) auf.

Ausgehend von der „klassischen“ 3-Turm-RTO, wie sie im Kap. 2 vorgestellt wurde, werden verschiedene Anwendungsfälle zur Geruchsreduzierung vorgestellt, bei denen verfahrenstechnische Modifikationen vorgenommen wurden, um die ökologische Bilanz (CO₂-Bilanz) zu verbessern.

Mit dem Ziel von möglichst geringen CO₂-Äquivalentemissionen können Optimierungen an zwei Stellgrößen vorgenommen werden:

- Reduzierung der Temperaturdifferenzen $\Delta\vartheta$ (Rohgas-Reingas, (4)) mit dem Ziel, den Zusatzbrennstoffbedarf zu verringern
- Substitution des (fossilen) Brennstoff „Erdgas“ durch alternative („grüne“) Brennstoffe

Der Einsatz von keramischen Speichermaterialien in den Regeneratoren der RTO-Anlage ermöglicht eine sehr effiziente Wärmerückgewinnung, insbesondere im Vergleich zu

Wärmeübertragungsapparaten (Rekuperatoren) bei TNV-Anlagen (Kategorie B). Grundsätzlich ist es auch möglich, die Regeneratoren größer zu dimensionieren, um kleinere Temperaturdifferenzen $\Delta\vartheta$ zu realisieren. Betrachtungen u.a. von [13] haben aber gezeigt, dass sowohl Capex- als auch Opex-Kosten hier exponentiell steigen und eine Wirtschaftlichkeit nicht mehr gegeben ist.

Die Substitution des fossilen Energieträgers Erdgas kann sowohl durch Biogas, Wasserstoff als auch durch eine Elektrifizierung erfolgen. Während der Einsatz von („grünem“) Biogas vergleichsweise einfach realisierbar und eher eine Frage der Betriebskosten ist, ist ein Umstieg auf Wasserstoff industriell bislang noch nicht realisiert worden. Die hierfür notwendigen Anpassungen an der RTO-Technologie sind grundsätzlich bekannt, aktuelle Trends zeigen hierfür inzwischen eine erste Marktentwicklung.

Im Gegensatz dazu ist in Skandinavien eine elektrisch beheizte RTO entwickelt worden, da die Erdgasversorgung nicht flächendeckend gewährleistet ist [18]. Das Konzept der elektrisch beheizten RTO basiert auf einer 2-Kammer-RTO mit einer in der Schüttung liegenden elektrischen Heizung (Bild 4).

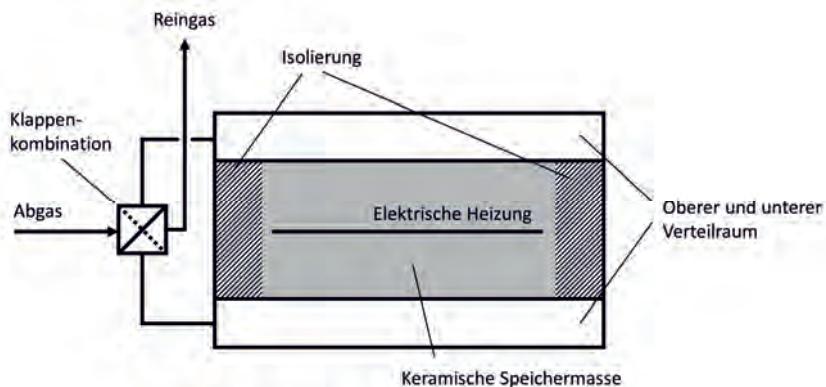


Bild 4: Schemazeichnung einer elektrisch beheizten RTO [verändert nach 18]

Das zu reinigende Abgas wird über einen (nicht dargestellten) Ventilator gefördert und über die Klappenkombination der aufgeheizten Speichermasse zugeführt. Beim Durchströmen der Speichermasse heizt sich das Gas auf und die Gasinhaltsstoffe werden oxidiert. Im (oberen/unteren) Randbereich der Speichermasse kühlte sich das Gas wieder ab und kann anschließend über die Klappenkombination als Reingas an die Umwelt abgeleitet werden.

Über die Klappenkombination im Gasstrang wird die Durchströmung der Schüttung periodisch gewechselt, so dass sich ein definiertes Temperaturprofil mit einem Maximum in der Bettmitte ausbildet.

Die Emissionen durch einen Rohgas-Reingas-Kurzschluss bei Umschalten werden sowohl durch einen Pufferbehälter als auch vergrößerte Regeneratormassen verringert. Damit reduziert sich auch die Temperaturdifferenz zwischen Abgas und Reingas auf $\Delta\vartheta < 20K$, so dass auch die elektrische Leistung der Heizung kleiner dimensioniert werden kann. Weiterer Vorteil der vergrößerten Regeneratoren bei der elektrisch beheizten RTO sind die verlängerten Umschaltzeiten von bis zu 5 Minuten im Vergleich zu einer „klassischen“ 3-Turm-RTO. Der Einsatz der elektrischen Heizung ermöglicht es, die mit der Abgasreinigung verbundenen CO₂-Emissionen signifikant zu senken, da keine fossilen Energieträger zur Wärmeerzeugung eingesetzt werden.

4.1 Einsatzbespiel 1: Elektrisch beheizte RTO zur Geruchsreduzierung

In der Pharma-Branche fallen bei der Produktion von sterilen medizinischen Artikeln Abgase an, die sowohl hinsichtlich der Schadstoffgehalte als auch Geruchsstoffkonzentrationen in einer Abgasreinigungseinrichtung behandelt werden müssen.

Bei einem solchen Anwendungsfäll ist eine elektrisch beheizte RTO-Anlage mit einer Baugröße von 7.500 Nm³/h seit über 5 Jahren im Einsatz (Bild 5). Aus den regelmäßig durchgeföhrten Untersuchungen zu den Reingasemissionen ergeben sich folgende Emissionswerte:

- < 20 mgC/m_N³
- < 5 mg/m_N³ NO_x
- < 50 mg/m_N³ CO

Untersuchungen zeigen keine produktionstypischen Gerüche, was durch seit der Installation der Anlage ausbleibende Beschwerden aus der Nachbarschaft bestätigt wird.

Durch Beladung von durchschnittlich > 1,5 g/m_N³ kann die Abgasreinigung weitgehend autotherm (d.h. ohne Erdgaseinsatz und damit ohne zusätzliche CO₂-Äquivalent-Emissionen) betrieben werden.



Bild 5: Elektrisch betriebene RTO (Baugröße 7.500 m³/h; Anwendung: Pharmabranche;
Quelle: MEGTEC Systems AB, Göteborg)

4.2 Einsatzbeispiel 2: Behandlung von Deponiegasen zur Emissionsreduzierung

Deponiegase entstehen durch biochemische Umwandlungsprozesse auf aktiven wie auch stillgelegten Deponien. Neben den Geruchsemissionen, die vorwiegend durch organische Substanzen hervorgerufen werden, enthalten diese Gase auch erhebliche Konzentrationen an (klimaschädlichem) Methan [19]. Die Methanemissionen sinken dabei über einen Zeitraum von (20...30) Jahren kontinuierlich. Während zunächst sehr hohe Konzentrationen eine Verbrennung z.B. in einer Fackel ermöglichen, wird mit zunehmender Betriebsdauer der Zusatzbrennstoffbedarf immer größer. Daher bieten sich zu diesem Zeitpunkt eher Nachverbrennungsanlagen der Kategorie B oder C an, die energetisch effizienter sind.

Bei einem realisierten Projekt auf Gotland (Schweden) sollten sowohl die Geruchsemissionen reduziert als auch der Heizwert des Methans zur Wärmenutzung in einem Nahwärmenetz genutzt werden. Im Jahr 2019 wurde eine elektrisch beheizte RTO-Anlage für 2.500 m³/h Deponegas installiert. Zur gleichzeitigen Nutzung des Heizwertes des Methans wurde die Anlage im Randbereich des keramischen Speicherbetts mit einem Pipe-System zur Wärmeauskopplung ausgerüstet. Ein Wärmeträgerfluid wird kontinuierlich durch die Rohre gepumpt, so dass hier auf einem definierten Temperaturniveau Prozesswärme für ein Nahwärmenetz ausgekoppelt werden kann (siehe Bild 6 und 7).

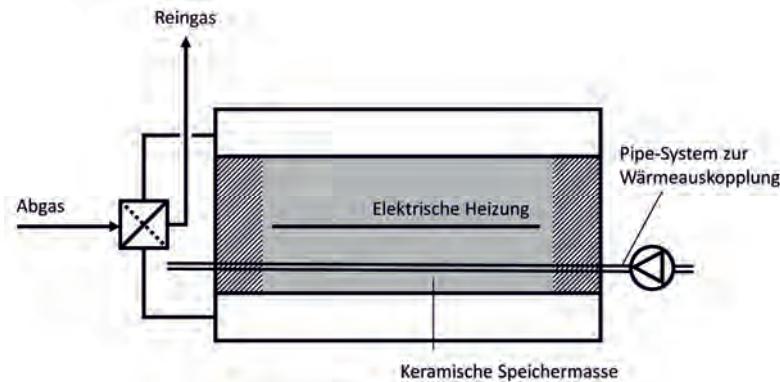


Bild 6: Schemazeichnung einer elektrisch beheizten RTO mit Möglichkeit zur Wärmeauskopplung über ein Pipe-System



Bild 7: Realisierte Anlage einer elektrisch beheizten RTO mit Wärmeauskopplung auf Gotland, Schweden (Quelle: MEGTEC Systems AB)

Neben der Reduzierung der Geruchskonzentration im Reingas ermöglicht die Abgasreinigung in diesem Fall auch, die klimaschädlichen Methanemissionen zu reduzieren und gleichzeitig Wärme in ein Nahwärmenetz einzuspeisen. Die Reduzierung der Methanemissionen ist dabei mit spezifischen Kosten von weniger als 30 EUR/t CO₂(Åq) realisierbar und damit wirtschaftlich vorteilhaft.

4.3 Einsatzbeispiel 3: Regenerative Nachverbrennungsanlage bei Tierkörperverwertungsanlagen

Bei der Tierkörperverwertung (z.B. Verwertung tierischer Nebenprodukte und deren Weiterverarbeitung zu Tiermehl, Fischöl usw.) treten Emissionen auf, die sowohl äußerst geruchsintensiv sind als auch wasserdampfhaltige, organische Verunreinigung (z.B. Fette, Öle, Eiweiße) mitführen. Messungen des Rohgases zeigen Geruchskonzentrationen von häufig mehr als $750.000 \text{ GE}/\text{m}^3$. Stand der Technik ist hier zunächst eine Abscheidung der kondensierbaren Bestandteile, so dass das trockene Gas anschließend einer Abgasreinigungsanlage (Nachverbrennung) zugeführt werden kann. Die Kondensation ist jedoch energieintensiv bei typischen Volumenströmen von $(20.000 \dots 40.000) \text{ m}^3/\text{h}$ und produziert letztlich einen flüssig-pastösen Abfall, der alternativ entsorgt werden muss. Darüber hinaus wird der Heizwert des zu behandelnden Abgases erheblich reduziert und die Nachverbrennung benötigt zusätzlichen Brennstoff.

Modifikationen an einer „klassischen“ 3-Turm-RTO (siehe Kap. 2) ermöglichen hier jedoch energieeffizientere Verfahrensweisen. Das Abgas aus dem sogenannten Rendering-Prozess wird zunächst einer allothermen bzw. hydrothermalen Vergasung zugeführt, wobei der Energiebedarf durch den Wasserdampf im Sinne einer Wassergas-Shift-Reaktion reduziert wird. Erst danach wird das Abgas zusammen mit einer Oxidatorstrom der RTO-Anlage zugeführt. Vor der Ableitung des Reingases über den Kamin kann noch durch Kondensation des hohen Wassergehalts eine weitergehender Wärmerückgewinnung erfolgen, sofern im Produktionsprozess ein entsprechender Wärmebedarf (z.B. für ein Warmwassernetz) vorhanden ist. Die durchgeführten Anlagenmodifikationen ermöglichen – neben der erwünschten Geruchsreduzierung – auch die energieeffiziente Behandlung der weiteren Schadstoffe im Abgas [20].

Erfahrungen von über 20 Anlagen (7.500 bis $40.000 \text{ m}^3/\text{h}$ Abgas, Bild 8) bestätigen die Reduzierung der Geruchsemisionen in Abhängigkeit des Prozesses und der eventuellen Vorbehandlungsstufen um 97 bis 99,5%, so dass Reingaskonzentrationen von $(500 \dots 2.500) \text{ GE}/\text{m}^3$ erreicht werden. Gleichzeitig zeigen Messungen im Reingas, dass die Emissionsgrenzwerte von organisch gebundenem Kohlenstoff und Kohlenmonoxid sicher eingehalten werden. Auswertungen der Betreiber bestätigen zusätzlich, dass elektrische und thermische Energie gegenüber einer herkömmlichen Anlage eingespart wird und auch gegenüber alternativen Verfahren wie chemischen Abgaswäschern Betriebskostenvorteile bestehen.



Bild 8: RTO-Anlage (Baugröße 40.000 m³/h, Tiermehlproduktion)

4.4 Bewertung

Der Einsatz von thermischen Nachverbrennungsanlagen ermöglicht grundsätzlich eine energieeffiziente und damit CO₂-freundliche Behandlung von geruchsbeladenen Abgasen aus verschiedensten Produktionsbereichen. Ausgehend von einer thermodynamischen Energiebilanz ergeben sich CO₂-Äquivalentemissionen durch den notwendigen Zusatzbrennstoffbedarf (i.d.R. Erdgas) von bis zu 2,16 kg/1.000 m³/h. Diese CO₂-Äquivalentemissionen lassen sich in der Praxis – wie die Anwendungsbeispiele gezeigt haben – reduzieren, wenn modifizierte Anlagentechnik eingesetzt wird oder es noch Möglichkeiten zu Kopplungsprozessen gibt [21].

Im Vergleich dazu ermöglicht ein Abgasreinigungsverfahren nach dem Prinzip des nicht-thermischen Plasmas überwiegend nur eine Reduzierung der Geruchsemmissionen, sofern die Eintrittskonzentration relativ niedrig ist. Eine gleichzeitige Reduzierung von Schadstoffemissionen (organisch gebundener Kohlenstoff) führt zu erheblich größeren elektrischen Energiebedarfen (5 bis 30 kWh/1.000 m³; entsprechend ca. 2,5 bis 15 kg CO_{2(Aq)}/h; durchschnittlicher Strommix).

5. Zusammenfassung

Die Reduzierung von Gerüchen bei Emissionsquellen erfolgt bei industriellen Prozessen häufig durch den Einsatz von thermischen Nachverbrennungsanlagen, wobei sich die Verfahren der regenativen thermischen Oxidation (RTO-Anlagen) auch aufgrund der Energieeffizienz bewährt haben. Die mit diesen Verfahren verbundenen CO₂-Äquivalentemissionen lassen sich jedoch weiter absenken, wenn Anlagenmodifikationen wie veränderte Regeneratorauslegung, Einsatz alternativer Brennstoffe (Biogas, Wasserstoff, Strom) oder Kopplungsprozesse (Wärmeauskopplung) vorgenommen werden.

Die RTO-Technologie ermöglicht eine Abgasbehandlung bei Temperaturen > 800 °C. Bedingt durch den Einsatz von keramischen Regeneratoren gibt es jedoch Rohgas-Reingas-Kurzschlüsse, die verfahrenstechnische Maßnahmen erfordern, um Emissionspeaks im Reingas zu vermeiden. Hier gilt es, den Spülzyklus zu optimieren, um (Geruchs-) Kontaminationen des Reingeses zu verhindern. Dies kann z.B. durch Einsatz von (vorgewärmter) Frischluft als SpülLuft geschehen.

Das geruchsbelastete Abgas aus einem Produktionsprozess kann in der Regel mit einer RTO-Anlage gereinigt werden. Sofern es der jeweilige Anwendungsfall zulässt, kann durch Anlagemodifikationen und Koppelung mit weiteren Prozessen die Energieeffizienz erheblich gesteigert werden, so dass die mit der Reinigung verbundenen CO₂-Äquivalentemissionen verringert werden. Gleichzeitig entfällt die olfaktometrische Messung von Geruchsemmissionen, da die Nachverbrennung *per definitionem* eine ausreichende Reduzierung der Gerüche erreicht.

6. Quellenverzeichnis

- [1] Pressemitteilung Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit vom 23.06.2021; <https://www.bmu.de/pressemitteilung/strengere-begrenzungen-fuer-den-schadstoffausstoss-von-industrieanlagen> [08.10.2021]
- [2] TA Luft 2021, Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 48-54, S. 1050f., 14.09.2021
- [3] TA Luft 2002, Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 25-29, S. 511f., 30.07.2002
- [4] VDI-Richtlinie 2441: Prozessgas- und Abgasreinigung durch Kaltplasmaverfahren. Mai 2016. Beuth Verlag, Berlin.
- [5] Rüskamp, B.: Adsorption und Vor-Ort-Regeneration mit Schadstoffoxidation an industriellen Emissionsquellen. Forschungsbericht Lufttechnik Bayreuth GmbH & Co. KG, Goldkronach. Abschlussbericht des Verbundprojekts „Integrierter Umweltschutz in der Lebensmittelindustrie durch selektive Minimierung von Gerüchen“
- [6] VDI-Richtlinie 3477: Biologische Abgasreinigung – Biofilter. März 2016. Beuth Verlag, Berlin.
- [7] VDI-Richtlinie 3478, Blatt 1: Biologische Abgasreinigung – Biowäscher. März 2011. Beuth Verlag, Berlin.
- [8] VDI-Richtlinie 2442: Abgasreinigung, Verfahren und Technik der thermischen Abgasreinigung. Februar 2014. Beuth Verlag, Berlin.
- [9] O. Carlowitz, S. Meyer: Forum Umwelt- und Energietechnik 2013: Kraftwärmekopplung und Luftreinhaltung. ISBN 978-3-86948-388-7, Papierflieger-Verlag GmbH, Clausthal-Zellerfeld, 2013, 141 S.
- [10] O. Carlowitz, O. Neese, B. Schricker: Behandlung von Abgasen mit siliziumorganischen Verbindungen, Bayerische Immissionsschutztage 2010.
- [11] T. Reindorf: Regelungsstrategien für den heißen Bypass von regenerativen Nachverbrennungsanlagen zur Stabilisierung der Brennraumtemperatur im überautothermen Betrieb. AiF-Forschungsvorhaben 15400 N, 2010.
- [12] T. Reindorf: Modellierung und Analyse des Betriebsverhaltens von thermischen Nachverbrennungsanlagen mit regenerativer Abluftvorwärmung. Dissertation, Technische Universität Clausthal, 2014. 305 S., ISBN: 978-3-86948-425-9
- [13] O. Neese: Analyse und Erprobung von Konzepten zur Senkung des Primärenergieeinsatzes bei bestehenden Lacktrocknersystemen am Beispiel der Automobilindustrie. Dissertation, Technische Universität Clausthal, 2015. 189, A115 Seiten. ISBN: 978-3-86948-534-8

- [14] O. Carlowitz, S. Meyer, B. Schricker, M. Förster: Prozesswärmeerzeugung im heißen Bypass von RTO-Anlagen versus separater Wärmeerzeugung. *Chemie Ingenieur Technik*, 2016, 88, 5, S. 666–671. DOI: 10.1002/cite.201500068
- [15] S. Meyer: Entwicklung und Bewertung von Verfahrensansätzen zur Erzeugung von thermischer und elektrischer Energie in regenerativen thermischen Abgasreinigungsanlagen. Dissertation. Technische Universität Clausthal, 2017. Papierflieger-Verlag, Clausthal-Zellerfeld, 146 S.
- [16] Umweltbundesamt (2016): Strom- und Wärmeversorgung in Zahlen. url: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/energieversorgung/stromwaermeversorgung-in-zahlen> (Zugriff: 25.07.2016)
- [17] P. Icha, T. Lauf, G. Kuhs: Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990-2020. ISSN 1862-4359 (2021)
- [18] B. Heed: A Gas Treatment Installation. EP0616673B1 von 1997. Priorität 19.12.1991 (SE 9103786).
- [19] W. Grotz et al.: Grundlagen der Ermittlung von Emissionen und Immissionen aus Deponien, Bericht Nr. M128625/05 für das Bayerische Landesamt für Umwelt. 2016. https://www.lfu.bayern.de/abfall/deponieforschung/immissionsprognose/doc/grundlage_n_emission.pdf
- [20] M. Hänel, C. Eichhorn: Verfahren zur Reinigung eines Rohgasstroms und Reinigungsvorrichtung. DE102018219105A1 von 2020.
- [21] D. Volta: Das physikalische Optimum als Basis von Systematiken zur Steigerung der Energie- und Stoffeffizienz von Produktionsprozessen. Dissertation, Technische Universität Clausthal, 2014.

Geruchs-Emissionsmessungen an freibelüfteten Schweineställen

Lars Broer, LUFA Nord-West, Oldenburg

Kurzfassung

In vielen Fällen verweigern die Genehmigungsbehörden interessierten Landwirten nach wie vor die Neu- oder Umbaugenehmigung von Außenklimaställen aufgrund mangelnder Emissionswerte. Weil der Veränderungsdruck auf die Tierhalter jedoch groß ist, hat das Land Hessen auf Initiative der dortigen Tierschutzbeauftragten die LUFA Nord-West in Oldenburg mit Emissionsmessungen in unterschiedlich frei belüfteten Stallsystemen beauftragt

1. Ziel

Die Nutztierhaltung in Deutschland wird in Zukunft anders aussehen als heute.

Die Bundesregierung plant eine zukunftsfähige Tierhaltung. Damit reagiert die Politik auf die Forderung von vielen Verbrauchern und Tierschützer nach mehr Tierwohl, zum Beispiel nach Außenausläufen für Schweine und das Verbot des Vollspaltenbodens.

Das von der Bundesministerin Klöckner eingesetzte Kompetenznetzwerk Nutztierhaltung (Borchert Kommission) schlägt vor, sich bei der Entwicklung von Zielbildern an den 3 Stufen der geplanten Tierwohlkennzeichnung des BMEL bzw. an den Stufen 2 bis 4 der Haltungsform-Kennzeichnung des Lebensmitteleinzelhandels zu orientieren. Dies sieht einen schrittweisen Umbau der Tierhaltung bis 2040 vor, dann soll Stufe 2 zum gesetzlichen Mindeststandard werden.

In der Stufe 2 haben die Tiere mehr Platz, die Bildung von Funktionsbereichen ist möglich und es gibt Klimazonen mit Kontakt zum Außenklima.

Doch so einfach sind die Wünsche in der Praxis nicht umzusetzen. Ein Problem sind die nicht bekannten Emissionen, wenn beim Stallbau das Tierwohl stärker in den Mittelpunkt rückt.

Vor allem Ammoniakemissionen (NH_3) können problematisch sein. Sie entstehen, wenn Kot und Harn nicht schnell genug voneinander getrennt werden und der Stallboden längere Zeit feucht ist. Auch Gerüche können zum Problem werden.

In vielen Fällen verweigern die Genehmigungsbehörden interessierten Landwirten nach wie vor die Neu- oder Umbaugenehmigung. Weil der Veränderungsdruck auf die Tierhalter jedoch groß ist, hat das Land Hessen auf Initiative der dortigen Tierschutzbeauftragten die LUFA Nord-West in Oldenburg mit Emissionsmessungen in unterschiedlich frei belüfteten Stallsystemen beauftragt. Neben Ammoniak wurden Werte für Stickoxide, Methan und Geruch ermittelt.

2. Messmethodik

Die Messungen erfolgten in Anlehnung an das international anerkannte VERA-Prüfprotokoll für Tierhaltungssysteme.

Zunächst wurde ein sogenanntes Tracergas mit bekannter Masse bodennah in den Stall geleitet. Dieses Gas verhält sich wie das zu untersuchende Gas (Ammoniak, Methan) und den Geruchsstoffen. Oberhalb der Einleitungsstelle wurde das Gas, das sich sehr gut mit der Stallluft vermischt, dann mittels Messdüsen abgesaugt und analysiert. Wichtig ist allerdings, dass das Gas kontinuierlich und direkt im Emissionsbereich einströmt und in 1,8 m Höhe von vier Entnahmesonden, die an einem Messmast hängen, abgesaugt wird. Gemäß VERA-Protokoll erfolgten sechs Messperioden über eine Woche verteilt über ein Jahr.

Das VERA-Prüfprotokoll, in dem Prüfvorgaben für Umwelttechnologien in der landwirtschaftlichen Produktion genannt sind, schreibt vor, dass zur Ermittlung eines Emissionsfaktors je Außenklimastalltyp mindestens vier Betriebe bzw. Standorte gemessen werden sollten. Dadurch sollen managementbedingte und klimatische Unterschiede in den Emissionsfaktor einfließen. In der Praxis hat sich jedoch gezeigt, dass es derzeit sehr schwierig ist, vier baugleiche Ställe zu finden. Bei frei belüfteten Ställen handelt es sich meist um individuelle Lösungen, wie z. B. den Offenfrontstall. Hinzu kommt, dass in der Praxis nur wenige Ställe zu finden sind, die eine bestimmte Anströmung aufweisen und bei denen keine weiteren Emittenten (Querkontamination) vorhanden sind.

Da für diese Untersuchung je Stalltyp nur an einem Standort gemessen werden konnte, repräsentiert der hier ermittelte Emissionswert somit den jeweiligen Standort mit der entsprechenden Haltungsform. Die ermittelten Emissionswerte stellen keinen festen,

grundsätzlich auf andere Ställe mit gleichen Haltungsverfahren eins zu eins übertragbaren, Faktor dar. Sie liefern aber klare Hinweise darauf, wie sich die Emissionen und Gerüche bei baugleichen Ställen bzw. Stallsystemen verhalten. Die gemessenen Ergebnisse sollten daher als Rechengrundlage in Genehmigungsverfahren herangezogen werden dürfen.

Für die Untersuchung wurden drei Ställe untersucht, die sich vor allem hinsichtlich ihrer Bauart und Ausstattung unterscheiden

Stall A

Hierbei handelt es sich um einen ehemals geschlossenen Schweinemaststall, an den der Landwirt einen teilüberdachten Außenauslauf angebaut hat. Etwa 40% der äußeren Fläche sind überdacht. Die Mastbuchten im Stallinnern sowie der Auslauf sind komplett planbefestigt und mit Stroh eingestreut. Am Rand des Auslaufs befindet sich eine Harnrinne im Boden, durch die Harn und Regenwasser abgeführt werden sollen. Drei Mal wöchentlich schiebt der Landwirt den Mist im Auslauf ab und streut frisches Stroh ein. Die Nutzfläche pro Mastschwein beträgt 2,3 m², da die Schweine als Biotiere vermarktet werden. Die Mastschweine erhalten eine Eigenmischung, die nicht nährstoffreduziert ist (siehe Tabelle 1).



Zur Emissionsmessung in den freigelüfteten Ställen wurde ein Tracergas eingesetzt und mit Hilfe von Messsonden abgesaugt und im Messfahrzeug mit hochempfindlichen Messgeräten analysiert

Stall B

Hierbei handelt es sich um einen Außenklimastall mit Ruhekisten (Pig-Port Typ 2). Der Liegebereich ist planbefestigt, der Aktivitätsbereich komplett mit Vollspaltenboden ausgelegt. Beide Bereiche befinden sich im Stallinnern unter Dach. Zweimal pro Tag erfolgt die Tierkontrolle, dabei werden Kotreste von den Festflächen entfernt und auf den Spaltenboden geschoben. Der Güllekeller wird nach jedem Mastdurchgang geleert. Jedem Mastschwein steht 1 m² Fläche zur Verfügung, gefüttert wurde nach dem niedersächsischen RAM-Futterkonzept.

Stall C

ist ein ehemals konventionell betriebener Maststall, der zu einem Offenfrontstall mit separaten Funktionszonen umgebaut wurde. Alle Bereiche liegen innerhalb des Gebäudes. An den Längsseiten hängen temperaturgesteuerte Windschutznetze, die je nach Wetterlage

automatisch geöffnet oder geschlossen werden. Der Liegebereich wurde mit absenkbbaren Buchtendeckeln ausgestattet. Der Boden im Liege- und Aktivitätsbereich ist planbefestigt, im Kotbereich liegt Teilspaltenboden. Die an der Außenwand eingebaute Festfläche ist leicht geneigt, sodass Feuchtigkeit schneller in den Güllekeller abfließt.

Einmal täglich wird die Festfläche wenn nötig per Hand gesäubert, im Güllekeller schiebt ein Unterflurschieber täglich Kot und Harn aus dem Gebäude. Die Nutzfläche beträgt 1,8 m² pro Mastschwein, auch hier kam das RAM-Futterkonzept zum Einsatz.

Tabelle 1: Stallsysteme im Vergleich

Bauart	Stall A Geschlossen mit teilüberdachtem Auslauf	Stall B Außenklimastall mit Ruhekisten (PigPort 2)	Stall C Offenfrontstall	(Referenz) Konventionell
	Planbefestigt			
Bodenart im Aktivitätsbereich	planbefestigt mit Stroheinstreu	mit Einstreu	leicht Einstreu	Planbefestigt mit Vollspaltenboden
Bodenart Kotbereich	planbefestigt mit Stroheinstreu	Spaltenboden	tlw. planbefestigt, tlw. Spalten	entfällt
2 x Tag Kontrolle; Kot aus Oberfläche, 3 x pro Woche Liegebereich in 1 Tag Tiere treten Kot per Hoftrack des Spaltenbereich Unterflurschieber durch Spalten Abschiebefrequenz Auslaufs verbracht				
Fläche / Tier	2,3 qm	ca. 1 qm	ca. 1,8 qm	0,75 qm
Futter	Eigenmischung Nicht reduziert	N-/P-reduziert	N-/P-reduziert	Standard oder N-/P-reduziert

3. Ergebnisse

Stall A

Wie Tab. 2 zeigt, war der Emissionswert für Ammoniak im umgebauten Maststall mit Auslauf mit 10 kg pro Tierplatz und Jahr relativ hoch. Der Wert errechnet sich aus der gemessenen Ammoniakfracht von 1,3 g pro Stunde und Tierplatz sowie der Belegzeit des Stalles von 7 728 Stunden jährlich. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass die Tiere bei allen Messungen zwischen 70 und 100 kg schwer waren. Ideal wäre es gewesen, wenn auch Messungen mit leichteren Schweinen möglich gewesen wären. Einschränkend kommt hinzu, dass die Wintertemperaturen während der Messphasen relativ hoch waren, im Mittel 3,3 bis 4,3 °C. Auch der planbefestigte Auslauf dürfte zu der hohen Ammoniakfracht beigetragen haben. Die Fläche war besonders im Winter und Frühjahr länger nass und stark verschmutzt. Alle drei Faktoren haben den Emissionswert negativ beeinflusst. Zu berücksichtigen ist auch, dass die Temperaturen während der Sommermessungen über dem statistischen Mittel lagen. Dadurch trockneten die Außenflächen schneller ab. Das dürfte den Emissionswert wiederum positiv beeinflusst haben.

Der Emissionswert für Geruch war mit 105 GE pro GV/s (Geruchseinheit pro Großvieheinheit und Sekunde) ebenfalls sehr hoch. Auch hierfür sind in erster Linie die stark verschmutzten Ausläufe im nicht überdachten Bereich verantwortlich. Hinzu kommt, dass die Harnrinne am Rand des Auslaufs nicht funktionierte und die Fläche deshalb längere Zeit sehr feucht war.

Stall B

Deutlich besser waren die Emissionswerte im PigPort-Stall. Die Ammoniakfracht betrug nur 0,17 g pro Stunde und Tierplatz. Das sind gerade einmal 1,3 kg pro Tierplatz und Jahr. Die niedrigen Werte haben unterschiedliche Ursachen:

- Während der Messungen in den Übergangs- und Wintermonaten waren eher kleine Schweine mit einem mittleren Tiergewicht von 53 bis 64 kg eingestallt. Höhere Tiergewichte hätten zu höheren Emissionen geführt. Das bestätigte sich bei den Sommermessungen. Bei 105 kg Lebendgewicht stieg die Ammoniakfracht auf 0,32 g pro Stunde und Tierplatz an.
- Die Belegdichte war deutlich höher als im Stall A mit Außenauslauf. Die spezifische Emissionsfläche pro Tier war dadurch wesentlich kleiner.
- Der Güllekeller ist mit 1,33 m sehr tief. Dadurch fand nur ein sehr geringer Austausch der Gasphase statt.

- Die planbefestigten Oberflächen im Stall waren überwiegend trocken. Ein Grund hierfür ist, dass alle Funktionsbereiche überdacht sind.
- Der Kot auf den Spaltenböden erklärt die relativ hohen Emissionswerte für Geruch in Höhe von 132 GE pro GV und Sekunde.

Stall C

Ähnlich gute Emissionswerte wurden im Offenfrontstall gemessen. Hier lag der Ammoniakemissionswert bei 2,3 kg Ammoniak pro Tierplatz und Jahr. Das durchschnittliche Tiergewicht während der Messungen betrug 70 kg, die Temperaturen lagen während der Emissionsmessungen ebenfalls im statistischen Mittel. Auch die Tatsache, dass alle Funktionsbereiche komplett überdacht sind, hat zu den niedrigen Emissionswerten geführt. Sehr gut war auch der Wert für Geruch. Er lag bei nur 54 GV pro GE und Sekunde. Es kann davon ausgegangen werden, dass die NH₃- und Geruchswerte noch besser ausgefallen wären, wenn im kompletten Kotbereich Spaltenboden liegen würde. Viele Schweine haben ihren Kot und Urin auf den Festflächen, die an den Außenseiten des Gebäudes liegen, abgesetzt.

Tabelle 2: Emissionswerte der untersuchten Stallsysteme

Haltungsform/ verfahren	-	Stall A Geschlossen mit teilüberdachtem Auslauf	Stall B Außenklimastall mit Ruhekisten (PigPort 2)	Stall C Offenfrontstall	(Referenz) Konventionell
NH ₃ -Fracht g/h/TP	1,3		0,17	0,3	-
NH ₃ -Emissionswert kg/a / TP ¹⁾	10				3,64 (Standardfutter) 2,91 (N-/P-reduziert)
Methanfracht g/h/TP	1,1		1,5	0,5	-
Methan- Emissionswert kg/a/TP ²⁾	8,6		11,3	3,9	3,65
Geruchsstofffracht (GE/(GV*s))	105		132	54	50

1) nach VDI 3894 Blatt 1; 2) nach KTBL

4. Fazit

Bei allen drei Standorten war eindeutig zu erkennen, dass die Emissionen vom Absetzort des Kotes und des Harns ausgingen (Emissionsfläche) und eindeutig von den anderen Aktionsflächen getrennt war. Dies war ebenfalls an allen Standorten am Ende der Bucht bzw. des Auslaufes der Fall. Es wird entscheidend sein, wie diese Emissionsfläche gestaltet wird, um Emissionen zu senken. Es hat sich gezeigt, je trockener der Emissionsbereich, desto weniger Ammoniak-Emissionen, ein tägliches Abschieben des Kotes verringert die Geruchsemissionen und Methanemissionen. Damit wird deutlich, dass das Management auch bei den Geruchs- Ammoniak- und Methanemissionen eine entscheidende Rolle spielt und hierauf besonders zu achten ist. Aus Sicht des Emissionsschutzes sollte ein Auslauf (Absetzbereich Kot/Harn) unbedingt überdacht sein.

Darüber hinaus besitzen in frei belüfteten Schweineställen folgende Maßnahmen großes Potenzial zur Emissionsminderung:

- Einsatz der Multiphasenfütterung zur noch bedarfsgerechteren Nährstoffversorgung während der Mast.
- Täglich mehrmaliges automatisches Abschieben der Kotflächen bei planbefestigtem Boden.
- Einbau von automatisch ausfahrbaren Regenschutzdächern, um Außenausläufe bei Regen oder Schnee trockener zu halten.
- Einbau von Spaltenböden mit größeren Schlitzmaßen im Kotbereich, um den Kotdurchsatz zu erhöhen.
- Einsatz eines Ureasehemmers im planbefestigten Bereich der Buchten

Literatur:

VERA Prüfprotokoll für Tierhaltungs- und Management-Systeme Version 3:2018-09

Deutsche Fassung, Abgerufen von:

https://www.veraverification.eu/app/uploads/sites/9/2019/05/VERA_Pruefprotokoll_Stallsysteme_v3_2018.pdf

VDI 3894 Blatt 1Richtlinie VDI (3894): Emissionen und Immissionen aus

Tierhaltungsanlagen (2011): Blatt 1 Haltungsverfahren und Emissionen - Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde; Verein Deutscher Ingenieure e.V. Düsseldorf, Beuth-Verlag Berlin, September 2011

Geruchsemissionsmessungen in Versuchsstellungen für Mastgeflügel und in der Praxis

BMA M. Kropsch, Ing. I. Mösenbacher-Molterer, Ing. Eduard Zentner,
Abteilung Tierhaltungssysteme, Technik und Emissionen
HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, Österreich

Kurzfassung

In Österreich hat das Thema Geruchsemissionsfaktoren aus der Nutztierhaltung aktuell erhebliche Brisanz. Neben der Diskussion zur Auswahl der beprobenen Praxisbetriebe, über die Durchführung der Erhebung bis zur Ableitung richtet sich der Fokus in erster Linie auf die Höhe der finalen Emissionsfaktoren. Für die Anwendung in Geruchsausbreitungsrechnungen ist es essentiell, dass die abzubildenden Immissionen nicht zu stark unterschätzt bzw. überschätzt werden. Seit 2011 werden an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein Mastgeflügelversuche mit begleitenden Geruchsmessungen durchgeführt, ergänzt durch Erhebungen auf Praxisbetrieben. Mit dem gesammelten Datenmaterial soll ein Beitrag geleistet werden, Ausbreitungsrechnungen in Zukunft realitätsnäher gestalten zu können – Geruchsemissionsfaktoren bilden hier eine wesentliche Stellschraube.

Der vorliegende Beitrag zeigt die Bandbreite an mastdurchgangsspezifischen Emissionsfaktoren auf und legt potentielle Maßnahmen zur Geruchsminderung dar.

1. HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Die Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, gelegen in der Steiermark, ist die größte diesbezügliche Einrichtung des *Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus*. Der Forschungsbereich am Standort Gumpenstein, bzw. in Trautenfels, ist aufgeteilt in vier Institute – in das *Institut für Nutztierforschung*, das *Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft*, das *Institut für Biologische Landwirtschaft und Biodiversität der Nutztiere* sowie das *Institut für Tier, Technik und Umwelt*. In der *Abteilung Tierhaltungssysteme, Technik und Emissionen* dieses Instituts widmen wir uns u. A. zentralen Themen an den Berührungsstellen zwischen Landwirtschaft und umgebender Nachbarschaft. Ein Fokus der Abteilung liegt dabei auf der Erfassung, Quantifizierung und Bewertung von Emissionen aus der Nutztierhaltung (Geruch, Schad- und Klimagase, Staub, Bioaerosole und Lärm). In zwei dienststelleneigenen Versuchsstellungen (für Mastschweine und Mastgeflügel) werden Untersuchungen zum Einfluss von Fütterung und Futtermittelzusätzen auf die Entstehung und die Höhe von Emissionen, sowie zu tierischen Leistungsparametern angestellt; das

Hauptaugenmerk liegt hier auf einer Reduktion im Tierbereich. Im Rahmen landwirtschaftlicher Behörden- und Genehmigungsverfahren werden zudem fachliche und technische Unterstützung angeboten.

2. Versuchsstellungen für Mastgeflügel

Der Mehrzweckversuchsstall der HBLFA Raumberg-Gumpenstein verfügt, neben Abteilen für die Haltung von Rindern, über zwei baulich und lüftungstechnisch getrennte Stallungen (Abteil OST und Abteil WEST) für Versuche mit Mastgeflügel. In den Durchgängen wird jeweils in einem Abteil mit einem Versuchs-Futtermittel, im zweiten mit einer „herkömmlichen“ Praxisrezeptur (Kontrollgruppe) gefüttert. Um eine Beeinflussung durch die Abteile auszuschließen werden die Versuchs- und Kontrollgruppen nach jedem Mastdurchgang getauscht; in einem Durchgang beherbergt das Abteil OST die Versuchsgruppe, im nächsten das Abteil WEST. Die Stallabteile werden jeweils – durch Einfügung einer unüberwindbaren Barriere – in zwei gleich große Buchten geteilt. Hinsichtlich der Parameter tägliche Zunahme, Mastendgewicht und Futterverwertung stehen somit pro Versuchsdurchgang (jeweils für die Versuchs- und die Kontrollgruppe) Daten aus zwei Buchten zur Verfügung. In Bezug auf die gasförmigen und olfaktorischen Emissionen erfolgt der Vergleich jeweils für das Versuchs- und das Kontrollabteil im Gesamten. Entsprechend den AMA-Vorgaben werden je 420 Masthühner pro Abteil gehalten, aufgeteilt in je zwei Buchten zu 210 Tieren. Die Mastküken werden von einer konventionellen Brüterei bezogen; ebenfalls erfolgt die Schlachtung der Tiere auf einem Schlachthof in der Praxis.

Während der Versuchsdurchgänge werden die Temperatur, die Luftfeuchtigkeit und der Ammoniakgehalt (im Tierbereich und im Abluftkamin) kontinuierlich erfasst; im Außenbereich erfolgt zusätzlich die Messung der Ammoniakkonzentration. An vier Tagen während des Mastverlaufs (einmal pro Woche) erfolgt in den Abluftkaminen, jeweils am Vormittag, die Geruchspröbenziehung (zwei Säcke je Quelle) zur normenkonformen [1 bis 3] Untersuchung am Olfaktometer. Nach Beendigung jedes Durchgangs werden Mistproben aus den Versuchs- und Kontrollbuchten, sowie eine Probe der eingesetzten Futtermittel, zur Analyse an das dienststelleneigene Laboratorium übermittelt.

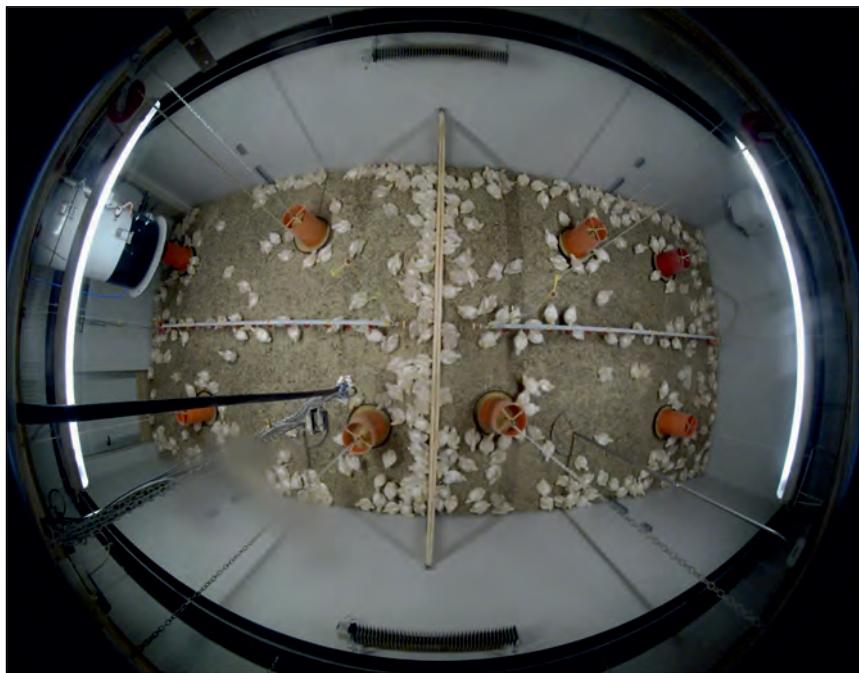


Bild 1: Mastabteil mit zwei Buchten, Futtertrögen, Tränkelinie und Messvorrichtungen

3. Mastgeflügelversuche am Forschungsstandort Gumpenstein

Um eine gesicherte Aussage zu erhalten streben wir seit 2015 an, je Versuchsfragestellung (Futtermittelzusatz im Versuchsfutter, proteinreduziertes Versuchsfutter, Einsatz alternativer Proteinquellen zur Reduktion des Importsojas...) mindestens vier Mastdurchgänge durchzuführen. Kürzere Versuchsperioden werden nur auf ausdrücklichen Wunsch kooperierender Firmen bzw. bei Vorgaben in entsprechenden EU-Projekten abgehalten.

Für die Untersuchung der Variabilität der Geruchsemissionen werden für diesen Beitrag die Daten aus den Kontrollabteilen herangezogen. Bei jeder abzuhandelnden Fragestellung wird neben dem Versuchsfuttermittel, als Kontrolle, ein „herkömmliches“ eingesetzt, dass breitflächig in der Praxis zum Einsatz gelangt; die Definition der Zusammensetzung obliegt dabei unseren Kooperationspartnern. Die Inhaltsstoffe und die Proteinkonzentrationen orientieren sich dabei stets an den anerkannten Empfehlungen; zu 87 % gelangten dreiphasige Fütterungsregime zum Einsatz, zwei Versuchsreihen wurden mit einem vierphasigen Futtermittel durchgeführt.

In punkto Anwendung der Forschungsergebnisse in der heimischen Landwirtschaft ist der Umstand hervorzuheben, dass – mit Ausnahme der messtechnischen Ausstattung der Abteile und der erhobenen Parameter – die Bedingungen während der Mastdurchgänge weitgehend jenen in der Praxis entsprechen. Zwar ist die gehaltene Tierzahl je Abteil nicht anasatzweise mit jenen in großen Mastbetrieben zu vergleichen – jedoch entspricht die „Umgebung“ (eine bestimmte Anzahl an Tieren teilt sich, gemäß AMA-Vorgaben, Futtertröge und Tränken), der Bezug der Küken (Rasse Ross 308) aus einer konventionellen Brütetrie und die Abwicklung der Schlachtung durch einen heimischen Geflügelproduzenten den Vorgängen in der Praxis. Dies stellt hinsichtlich der Übertragung der Versuchsergebnisse oftmals einen Vorteil gegenüber Kleingruppenversuchen dar, die hinsichtlich der Haltungsbedingungen als z. T. „artifiziell“ zu betrachten sind.

Entsprechend der erläuterten Rahmenbedingungen wurden in den vergangenen 10 Jahren 44 relevante Mastdurchgänge abgehalten [4 bis 16]. Zu 80 % betraf dies Kooperationen mit Futtermittel- und Futtermittelzusatzproduzenten; die restlichen Versuche fokussierten auf die Verwendung von alternativen Proteinquellen.

Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt eine Übersicht der Mastgeflügelversuche mit den jeweiligen mittleren Geruchsstoffkonzentrationen in GE/m³; die Basis der Werte bilden stets acht olfaktometrische Analysen (vier pro Mastdurchgang, zweifache Probenziehung je Quelle). Unter Mit einbeziehung des mittleren Abluftvolumenstroms und der Anzahl der Tiere wurden die Geruchsemmissionsfaktoren in GE/s*GVE berechnet (die Umrechnung der Tieranzahl in GVE = Großviecheinheiten erfolgte gemäß VDI 3894 [17]).

Tabelle 1: HBLFA Mastgeflügelversuche, Geruchskonzentration und Emissionsfaktoren

Nr.	Control Group Trial number	Geruch GE/m ³ (Durchschitt)	Geruch EmiFaktor (GE/s*GVE)
1	DGE34-F4M II	95	61
2	DGE33-F4M I	409	70
3	DGE32	345	33
4	DGE31	962	101
5	DGE30	599	224
6	DGE29	737	517
7	DGE28	348	35
8	DGE27	248	37
9	DGLa3	672	87
10	DGLa2	139	230
11	DGLa1	281	193
12	DGE26	571	95
13	DGE25	493	58
14	DGE24	936	113
15	DGE23	905	99
16	DGE22	307	202
17	DGE21	377	192
18	DGE20	615	185
19	DGE19	755	60
20	DGE18	1481	106
21	DGE17	887	74
22	DGE16	1261	289
23	DGE15	1196	425
24	DGE12	2204	169
25	DGE11	3258	478
26	DGE10	1352	91
27	DGE9	1641	118
28	DGE8	1418	88
29	DGE7	1640	98
30	DGE6	1742	118
31	DGE5	1771	242
32	DGE3	1749	178
33	DG16	1192	90
34	DG15	2138	215
35	DG14	759	165
36	DG13	698	200
37	DG12	1022	141
38	DG11	1135	99
39	DG10	1306	77
40	DG9	1092	261
41	DG8	183	51
42	DG7	210	112
43	DG6	221	77
44	DG5	205	69

Im Durchschnitt aller 44 Mastdurchgänge liegt die ermittelte Geruchsstoffkonzentration bei 944 GE/m³ und der mittlere Geruchsemmissionsfaktor bei 151 GE/s*GVE. Die in Tabelle 2 mit angeführten Maximum- und Minimumwerte sowie die hohe Standardabweichung spiegeln die große Variabilität der Ergebnisse wieder.

Tabelle 2: Zusammenfassende Ergebnisse der 44 Gumpensteiner Mastgeflügelversuche

	Geruch GE/m³ (Durchschnitt)	Geruch EmiFaktor (GE/s*GVE)
MW	944	151
MED	823	109
STAB	672	110
MAX	3258	517
MIN	95	33

Die Basis der oben dargelegten Ergebnisse bilden ausschließlich Geruchs-konzentrationsbestimmungen von Probensammlungen während des Vormittages. Zur Ableitung finaler Emissionsfaktoren zur Verwendung in der Geruchsimmisionsberechnung scheint es jedoch zweckmäßig, jene Zeiträume in die Betrachtung miteinzubeziehen in denen die Tiere ruhen und dadurch von verminderten Staub- und Geruchsemissionen auszugehen ist. In Österreich besteht die tierschutzrechtliche Vorgabe, Mastgeflügel (mit Ausnahme der Kükenaufzucht in den ersten 48 Stunden) eine ununterbrochene Dunkelphase von täglich mindestens sechs Stunden zu gewährleisten; in den Gumpensteiner Versuchsstellungen ist dies der Zeitraum zwischen 22:00 – 04:00 Uhr. Um während der nächtlichen Geruchsprobenahme die Geflügelabteile nicht betreten zu müssen (störungsfreie Probengewinnung) wurde an der Dienststelle eine Vorrichtung entwickelt, die automatisch, gesteuert durch eine Zeitschaltuhr, während der Dunkelphase drei Nalofansäcke nacheinander mit Stallluft gefüllt (aus dem Abluftkamin). Bis Herbst 2021 liegen Untersuchungen von sechs Mastversuchen vor, in denen jeweils geruchstechnische Probenziehungen während der Vormittagsstunden UND, am selben Tag, im Verlauf der Nachtstunden stattfanden. Auch wenn die bis dato geringe Anzahl an vorliegenden Ergebnissen keinen abschließenden Befund ermöglicht, weisen die Auswertungen (siehe Tabelle 3) jedoch in eine klare Richtung.

Tabelle 3: Vergleich der Ergebnisse von Geruchsprobenziehungen während der Nachtstunden (Ruhephase der Tiere) und während des Tageszeitraums

Trial & Control Group Trial number	Geruch Nacht GE/m ³ (Durchschnitt)	Geruch Tag GE/m ³ (Durchschnitt)	Geruch Nacht EmiFaktor (GE/s*GVE)	Geruch Tag EmiFaktor (GE/s*GVE)
DGE34-F4M II-Trial	57	88	45	69
DGE33-F4M I-Control	142	409	24	70
DGE32-Control	248	345	23	33
DGE30-Control	411	599	154	224
DGE29-Trial	553	429	392	304
DGE28-Control	159	348	16	35
MW	262	370	109	123

Die nächtlichen Probenahmen führten – bis auf einen Mastdurchgang – stets zu geringeren Geruchsstoffkonzentrationen und Emissionsfaktoren als im Tageszeitraum. Ob die geringeren Geruchsemisionen während der Nachtstunden, entsprechend ihrem Anteil an 24 Stunden, in die Ableitung eines finalen Emissionsfaktors miteinbezogen werden sollten, lässt sich diskutieren. Um Geruchsimmissionsberechnungen näher der Realität anzupassen, erscheint die Berücksichtigung der vorliegenden Erkenntnisse aber jedenfalls zielführend.

Anmerkung: Im Gegensatz zu den Daten in Tabelle 1 stammen die Daten in Tabelle 3 sowohl aus Abteilen, in denen die Tiere mit Versuchsfutter gefüttert wurden, als auch aus jenen mit Kontrollfutter. Dies ist darauf begründet, dass die automatische Probenahmeverrichtung, zur Ziehung der Proben während der Nachtstunden, fix in einem Abteil montiert ist.

4. Messungen auf Praxisbetrieben

Ergänzend zum Versuchswesen in den Gumpensteiner Mastgeflügelstallungen ist die *Abteilung Tierhaltungssysteme, Technik und Emissionen* regelmäßig in der Praxis, bei landwirtschaftlichen Bau- oder Beschwerdeverfahren, beratungstechnisch tätig. Ein wesentlicher Punkt ist u. A. die Minderung von Geruchsemisionen- und Immissionen sowie die Ermittlung betriebsspezifischer Emissionsfaktoren.

Nachfolgend werden zwei Betriebe vorgestellt, deren resultierende spezifischen Emissionen die Bandbreite widerspiegelt, die bereits oben angesprochen wurde. Ein Vergleich der Betriebsführung und der eingesetzten Materialien (Futtermittel, Einstreu) legt nahe, warum Betrieb A – zum Zeitpunkt der Probenahmen – mit relativ hohen Geruchsemisionen zu kämpfen hatte und Betrieb B, der in mehreren Gebäuden und Stallungen Mastgeflügel hält, durch die Bank geringe Werte aufweist.

Betrieb A

Während der Messkampagne, die sich über mehrere Wochen erstreckte (Ende April bis Mitte Juni 2018) befanden sich im Mittel 38.980 Masthühner im betrachteten neuen Stallgebäude von Betrieb A. Um die Bedingungen eines vollständigen Mastzyklus abzubilden (Wachstum der Tiere, Variation der Stall- und Umgebungstemperaturen sowie der Luftraten) fand die Entnahme der Geruchsproben (und Volumenstrommessungen mittels Klima-Multifunktionsmessgerät testo 480) an den Masttagen 23, 08, 15, 21 und 28, jeweils in den Morgenstunden, statt; je Kamin wurden zwei Proben gezogen. Die Auswertung am Olfaktometer fand an denselben Tagen, am frühen Nachmittag, statt. Wie in Tabelle 4 ersichtlich, liegt der mittlere spezifische Geruchsemmissionsfaktor im Betrachtungszeitraum bei einem Wert von 265 GE/s*GVE. Im Zuge der Ursachenfindung trat zu Tage, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit die damals als Einstreu eingesetzte Maissilage, auf Grund eines erhöhten Feuchtegehalts, hauptverantwortlich für die relativ hohen Emissionen zeichnete.

Tabelle 4: Geruchsstoffkonzentrationen und spezifische Emissionsfaktoren Betrieb A

	Geruch GE/m ³ (Durchschnitt)	Geruch EmiFaktor (GE/s*GVE)
Neuer Stall (MT 23)	768	189
Neuer Stall (MT 08)	466	35
Neuer Stall (MT 15)	398	137
Neuer Stall (MT 21)	1221	401
Neuer Stall (MT 28)	1713	561
MW	949	265

Betrieb B

Die Hofstelle umfasst vier Stallgebäude, die sich zum Teil in mehrere Abteile unterteilen, sowie Lager- und Wirtschaftsgebäude; in Summe werden auf Betrieb B rund 138.000 Tiere gehalten. Im Zuge einer behördlichen Inspektion ist der Betriebsleiter an die HBLFA Raumberg-Gumpenstein mit dem Ersuche herangetreten, die Anlage geruchstechnisch zu untersuchen. Sollte sich zeigen, dass die Mastgeflügelstallungen geringere Geruchsemmissionsfaktoren aufweisen als die standardmäßig verwendeten [18], so würden diese im aktuellen Behördenverfahren zur Anwendung gelangen.

Die geruchstechnischen Untersuchungen fanden an zwei Erhebungstagen im ersten Halbjahr 2019 statt. Die Proben wurden jeweils zwischen dem 25. und dem 28. Masttag gezogen; damit war sichergestellt, dass die Phasen der höchsten Emissionen (am Ende der Mastperiode) in die Erfassung miteinfließen. Die Gewinnung der Proben (zwei 10-Liter-Nalofansäcke pro

Quelle) wurde jeweils in den Morgenstunden durchgeführt; die Olfaktometrie, am selben Tag, am frühen Nachmittag. Die Entlüftung der betreffenden Stallabteile erfolgte während der Probenziehung, zur exakten Erfassung der Quelle, nur über einen Kamin (betrieben mit 100% Ventilatorleistung). Die Informationen zum spezifischen Abluftvolumenstrom wurden den Datenblättern der Hersteller entnommen.

Die am ersten Untersuchungstag im Februar 2019 beprobten Stallungen (Stall 30, Stall 40 und Stall 50 Abteil 3) waren mit einer Anzahl von 27.720, 37.582 und 15.709 Tieren bestückt. Am zweiten Erhebungstag, Anfang Juni 2019, wiesen die betreffenden Stallungen (Stall 20 untere Etage, Stall 20 mittlere Etage und Stall 50 Abteil 4) Tierzahlen von 6.655, 5.916 und 23.984 Stück auf. Tabelle 5 fasst die zentralen Ergebnisse von Betrieb B zusammen – im Durchschnitt lag der betriebsspezifische Emissionsfaktor bei 56 GE/s*GVE.

Tabelle 5: Geruchsstoffkonzentrationen und spezifische Emissionsfaktoren Betrieb B

	Geruch GE/m³ (Durchschnitt)	Geruch EmiFaktor (GE/s*GVE)
V2_Stall 20_untere Etage	619	62
V2_Stall 20_mittlere Etage	962	109
V1_Stall 30	671	29
V1_Stall 40	818	26
V1_Stall 50_Abteil 3	1315	84
V2_Stall 50_Abteil 4	562	27
MW	824	56

Dieser – im Vergleich zu dem in der Steiermark verwendeten Standardfaktor von 160 GE/s*GVE für eine dreiphasige Geflügelmast [18] – geringe spezifische Geruchsfaktor ist insofern bemerkenswert, da er auf Basis von Erhebungstagen im Winter und im Frühsommer, an mehreren unterschiedlichen Stallungen bzw. Abteilen, ermittelt wurde. Dies spricht dafür, dass Betrieb B generell geringere Geruchsemisionen aufweist, als Betriebe, die sich mit der Thematik noch nicht tiefergehend auseinandergesetzt haben. In der nachfolgenden Analyse zeigte sich, dass vermutlich mehrere Komponenten, die sich einander ergänzen, zur geringen Geruchswirkung von Betrieb B beitragen. Im Wesentlichen sind dies eine bedarfsgerechte, proteinreduzierte, vier-phasige Fütterung, die Verwendung eines Einstreugemisches aus Maisspindelgranulat und Eichensägespäne sowie ein bewährtes Lüftungsregime. In Summe gewährleistet das Management von Betrieb B durchgehend trockene Stallabteile in der gesamten Anlage – die beste Voraussetzung für geringe Geruchsemisionen.

5. Fazit und Diskussion

Der gegenständliche Beitrag basiert auf mehr als 100 Geruchsstoff-konzentrationsbestimmungen am Olfaktometer über einen Zeitraum von rund 10 Jahren, aus denen, unter Miteinbeziehung des Abluftvolumenstroms und der Anzahl an Tieren in den Stallungen, spezifische Geruchsemmissionsfaktoren berechnet wurden. Es wurden emissionsfördernde und emissionsmindernde Faktoren dargelegt; insgesamt zeigt sich eine große Variabilität der spezifischen Geruchsemmissionsfaktoren.

Die VDI 3894 Blatt 1 führt einen Faktor von 60 GE/s*GVE für die Hähnchenmast in Bodenhaltung an [17] – im Lichte der vorgestellten Untersuchungen und älterer Publikation aus Deutschland stellt sich die Frage, welcher Emissionsfaktor den überwiegenden Teil der Praxisbetriebe emissionstechnisch bestmöglich abbildet? Die Untersuchungen der HBLFA Raumberg-Gumpenstein weisen einen Wertebereich von 33 - 517 GE/s*GVE, mit einem Mittelwert von 151 GE/s*GVE, für den Geruchsemmissionsfaktor für Masthühner auf. Gärtner et. al schließen ihre, 2009 in *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* erschienene, Publikation mit der Feststellung, dass bei in Summe 136 Einzelmessungen über einen Zeitraum von vier Mastperioden an einer zwangsbelüfteten Hähnchenmastanlage mit 27.000 Tieren, die Emissionsfaktoren nur 14-mal ≤ 60 GE/s*GVE waren, wogegen 80-mal Werte zwischen 100 und 400 GE/s*GVE ermittelt wurden [19]. Und bereits die KTBL Schrift 333 [20] aus 1989 listet einen Bereich von 8 – 247 GE/s*GVE als Emissionsfaktoren für Masthähnchen, in Abhängigkeit von Masttag und Tiergewicht.

Wünschenswert wäre eine länderübergreifende Expertendiskussion, die sich intensiv mit der Thematik der Geruchsemissionen aus der Nutztierhaltung und deren Höhe auseinandersetzt. Derzeit erscheint die Datenlage v. A. bei Masthähnchen undurchsichtig; in Geruchsausbreitungsrechnungen können unterschiedliche Emissionsfaktoren zur Anwendung gelangen, mit erheblichen Auswirkungen auf die resultierenden Immissionen. Ziel muss eine möglichst wirklichkeitsgetreue Abbildung sein – eine Unter- bzw. Überschätzung der Geruchsausbreitung von Nutztieren geht zu Lasten von Anrainern und Landwirten.

6. Literatur

- [1] ÖNORM EN 13725, Emissionen aus stationären Quellen – Bestimmung der Geruchskonzentration durch dynamische Olfaktometrie und die Geruchsemmissionsrate stationärer Quellen, Juli 2019
- [2] VDI-Richtlinie 3884, Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie – Ausführungshinweise zur Norm DIN EN 13725, Februar 2015
- [3] VDI-Richtlinie 3880, Olfaktometrie – Statische Probenahme, Oktober 2011
- [4] Zentner, E., Mösenbacher-Molterer, I., et. al. (2012): Abschlussbericht DG 5 – 6 Geflügel Emissionen. Einflüsse unterschiedlicher Futtermittelrationen auf Emissionen aus der Geflügelhaltung - Biomin. 56 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [5] Zentner, E., Mösenbacher-Molterer, I., et. al. (2012): Abschlussbericht DG 7 – 8 Geflügel Emissionen. Einflüsse unterschiedlicher Futtermittelrationen auf Emissionen aus der Geflügelhaltung - Delacon. 59 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [6] Zentner, E., Mösenbacher-Molterer, I., et. al. (2012): Abschlussbericht DG 9 – 10 Geflügel Emissionen. Einflüsse unterschiedlicher Futtermittelrationen auf Emissionen aus der Geflügelhaltung - APC. 61 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [7] Zentner, E., Mösenbacher-Molterer, I., et. al. (2013): Abschlussbericht DG 11 – 12 Geflügel Emissionen. Einflüsse unterschiedlicher Futtermittelrationen auf Emissionen aus der Geflügelhaltung - Ceracom. 61 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [8] Zentner, E., Mösenbacher-Molterer, I., et. al. (2013): Abschlussbericht DG 13 – 14 Geflügel Emissionen. Einflüsse unterschiedlicher Futtermittelrationen auf Emissionen aus der Geflügelhaltung - Multikraft. 61 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [9] Zentner, E., Mösenbacher-Molterer, I., et. al. (2013): Abschlussbericht DG 15 – 16 Geflügel Emissionen. Einflüsse unterschiedlicher Futtermittelrationen auf Emissionen aus der Geflügelhaltung - IPUS. 61 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [10] Zentner, E., Kropsch, M., et. al. (2016): Abschlussbericht EmiProt – Geruchs- und Ammoniakemissionen unterschiedlicher Rationen aus der Jung- und Legehennenhaltung, Geflügel- und Putenmast. 69 S., Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [11] Kropsch, M., Zentner, E. et. al. (2019): Zwischenbericht EmiProt II – Biomin. Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Geflügelhaltung unter Anwendung unterschiedlicher Emissionsminderungsstrategien. 48 S., Irdning-Donnersbachtal, HBLFA Raumberg-Gumpenstein

- [12] Kropsch, M., Zentner, E. et. al. (2019): Zwischenbericht EmiProt IIb – Jadis Additiva. Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Geflügelhaltung unter Anwendung unterschiedlicher Emissionsminderungsstrategien. 49 S., Irdning-Donnersbachtal, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [13] Kropsch, M., Zentner, E. et. al. (2019): Zwischenbericht EmiProt IIc – LITHOS Natural. Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Geflügelhaltung unter Anwendung unterschiedlicher Emissionsminderungsstrategien. 49 S., Irdning-Donnersbachtal, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [14] Kropsch, M., Zentner, E. et. al. (2020): Zwischenbericht EmiProt III – Fixkraft. Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Geflügelhaltung unter Anwendung unterschiedlicher Emissionsminderungsstrategien – Teil III. 49 S., Irdning-Donnersbachtal, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [15] Kropsch, M., Zentner, E. et. al. (2020): Teil-Abschlussbericht Larvenzucht zur Futtermittelerstellung – Emissionen aus Broilermast & Larvenzucht. 44 S., Irdning-Donnersbachtal, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [16] Kropsch, M., Zentner, E. et. al. (2021): Zwischenbericht EmiProt III – Green Innovation. Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Geflügelhaltung unter Anwendung unterschiedlicher Emissionsminderungsstrategien – Teil III. 40 S., Irdning-Donnersbachtal, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- [17] VDI Richtlinie 3894 Blatt 1, Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen – Haltungsverfahren und Emissionen Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde, September 2011
- [18] Geruchsemisionen aus der Tierhaltung – Bericht Nr. Lu-01-2021, 12 S., Graz 2021, Amt der Stmk. Landesregierung, Abteilung - Energie, Wohnbau, Technik
- [19] Gärtner, A., Gessner, A., Müller F. und Both, R. (2009): Ermittlung der Geruchsemisionen einer Hähnchenmastanlage. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft: 69 (2009), Nr. 11/12 – Nov./Dez.: Düsseldorf
- [20] Oldenburg, J. (1989): Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung. KTBL-Schrift 333, KTBL e. V., Darmstadt

Ermittlung des Belästigungspotentials von Gerüchen ausgehend von Mastschweineställen mit Auslauf mittels Polaritätenprofilen

Kathrin Kwiatkowski, Dr. Ralf Both,
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Essen

1. Kurzfassung

Gerüche in der Umgebungsluft sind in den meisten Fällen komplexe Stoffgemische, welche durch spezielle Methoden mit Hilfe der menschlichen Nase erfasst und bewertet werden können. Das Bewertungssystem gemäß Anhang 7 TA Luft (2021) ermöglicht auf Basis der relativen Geruchshäufigkeit die Beurteilung, ob anlagenspezifische Gerüche eine erhebliche Belästigung darstellen. Neben der Bestimmung der Intensität und der hedonischen Wirkung im Feld (Richtlinie VDI 3940 Teil 3 in Verbindung mit DIN EN 16841 Teil 1 oder Teil 2) ist die Methode der Polaritätenprofile eine weitere Technik zur Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung und wird in der Richtlinie VDI 3940 Teil 4 beschrieben.

Die Methode der Polaritätenprofile ist ein Verfahren zur Analyse von affektiven Wortbedeutungen und dient der Quantifizierung der verschiedenen Dimensionen von Emotionen, die beim Riechen eines Geruchsstoffs hervorgerufen werden. Der Geruch wird anhand von 29 bipolaren Adjektivpaaren (z.B. stark - schwach, kalt - heiß, angenehm - unangenehm) durch qualifizierte Panelmitglieder intuitiv, spontan, zügig und ohne Vorsatz beschrieben, wobei lediglich die subjektive Wahrnehmung von Bedeutung ist. Zunächst werden zur Eignungsprüfung Profile für die Konzepte Duft und Gestank erstellt, wobei sich das Panelmitglied nur einen entsprechenden Geruch vorstellt. Das Profil für einen anlagenspezifischen Geruch wird anschließend durch die Geruchswahrnehmung vor Ort erstellt. Durch die Einordnung des Profils des Anlagergeruchs in die repräsentativen Profile der Konzepte von Duft und Gestank ist es dann möglich, den Geruch der Anlage hedonisch zu bewerten und dessen Belästigungspotential abzuschätzen.

Nach Anhang 7 TA Luft (2021) kann anhand der Methode der Polaritätenprofile (VDI 3940 Blatt 4 2010) beurteilt werden, ob die von einer Anlage hervorgerufene Geruchsimmission einen „eindeutig angenehmen Geruch“ darstellt. In diesem Fall kann nach Anhang 7 TA Luft

(2021) die entsprechende Zusatzbelastung mit einem Bonus von 0,5 gewichtet werden. Der Anhang 7 TA Luft (2021) enthält des Weiteren auch ein Bonus-Malus-System in Form von tierspezifischen Gewichtungsfaktoren unter anderem für Gerüche ausgehend von einer Geflügel-, konventionellen Mastschweine-, Sauen und Milchkuhhaltung.

Im Folgenden werden die Ergebnisse von Untersuchungen in der Umgebung von Mastschweineställe in alternativer Haltung mit Auslauf als Außenklimareiz vorgestellt, wobei ein entsprechender Gewichtungsfaktor für diese Haltungsform auf Basis der Methode der Polaritätenprofile generiert wird.

Im Anhang 7 der novellierten TA Luft (2021) wurde auf Basis der Ergebnisse ein Gewichtungsfaktor für Mastschweine (bis zu einer Anzahl von 500 Tierplätzen in qualitätsgesicherten Haltungsformen mit Außenbereich und Einstreu, die nachweislich dem Tierwohl dienen) aufgenommen.

2. Einleitung

Alternative Haltungsformen spielen im Hinblick auf das Tierwohl eine immer wichtigere Rolle. Erste Eindrücke von Gerüchen, die von freigelüfteten alternativen Mastschweineställen mit Auslauf ausgehen, haben gezeigt, dass diese aufgrund der Bauart des Stalls, der Einstreu und des erhöhten Platzangebots als angenehmer empfunden werden, als die aus konventionellen Ställen. Um sicherzustellen, dass Geruchsbelastungen aus frei gelüfteten "terschutzgerechten" Mastschweineställen bei Geruchsgutachten für Genehmigungsverfahren in Deutschland angemessen berücksichtigt werden können, wurde die hedonische Geruchswirkung ausgehend von diesen Stallarten näher untersucht und das Belästigungspotential abgeschätzt.

Die Belästigungswirkung von Gerüchen aus der Tierhaltung, wie z.B. der konventionellen Schweinemast oder der Rindermast, wurde durch Befragungen von Anwohnern ermittelt (Sucker et al. 2006). Anhand der Ergebnisse wurden die ersten artspezifischen Gewichtungsfaktoren der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL) 2008 abgeleitet. Die Durchführung solcher Befragungen ist jedoch im Umgebung von freigelüfteten alternativen Mastschweineställen, aufgrund der geringen Anzahl von Ställen und der entsprechend geringen Anzahl von Anwohnern nicht möglich.

Um dennoch das Belästigungspotenzial der Geruchsbelastungen ausgehend von frei gelüfteten "tierwohlgerechten" Mastschweineställen abschätzen zu können, wurde die hedonische Geruchswirkung durch die Erstellung von Polaritätenprofilen gemäß Richtlinie VDI 3940 Blatt

4 (2010) untersucht. Mit dieser Methode wurden bereits unter anderem das Belästigungspotenzial von Bullen, Pferde, Milchkühe, Schafe und Ziegen ermittelt und für die jeweilige Geruchsqualität tierartspezifischen Gewichtungsfaktoren abgeleitet (Stoll 2017, Stoll 2019, TA Luft 2021).

3. Methodik

Mit Hilfe der Methode der Polaritätenprofile ist es möglich, Anlagengerüche hedonisch zu klassifizieren und als „hedonisch eindeutig angenehm“ zu charakterisieren (VDI 3940 Blatt 4 2010). Nach Nr. 5 Anhang 7 TA Luft (2021) können diese eindeutig angenehmen Gerüche dann immissionsseitig mit einem Faktor von 0,5 gewichtet werden.

Ein Polaritätenprofil ist ein Instrument, das zur mehrdimensionalen Messung von Empfindungen gegenüber einem Objekt, wie z. B. einem Geruch, eingesetzt wird (Eyferth, 1975). Die Methode ermöglicht es, die verschiedenen Dimensionen von Emotionen und Einstellungen zu quantifizieren, die beim Riechen eines Geruchsstoffes hervorgerufen werden (Dalton et al., 2008).

Nach Richtlinie VDI 3940 Blatt 4 (2010) sind 29 gegensätzliche Adjektivpaare (wie z.B. angenehm - unangenehm, schön - hässlich, niederdrückend - erhabend oder vergnügt - missmutig) intuitiv, spontan und zügig auf einer Skala von gewissermaßen -3 bis +3, von mindestens 10 nach Richtlinie DIN EN 13725 (2003) geeigneten Panelmitgliedern, zu bewerten. Das Verfahren besteht aus zwei Arbeitsschritten, wobei zunächst Profile für die Konzepte "Duft" und "Gestank" und anschließend das Profil für den jeweiligen Anlagengeruch vor Ort erstellt werden. Die Polaritätenprofile für die Begriffe "Duft" und "Gestank" basieren lediglich auf der Vorstellung zu den Wörtern „Duft“ und „Gestank“ und dienen u.a. der Eignungsprüfung der Panelmitglieder.

Für die mathematische Auswertung werden die Zahlenwerte der Polaritäten mit den jeweiligen Hedonik-Faktor-Scores multipliziert und der arithmetische Mittelwert über alle Panelmitglieder berechnet, sodass für jede Geruchsqualität 29 Werte bestimmt werden.

Mit Hilfe der Produkt-Moment-Korrelation nach Pearson kann der Grad der Ähnlichkeit des Verlaufs des Profils des Anlagengeruchs zu den repräsentativen Profilen von „Duft“ und „Gestank“ bestimmt werden. Der Koeffizient kann Werte zwischen -1,00 und 1,00 annehmen, wobei -1,00 einer maximal negativen, 1,00 einer maximal positiven und 0,00 einer fehlenden Korrelation entspricht.

Eine graphische Darstellung erfolgt durch die Verbindung der einzelnen Wertungen der Wortpaare, wodurch das Polaritätenprofil gebildet wird.

Um die Lage des untersuchten Profils zwischen den repräsentativen Profilen quantitativ bewerten zu können, wird der Abstand der Kurve zu dem Duft- und Gestankprofil betrachtet. Dazu wird zunächst der Mittelwert der aufsummierten positiven und negativen Abstände zu den repräsentativen Profilen ermittelt, was dem absoluten Abstand entspricht. In Bezug zum Abstand zwischen dem repräsentativen Duft- und Gestankprofil, von 3,60, wird dann der relative Abstand bestimmt. Je angenehmer ein Geruch bewertet wird, desto kleiner ist der Abstand zum repräsentativen Duft (bis 0,00) und desto größer zum repräsentativen Gestank (bis 1,00).

Es wurde die hedonische Geruchswirkung zum einen bei geringer Intensität bzw. in größerer Entfernung zum Auslauf (fern/schwach) und zum anderen bei einer stärkeren Intensität bzw. in der Nähe des Auslaufs (nah/stark-deutlich) untersucht. Insgesamt wurden 538 Polaritätenprofile (264 fern/schwach und 274 nah/stark-deutlich) in der Umgebung der Ställe erstellt.

4. Untersuchte alternative Mastschweineställe

Es wurden drei alternative Mastschweineställe mit Auslauf untersucht. Der Auslauf ist planbefestigt mit Stroheinstreu, welcher regelmäßig (etwa alle 2-3 Tage) entmistet wird.

Stall B (800 Tierplätze) wird kontinuierlich betrieben, wobei die Tiere mit einem Endgewicht von etwa 120 kg ausgestallt werden. Die Tiere haben ein Platzangebot von etwa 2,3 m²/Tier. Der Auslauf ist teilüberdacht und es findet eine Buchtenstrukturierung statt, wobei sich ein „Schweineklo“ ausbildet und nicht der ganze Auslauf mit Kot beschmutzt ist.

Stall C (204 Tierplätze) wird im Rein-Raus-Verfahren betrieben, wobei alle Tiere gleichzeitig ein- und mit einem Endgewicht von etwa 120 kg ausgestallt werden. Die Tiere haben ein Platzangebot von etwa 2,3 m²/Tier. Der Auslauf ist teilüberdacht und es findet eine Buchtenstrukturierung statt, wobei sich ein „Schweineklo“ ausbildet und nicht der ganze Auslauf mit Kot beschmutzt ist.

Stall G (180 Tierplätze) wird kontinuierlich betrieben, wobei die Tiere mit einem Endgewicht von etwa 150 kg ausgestallt werden. Die Tiere haben ein Platzangebot von etwa 1,1 m²/Tier. Der Auslauf ist vollüberdacht und wird komplett als „Schweineklo“ genutzt.

5. Ergebnisse und Diskussion

Bei Ermittlung des Belästigungspotential der Gerüche ausgehend von den drei alternativen Mastschweineställen hat sich gezeigt, dass die Intensität der Gerüche bereits in geringer Entfernung zur Quelle abnimmt (Ergebnisse nicht gezeigt).

Aus der graphischen Darstellung des Polaritätenprofils der Mastschweine in alternativer Haltung ("Schweine alternativ") in Abbildung 1 geht hervor, dass dieses im Vergleich zum Profil der Schweine in konventioneller Haltung ("Schwein konventionell") in Richtung des repräsentativen Duftprofils verschoben ist (Sucker et al., 2006).

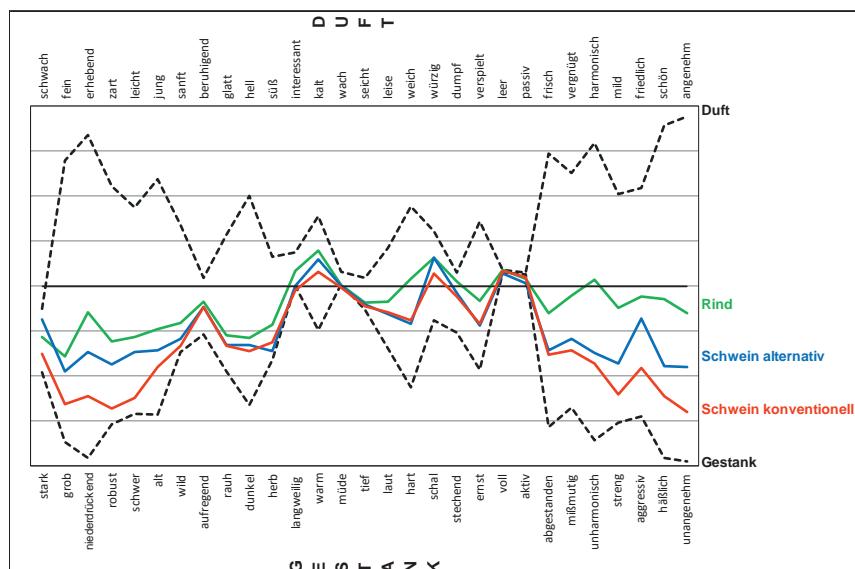


Bild 1: Einordnung des Polaritätenprofils "Schwein alternativ" in die Profile anderer Tierarten (Rinder und Schweine in konventioneller Haltung) sowie zwischen den repräsentativen Profilen für Duft und Gestank.

Gemäß der Richtlinie VDI 3940 Blatt 4 (2010) ist der Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient nach Pearson zu berechnen, um die Ähnlichkeit des Polaritätenprofils des untersuchten Anla-gengeruchs mit dem repräsentativen Profil für Duft und Gestank zu bestimmen.

Aus den Korrelationskoeffizienten geht hervor, dass alle Profile der Gerüche aus der Tierhal-tung positiv mit dem Gestank- und negativ mit dem Duftprofil korrelieren (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Korrelation und relativer Abstand der untersuchten Polaritätenprofile zu den repräsentativen Profilen.

Geruchsqualität	Korrelationskoeffizient		Relativer Abstand	
	Duft	Gestank	Duft	Gestank
Schwein alternativ	-0,68	0,87	0,69	0,31
Schwein konventionell	-0,72	0,92	0,79	0,22
Rinder	-0,21	0,54	0,56	0,44

Da mit Hilfe des Korrelationskoeffizienten lediglich die Ähnlichkeit des untersuchten Profils zu den repräsentativen Profilen beschrieben werden kann, ist eine Bewertung allein auf Basis der Pearson-Korrelation nicht ausreichend.

Um die Lage des Profils der Mastschweine in alternativer Haltung zwischen den repräsentati-ven Profilen quantitativ bewerten zu können, wird der relative Abstand des untersuchten Profils zum repräsentativen Duft- und Gestankprofil betrachtet.

Der relative Abstand ermöglicht es, einen Zahlenwert zur Beschreibung der Lage der Profile zu generieren. Die Ergebnisse zeigen, dass das Profil von Schweinen in alternativer Haltung im Vergleich zur konventionellen Haltung in Richtung des Duftprofils verschoben ist (siehe Tabelle 1).

Aus dem Polaritätenprofil kann geschlossen werden, dass das Belästigungspotenzial von Mastschweinen in alternativer Haltung mit Auslauf als Außenklimareiz sowie mit Einstreu (Stroh) im Vergleich zu konventionellen Haltungsformen geringer ist.

Auf Grundlage dieses Ergebnisses wird ein Bonus in Form eines Gewichtungsfaktors für die alternative Haltungsform generiert. Um die Höhe des neuen Gewichtungsfaktors für Mast-schweine in alternativer Haltung zu bestimmen, wird der relative Abstand der Profile der Tier-arten zu den repräsentativen Profilen und die bereits bestehenden tierartspezifischen Gewich-tungsfaktoren in Relation zu den neuen Ergebnissen gesetzt. Nach Tabelle 24 Anhang 7 TA

Luft (2021) beträgt der tierartspezifische Gewichtungsfaktor für Mastschweine in konventioneller Haltung (bis zu einer Tierplazzahl von ca. 5 000 Mastschweinen) 0,75 und für Rinder bzw. Milchkühe mit Jungtieren und Mastbullern 0,5.

Tabelle 2: Neuer Gewichtungsfaktor für Mastschweine in alternativer Haltung in Bezug zum relativen Abstand und den Gewichtungsfaktoren anderer Tierarten (Rinder und Schweine in konventioneller Haltung).

Geruchsqualität	Gewichtungsfaktor in Bezug auf den relativen Abstand zum Duft- und Gestankprofil	
	Im Verhältnis zu 0,5 (Rinder)	Im Verhältnis zu 0,75 (Schwein konventionell)
Schwein alternativ	0,62	0,66
Schwein konventionell	0,70	0,75
Rinder	0,50	0,53

Bezogen auf den Gewichtungsfaktor von 0,5 für die Rinderhaltung liegt der Faktor für Mastschweine in alternativer Haltung bei 0,62 und bezogen auf den Gewichtungsfaktor von 0,75 für konventionelle Mastschweine bei 0,66 (siehe Tabelle 2).

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse erscheint es gerechtfertigt, für Mastschweine (bis zu einer Anzahl von 500 Tierplätzen in qualitätsgesicherten Haltungsformen mit Außenbereich und Einstreu, die nachweislich dem Tierwohl dienen) einen tierartspezifischen Gewichtungsfaktor von 0,65 anzuwenden (TA Luft 2021). Damit wird sichergestellt, dass die Belästigungswirkung durch frei gelüftete "tierschutzgerechte" Mastschweineställe in Geruchsgutachten für Genehmigungsverfahren angemessen berücksichtigt werden kann.

6. Literatur

Dalton, P., Maute, C., Oshida, A., Hikichi, S., Izumi, Y. 2008. The use of semantic differential scaling to define the multidimensional representation of odors. Journal of Sensory Studies, 23: 485-497.

DIN EN 13725: Luftbeschaffenheit; Bestimmung der Geruchstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie. Deutsches Institut für Normung, Juli 2003 einschl. Berichtigung vom April 2006.

DIN EN 16841-1: Außenluft – Bestimmung der Geruchstoffimmissionen durch Begehung – Teil 1: Rastermessungen. Deutsche Fassung der EN 16841-1:2016, März 2017

DIN EN 16841-2: Außenluft – Bestimmung der Geruchstoffimmissionen durch Begehung – Teil 2: Fahnenmessungen. Deutsche Fassung der EN 16841-2:2016, März 2017

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), (GMBI Nr. 48-54, vom 14.09.2021).

Eyferth, K. in: Bergler, R. (Hrsg.) 1975. Das Eindrucksdifferential. Huber Verlag, Berlin.

Geruchsimmisions-Richtlinie – GIRL – Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmisionen; in der Fassung vom 29.02.2008 und einer Ergänzung vom 10.09.2008

Stoll, S. 2017. Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gesatnk und Duft für die Tierarten Mastbullen, Pferde und Milchvieh. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Stoll, S. 2019. Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gesatnk und Duft für die Tierarten Ziegen und Schafe. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Sucker, K., Müller M. Both R. 2006. Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft. Bericht zu Expositions-Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeit, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofile; Materialien 73. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

VDI 3940 Blatt 3:2010-01: Bestimmung von Geruchstoffimmissionen durch Begehungen – Ermittlung von Geruchsintensität und hedonischer Geruchswirkung im Feld. Beuth Verlag, Berlin.

VDI 3940 Blatt 4:2010-06: Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung – Polaritätenprofile. Beuth Verlag, Berlin.

Tierwohl contra Immissionsschutz?

Erste Vergleiche der Resultate von Fahnenmessungen mit Prognosewerten nach Richtlinie VDI 3894 Blatt 1

Animal welfare versus pollution control?

First comparisons of the results of plume measurements with forecast values according to guideline VDI 3894 Part 1

Dipl.-Ing. Andreas Weidmann-Rose, LANUV, Essen

Kurzfassung

Die Prognose von Geruchsimmissionen für Tierhaltungsanlagen nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus und unter Berücksichtigung der tierspezifischen Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1 führt zu Geruchshäufigkeiten im Anlagenumfeld, die meist weit oberhalb der Immissionsbelastungen liegen, die bei einer konventionellen Tierhaltung zu erwarten wären. Bei unveränderter Beibehaltung dieser Faktoren kann davon ausgegangen werden, dass eine große Zahl von Neuanlagen oder geplanter Änderungen von konventionellen Tierhaltungsanlagen hin zu einem ökologischen Landbau an den Vorgaben des Immissionsschutzes scheitern werden.

Daher wurden zur Ermittlung der tatsächlichen Geruchsimmissionen im Auftrag des LANUV Fahnenmessungen an bestehenden Tierhaltungsställen, betrieben nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus, durchgeführt. Auf Basis der so gewonnenen Daten sollen anschließend durch Rückrechnungen mit einem Ausbreitungsmodell die tierspezifischen Emissionsfaktoren für die ökologischen Haltungsarten ermittelt werden.

Abstract

The forecast of odor immissions for animal husbandry systems according to the specifications of organic farming and taking into account the animal-specific emission factors of the guideline VDI 3894 Part 1 leads to odor frequencies in the system environment that are usually far above the immission pollution that would be expected with conventional animal husbandry. If these factors are retained unchanged, it can be assumed that a large number of new systems or

planned changes from conventional animal husbandry systems to organic farming will fail due to the immission control requirements.

Therefore, in order to determine the actual odor immissions, flag measurements were carried out on existing livestock stalls on behalf of the LANUV, operated according to the specifications of organic farming. On the basis of the data obtained in this way, the animal-specific emission factors for the ecological husbandry types should then be determined by back-calculations with a dispersion model.

1. Erwartungen an das Emissionsverhalten der Tierhaltungsanlagen nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus

Unter dem Gesichtspunkt möglichst niedriger Geruchsemissionen stellt sich die Tierhaltung nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus eher nachteilig dar. So ergibt sich zum Beispiel in der konventionellen Tierhaltung durch einen Spaltenboden in Verbindung mit der Schieberentmistung direkt in einen geschlossenen Behälter, die Möglichkeit eines praktisch jederzeit entmisteten Stalles. Die Raumluft des konventionellen Stalles kann erfasst und anschließend zentral abgeleitet werden. Neben der überwachten Be- und Entlüftung werden damit auch diffuse und unkontrollierte Emissionsfreisetzung verhindert. Die erfasste und geruchsbelastete Stallabluft wird anschließend in die freie Umgebungsluft abgeleitet und dort bei ihrem Weitertransport verdünnt, bevor sie als Geruchsimmission wahrgenommen wird.

Demgegenüber entwickeln sich für die ökologischen Tierhaltungen zwei gegenläufige Erwartungshaltungen.

Zum Einen erscheinen bei einer Tierhaltung auf Einstreumaterialien wie z.B. Stroh dauerhafte Gerüche aus Tierkot und Ähnlichem, die die Geruchsemissionen der eigentlichen Tierhaltung noch verstärken, nicht unplausibel. Diese so aufkonzentrierte Stallluft würde dann dauerhaft ausschließlich windinduziert und damit unkontrolliert über die geöffneten Stallseiten bodennah an die Umgebung abgeleitet. Eine Vermischung dieser Abluft in den höheren freien Luftsichten findet dabei systembedingt nicht statt.

Andererseits kann durch die dauerhafte Durchlüftung des Stallgebäudes eine dauerhafte Verdünnung der Schadstoffkonzentration in der Raumluft angenommen werden. Zusätzlich bestünde durch die kontinuierliche und windinduzierte Emissionsfreisetzung über die große

Oberfläche der offenen Stallseiten an die Umgebungsluft, die Möglichkeit einer zusätzlichen Verdünnung.

2. Erwartungen an das Immissionsverhalten der Tierhaltungsanlagen nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus

Eine generelle Erwartung ist die Annahme, dass eine Zunahme der Emissionen zu einer Steigerung der Immissionen führt. Ebenso wird bei einer Reduzierung der Emissionen eine Verringerung der Immissionen erwartet. Insofern resultiert aus den dargestellten Erwartungshaltungen an das Emissionsverhalten ökologischer Tierhaltungen sowohl die Vermutung eines Immissionszuwachses als auch einer Immissionsminderung gegenüber den konventionellen Tierhaltungen.

Für die auf Ausbreitungsrechnungen basierenden Geruchsimmissionsprognosen ökologischer Tierhaltungen bedeutet dies - neben der detaillierten Modellierung der Ableitbedingungen - die Notwendigkeit zu einer faktoriellen Anpassung der tierspezifischen Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1, um einer der beiden Vermutungen Rechnung zu tragen.

Die Bestimmung der „Richtung“ und der Größe eines solchen Faktors muss aus den realen Immissionen bereits vorhandener, ökologisch betriebener Ställe abgeleitet werden. Dazu sind zunächst die jeweiligen Quellstärken der Tierhaltungen und daraus die tierspezifischen Emissionsfaktoren für die ökologischen Haltungsarten zu ermitteln.

3. Beispiel eines betrachteten Stalls

Um den realen Einfluss der Vorgaben des ökologischen Landbaus auf das Emissionsverhalten und insbesondere auf die resultierenden Geruchsimmissionen in der Tierhaltung hinreichend beschreiben zu können, ist es erforderlich, entsprechende Tierhaltungsbetriebe messtechnisch zu erfassen. Dabei sind bestimmte Forderungen an diese Tierhaltungen zu berücksichtigen, die sicherstellen, dass z.B. keine Überlagerung der Immissionen anderer Emittenten das Ergebnis verfälschen, die Betriebsweise des Stalles dokumentiert wird sowie längerfristige Erhebungen möglich sind.

Im Auftrag und in Zusammenarbeit mit dem LANUV wurden für eine solche Erfassung mehrere Ställe mit einer Schweine- bzw. Rinderhaltung ausgewählt und durch externe Auftragnehmer in Form der Fahnenmessung (DIN EN 16841-2) messtechnisch erfasst. Nachfolgend wird das Vorgehen exemplarisch an einer der betrachteten Mastschweinhaltung dargestellt.

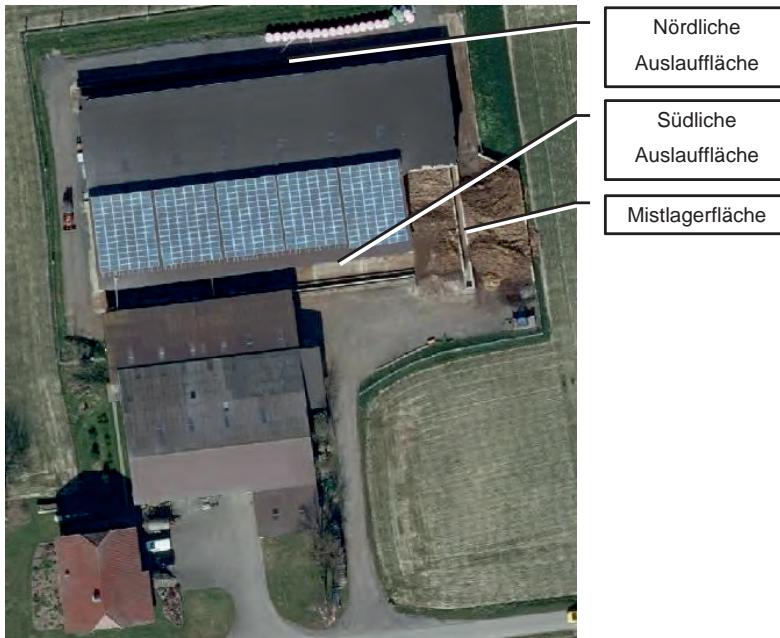


Bild 1: Betrachtete Mastschweinehaltung

Die Belegung des oben dargestellten Stalles lag über den gesamten Begehungszeitraum bei nahezu konstant 123 GV, aufgeteilt auf Tiergewichte von 30 bis 120 kg. Sowohl der Stall als auch die beiden teilüberdachten Auslaufflächen waren mit Stroh eingestreut. Ihren jeweiligen Aufenthaltsort innerhalb dieser Flächen konnten die Schweine jederzeit und in eigenem Ermessen bestimmen. Das Stallgebäude wurde über die beiden Fassadenseiten an denen sich auch die Auslaufflächen befinden be- und entlüftet. Zusätzliche Lüftungsöffnungen waren keine vorhanden. Das als Einstreu genutzte Stroh wurde nach einer Entmistung bis zu seiner Entsorgung auf einer Festmistplatte unmittelbar neben dem Stall gelagert.

4. Umfeld des betrachteten Stalls

Um die angesprochene Überlagerung der stallspezifischen Gerüche mit Geruchsemissionen anderer Emittenten zu vermeiden, wurde auf eine ausgeprägt solitäre Lage der Anlage Wert gelegt. Im Falle des vorgestellten Stalles lag die Mindestentfernung zu benachbarten Tierhaltungen bei über 600 m, zudem existierten auf der Hofstelle keine weiteren Tierställe.

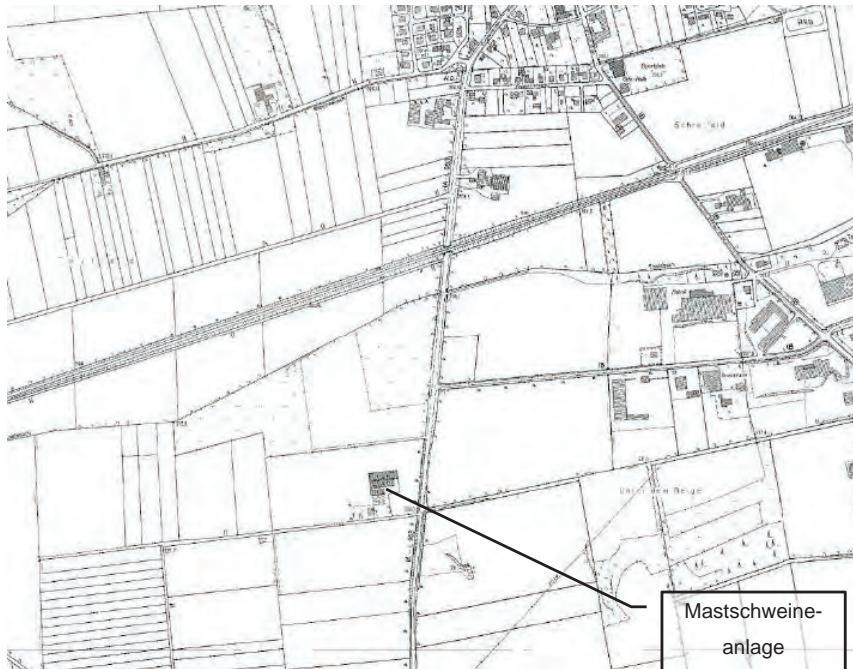


Bild 2: Lage der betrachteten Mastschweinehaltung

Damit sich keine signifikanten Einflüsse des Geländes auf die An- und Abströmung des Stalles auswirken, wurde ferner eine moderate Topografie mit Steigungen von maximal 1 : 5 vorausgesetzt.

5. Fahnenbegehung

Die Begehungen wurden im Sommer 2020 aufgenommen und bis zum Sommer 2021 durchgeführt. So konnten sowohl die warme als auch die kalte Jahreszeit und eventuell daraus resultierende Einflüsse auf das Emissionsverhalten des Stalles erfasst und dokumentiert werden.

Innerhalb des genannten Zeitraumes wurden 963 Begehungspunkte auf 192 Schnittlinien begangen. Dabei wurden an den Messtagen durchschnittlich 2 Messintervalle (vormittags/nachmittags), bestehend aus jeweils 5 Schnittlinien, durchgeführt.

Parallel zu den Geruchsaufnahmen wurde über den täglichen Begehungszeitraum die Wettersituation vor Ort mittels Ultraschallanemometer dokumentiert. Bei der Auswertung der Windrichtungsverteilung zeigt sich, sowohl über die einzelnen Messintervalle als auch über die vollständigen Messtage, eine ausgeprägte südliche Hauptwindrichtung. In Bezug auf die Windgeschwindigkeitsverteilung dominieren ein „leiser Zug“ und die „leichte Brise“ (entsprechend einer Windstärke von 1 bis 2).

6. Erste Auswertungen der Fahnenbegehungen

Die Erstellung der Ergebnisberichte durch die externen Auftragnehmer ist zum Zeitpunkt der Manuskripterstellung nahezu abgeschlossen bzw. die Berichte liegen bereits vor, so dass das LANUV die Auswertung der Begehungsergebnisse hinsichtlich der iterativen Ermittlung der Quellstärken übernommen hat. Auf Grund des Umfanges der Datenerhebung mit annähernd 1.000 Begehungspunkten auf fast 200 Begehungsschnitten gestaltet sich die Auswertung arbeitstechnisch und damit auch in Bezug auf ihren zeitlichen Rahmen sehr aufwendig.

Zwar liegen zum aktuellen Zeitpunkt bereits erste Ergebnisse vor, da diese bisher aber nur einen geringen Teil der verfügbaren Daten berücksichtigen, können daraus nur qualitative Trendbetrachtungen abgeleitet werden. Bis zur Erstellung belastbarer Daten oder abschließender Ergebnisse für die ermittelten Emissionsfaktoren bzw. die zu erwartenden Minderungsgrade müssen noch eine Vielzahl weiterer Berechnungen durchgeführt und ausgewertet werden.

Die bisherigen Rückrechnungen mit dem Ausbreitungsmodell Austal2000/Austal zeigen, dass zur Nachmodellierung der Begehungsergebnisse des ökologisch geführten Stalles die für eine Mastschweinehaltung anzusetzenden Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1 signifikant reduziert werden müssen. Dies wird mit den beiden nachfolgenden Darstellungen verdeutlicht.

Die Abbildungen zeigen die Isoplethen für jeweils drei verschiedene Geruchshäufigkeiten mit, in beiden Darstellungen identischer Abstufung. Die zugrunde gelegten Wetterdaten entsprechen der Wettersituation, die zum Zeitpunkt der Fahnenbegehung dokumentiert wurde. Von einer Angabe der Abstufung wird wegen des derzeitig noch informellen Charakters des Auswertungsstandes abgesehen.



Bild 3: Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1



Bild 4: An Hand der Begehungsergebnisse iterativ ermittelte Emissionsfaktoren
(Fahnenmodellierung)

6. Fahnenbegehung - Zusammenfassung

Ausgenommen auf den Begehungspunkten die von dem Stallgebäude aus in der direkten Hauptwindrichtung lagen waren im Nahbereich um den Stall meist nur wenige und dann häufig nur schwache Geruchswahrnehmungen feststellbar. Mit zunehmender Entfernung nahmen die Geruchshäufigkeiten in der Hauptwindrichtung - erwartungsgemäß - ab, wogegen die Wahrnehmungshäufigkeiten im Fahnenrandbereich zunächst auf weiterhin niedrigem Niveau leicht anstiegen. Erst bei fortschreitender Entfernung von dem Stallgebäude nahmen auch die Geruchshäufigkeiten in den Randbereichen der Geruchsfahne wieder ab.

Der aktuelle Auswertungsstand lässt nur eine geringe Abhängigkeit der Geruchsintensität und der Hedonik (angenehmer/neutraler/unangenehmer Geruch) von den Windgeschwindigkeiten vermuten. So wurde zwar von den Prüfern mit zunehmender Windgeschwindigkeit die Geruchsintensität meist als etwas geringer und die Hedonik als eher angenehm gegenüber den vergleichbaren Angaben bei niedriger Windgeschwindigkeit dokumentiert. Inwiefern sich diese erste Abschätzung aber nach einer vollständigen Untersuchungsauswertung bestätigt, kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden.

Insgesamt kann durch eine Verknüpfung der Wetterdaten mit der Dokumentation der aufgenommenen Geruchshäufigkeiten über ein komplettes Messintervall auf eine ausgeprägte Abhängigkeit der Geruchsfahnenrichtung(en) von bodennahen Windeffekten geschlossen werden. So zeigen bereits leichte Veränderungen der Windrichtung entsprechende Auswirkungen auf die Lage des Geruchsmaximums innerhalb der Fahne. Ebenso finden Verwirbelungen oder Kanalisierungen des bodennahen Windes durch die Gebäude der Hofstelle ihre direkten Auswirkungen auf die Ausbreitung der Gerüche. Wegen solcher Abhängigkeiten war die Ausbildung einer stabilen, dauerhaften Geruchsfahne nur in Ausnahmefällen zu beobachten.

Fahnenbegehung - (vorläufiges) Fazit

Es kann davon ausgegangen werden, dass die offene Bauweise solcher Stallgebäude zu einer kontinuierlichen Verdünnung der an die Umgebung abgeleiteten Stallluft führt. Diese Minderung resultiert mutmaßlich aus dem Entgegenwirken einer Aufkonzentration von Schad- und Geruchsstoffen als Folge eines dauerhaften Austauschs von geruchsbelasteter Raumluft mit unbelasteter Umgebungsluft. Außerdem rufen Schwachwindsituationen keine oder nur sehr geringe Abluftströme hervor, die dann unmittelbar beim Übertritt an die Umgebungsluft

von dieser verdünnt werden. Aus beiden Konstellationen kann ein geringer Geruchsstoffstrom des Stalles als Emissionsquelle abgeleitet werden.

Generell könnte auch die große Austrittsfläche der Stallabluft über die geöffneten Stallseiten, unabhängig von der Wettersituation, zu einer schnellen Abnahme der Konzentration an Geruchsstoffen führen. Diese diffuse Freisetzung geruchsbelasteter Stallabluft, im Falle des betrachteten Stalles großflächig über die nach Norden und Süden geöffneten Seitenwände, bewirkt gegenüber zwangsentlüfteten Ställen mit Abluftschächten augenscheinlich eine Geruchsfahne mit sehr „verwaschenem“ Umriss. Aus dieser Abluftführung resultiert zudem die Verteilung des freigesetzten Abluftstromes in einem breiten Winkel um das Stallgebäude.

Zusätzlich ist eine starke Abhängigkeit des Transmissionsverhaltens der freigesetzten Gerüche von den lokalen Windverhältnissen wahrscheinlich. Dadurch kommt es zu einer unmittelbaren „Reaktion“ der Geruchsfahne auf Störungen der laminaren Windströmung (Verwirbelungen, Kanalisierungseffekte u.ä.) in der Stallumgebung. Diese können von einem mäandrierenden Fahnenverlauf bis zur Fahnenauflösung wegen Unterschreitung des Geruchsstundenkriteriums durch verdünnungsbedingte Abschwächung reichen.

Sowohl die vermutete Verringerung der Emissionen als auch das oben beschriebene mögliche Transmissionsverhalten, beides als Folge der Ausführung des Stalles nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus, führen zu einer Reduzierung der Geruchsimmissionshäufigkeiten gegenüber der ursprünglich erwarteten Situation. Durch die Auffächerungen der Geruchsfahne kommt es zu einer weiteren Konzentrationsabnahme insbesondere im Bereich des Fahnenmaximums. Aus dieser Reduzierung resultiert eine Verkürzung der Fahnenreichweite. Die gleichzeitige Zunahme der Geruchshäufigkeiten in den Randbereichen sorgt für eine Fahnenverbreiterung, die aber wegen der ohnehin geringen Belastungswerte in diesen Regionen nahezu vernachlässigbar ist.

Die Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1 führen bei der Ausbreitungsrechnung auf Grund der vorgenannten Gegebenheiten zu einer Überschätzung der von einer Mastschweinehaltung gemäß den Vorgaben des ökologischen Landbaus verursachten Geruchsimmissionen. Es ist daher notwendig, die vorliegenden Emissionsfaktoren durch einen Minderungsfaktor an die Ergebnisse der Fahnenmessungen, basierend auf realen Tierhaltungsanlagen, anzupassen.

Aktuell existiert kein allgemeingültiger Minderungsfaktor, zudem hängt ein solcher immer stark von der jeweiligen Betriebsführung ab. Trotzdem ist das Ziel der Begehungsuntersuchungen die Ermittlung eines (universell anzuwendenden) Faktors. Bis zur Einführung dieses Faktors sollte von Gutachterseite in Zusammenarbeit mit der Genehmigungsbehörde und in jeweiligen Einzelfallentscheidungen ein individueller Faktor festgelegt und fachlich begründet werden.

Genehmigungsfähigkeit moderner Haltungssysteme bei Mastschweinen – Ein Vergleich traditioneller gegenüber moderner Haltungsmodelle

Prof. Dr. **Isabelle Franzen-Reuter**,
Fachbereich Energie, Gebäude, Umwelt,
Fachhochschule Münster, University of Applied Sciences, Steinfurt;
B.Eng. **Lennart Brömmelhaus**, Dr. rer. nat. **Jannik Hüls**,
Ingenieurbüro Richters & Hüls, Ahaus

Kurzfassung

Besonders in landwirtschaftlich dicht besiedelten Gebieten sind die Anforderungen des Immissionsschutzes häufig maßgebend für die Dimensionierung und Umsetzungsfähigkeit der Bauvorhaben von Landwirten. Moderne Tierhaltungssysteme, die ein Außenklimareiz ermöglichen, werden aktuell aus diversen Gründen immer häufiger zu anvisierten Planzuständen und somit Gegenstand von Genehmigungsverfahren. In diesem Beitrag wird durch einen Vergleich traditioneller und moderner Haltungssysteme beispielhaft aufgezeigt, in wie fern die Geruchsimmissionen den Anforderungen des Immissionsschutzes entsprechen. Die Ergebnisse zeigen, dass eine genehmigungsfähige Umsetzung der modernen Haltungssysteme je nach Ausgangssituation nicht notwendigerweise mit einer Reduktion der Tierplätzahlen einhergehen muss. Dies bedeutet, dass zumindest für einige Landwirte die Umsetzung von Tierwohmmaßnahmen nicht unbedingt im Konflikt zu betriebswirtschaftlichen Zielen stehen muss.

Abstract

Particularly in populated agricultural areas, the requirements of pollution control are often decisive for the dimensioning and feasibility building projects of agriculturists. Modern animal husbandry systems, which enable an outside climate, are currently, for various reasons, more and more often targeted plan states and thus the subject of approval procedures. In this article, by comparing traditional and modern husbandry systems, it is exemplarily shown to what extent the odor immissions meet the requirements of pollution control. The results show that an implementation of modern husbandry systems that can be approved does not necessarily have to go hand in hand with a reduction in the number of animal places, depending on the initial

situation. This means that, at least for some agriculturists, the implementation of animal welfare measures does not necessarily have to conflict with business objectives.

1. Einleitung

Durch einen Vergleich traditioneller und moderner Haltungssysteme soll beispielhaft aufgezeigt werden, inwiefern die Genehmigungsverfahren zur Umsetzung dieser modernen Haltungssysteme den Anforderungen des Immissionsschutzes entsprechen. Dieser Vergleich zeigt, in wieweit moderne Haltungssysteme umsetzbar sind. Als traditionelle Haltungsmodelle werden zwei Haltungsmodelle vorgestellt, die gängiger Praxis entsprechen. In beiden Modellen wird die Haltung von 1.499 Mastschweinen in einem geschlossenen Stall mit kontrollierter Be- und Entlüftung betrachtet. Im ersten traditionellen Modell wird von einer Abluftführung nach derzeitigem Stand der Technik, d.h. 10 m über Grund und 3 m über First, und zusätzlich mit einer ganzjährigen Mindestaustrittsgeschwindigkeit von 7 m/s ausgegangen. Im zweiten traditionellen Modell wird eine Abluftführung 8,5 m über Grund und 1,5 m über First angesetzt. Zudem werden insgesamt zwei moderne Haltungsmodelle berücksichtigt. Im ersten modernen Modell wird ein Stall mit Auslauf und im zweiten Modell ein reiner Offenstall betrachtet. Es wird davon ausgegangen, dass die traditionellen Modelle genehmigt sind und die traditionellen Stallungen zu modernen Stallungen umgebaut werden sollen. Die geographische Lage wird dabei nicht verändert.

Unter Berücksichtigung des Immissionsschutzes wird die Auswirkung der Modernisierung der traditionellen Stallungen auf die Genehmigungsfähigkeit beurteilt. Auf Basis von Geruchsausbreitungsberechnungen wurde ermittelt, für welche Tierplattzzahlen das jeweilige modernisierte Haltungssystem wieder genehmigungsfähig wird. Zur Beurteilung der Genehmigungsfähigkeit werden ausschließlich die Geruchsimmisionen betrachtet.

2. Haltungsmodelle für die Immissionsberechnungen

Die zu Grunde liegenden Untersuchungen beschränken sich auf Anlagen, die dem Genehmigungsverfahren nach dem Baurecht unterliegen. Zwei Stallsysteme, die häufig in der Landwirtschaft vorkommen, dienten als Ausgangssituationen. Vorab wurde die Immissionsbelastung ausgehend von diesen beiden Stallsystemen berechnet. Die Ergebnisse der Berechnungen stellen im weiteren Verlauf die Ist-Situation dar. Ausgehend von den beiden Stallsystemen der Ist-Situationen sollten Möglichkeiten konstruiert werden, das Haltungssystem zu modernisieren und zugleich den Anforderungen des Immissionsschutzes zu entsprechen. Die unterschiedlichen konstruierten Möglichkeiten wurden im weiteren Verlauf der Untersuchungen

als Planzustände betitelt. Als moderne Haltungssysteme wurden für beide Ausgangssituations die Ergänzung eines Auslaufs und der Umbau zu einem Offenstall berücksichtigt. Die Berechnungsergebnisse der einzelnen Planzustände wurden mit denen der Ist-Situation verglichen. Ziel des Vergleichs war es, Planzustände zu entwickeln, die trotz der Sanierung zu Offenställen gleichbleibende bzw. verbesserte Immissionswerte aufweisen, um die Genehmigungsfähigkeit der modernisierten Tierhaltungsanlagen zu gewährleisten. Da mit einer Verschlechterung der Geruchsimmissionssituation durch den Umbau zu modernen Haltungssystemen zu rechnen war, wurden sowohl in den Planzuständen die Tierplätzahlen gesenkt, um die Emissionen zu reduzieren, als auch die Ableitbedingungen der Abluft verbessert.

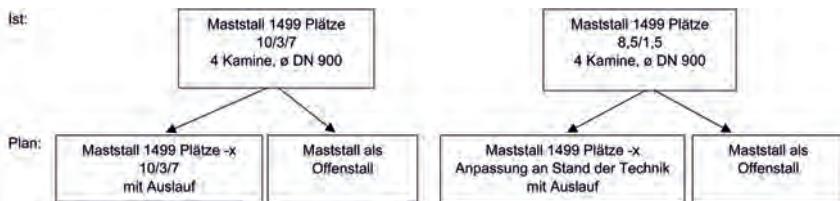


Bild 1: Darstellung der Ausgangssituationen und der hierfür entwickelten Tierhaltungsanlagen

Abbildung 1 zeigt einen Überblick über die Modelle, die in der Geruchsimmissionssimulation berücksichtigt wurden. Für beide Ausgangsmodelle wurden die Maße 50 x 30 m als Stallgrundfläche festgelegt, um 1499 Mastschweinen Platz zu bieten und den Schwellenwert der 4. BlmSchV von 1500 Mastschweinen zu unterschreiten. Den Vorgaben der Nutztierhaltungs-Verordnung (TierSchNutzV) wird dabei entsprochen.

Bei der ersten Ausgangssituation (vgl. Abbildung 1 linke Seite) wird die Abluft über einen mindestens drei Meter über First und zehn Meter über Grund hohen Kamin in die Atmosphäre abgeleitet. Die ganzjährige Mindestaustrittsgeschwindigkeit der Abluft wird dabei mit 7 m/s in den Berechnungen berücksichtigt. Im weiteren Verlauf wird die Beschreibung dieser Art der Abluftführung mit 10/3/7 abgekürzt. Die Entlüftung der Stallungen erfolgte über vier Kamine mit einem Durchmesser von je 0,90 m. Ausgehend von dieser ersten Ausgangssituation wurden die in Tabelle 1 aufgezeigten Planzustände entwickelt. Die Größe des Auslaufs ist mit den Maßen 5 x 50 m beidseitig des Stalles in die Berechnungen eingeflossen.

Tabelle 1: Konstruierte Planzustände zur ersten Ausgangssituation

Planzustand	Anzahl Tiere	Art des Stalles	Abluftführung
1	1499	mit Auslauf	10/3/7
2	1499	Offenstall	-
3	1000	mit Auslauf	10/3/7
4	500	mit Auslauf	10/3/7
5	750	mit Auslauf	10/3/7

Als zweite Ausgangssituation (vgl. Abbildung 1 rechte Seite) wurde ein Stallsystem gewählt, dass gleichermaßen oft in der Landwirtschaft vorzufinden ist, jedoch früheren Genehmigungszeiten unterliegt. Im Unterschied zum ersten Ausgangsmodell wird hier die Abluftführung 8,5/1,5 gewählt, d.h. eine Emissionshöhe von 8,5 m über Grund und 1,5 m über First. Eine jährliche Mindestaustrittsgeschwindigkeit wurde in den Berechnungen nicht berücksichtigt. Diese Art der Abluftführung entsprach früher dem Stand der Technik. Bei den entwickelten Planzuständen für diesen Stall handelt es sich auch um Stallungen mit Auslauf und einen reinen Offenstall. Tabelle 2 zeigt eine Zusammenfassung der Bedingungen der einzelnen Planzustände für die zweite Ausgangssituation. Tabelle 2 zeigt auch, dass für diese Ausgangssituation bei den Stallungen mit Auslauf unterschiedliche Arten der Abluftführung untersucht wurden. Grund dafür ist, dass diese einen großen Einfluss auf die Geruchsausbreitung im Nahbereich des Stalles hat. In vielen Fällen kann bei gleichbleibender Quellstärke der Emissionen durch eine Verbesserung der Ableitbedingung, und damit der Transmission, die Immisionssituation und damit auch die Wirkung am Immissionsort deutlich verbessert werden. Folglich wurde im ersten Schritt die Abluftführung des Stalles an den Stand der Technik angepasst. Hierfür wird die Emissionshöhe auf zehn Meter über Grund und drei Meter über First erhöht. Darüber hinaus wurde bei einzelnen Planzuständen eine ganzjährige Austrittsgeschwindigkeit von 7 m/s berücksichtigt.

Tabelle 2: Konstruierte Planzustände zur zweiten Ausgangssituation

Planzustand	Anzahl Tiere	Art des Stalles	Abluftführung
1	1499	mit Auslauf	10/3
2	1499	Offenstall	-
3	1499	mit Auslauf	10/3/7
4	1250	mit Auslauf	10/3
5	1250	mit Auslauf	10/3/7

Die skizzierten Haltungsmodelle wurden in der Untersuchung jeweils digitalisiert. Die Simulation der Geruchsimmisionssituation erfolgte gemäß TA Luft (2002) auf Basis des Lagrange-schen Partikelmodell mit der Software AUSTAL 2000.

3. Emissionsdaten

Die Emissionsfaktoren der Tierhaltung wurden gemäß Tabelle 22 der VDI 3894 Blatt 1 festgelegt. Der Geruchsemisionsfaktor wurde für Mastschweine im Flüssigmist- oder Festmistverfahren zwischen 25 und 125 kg mit $50\text{GE} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{GV}^{-1}$ festgelegt.

Für die Immissionsberechnungen wurden unterschiedliche Quell-Geometrien berücksichtigt. Kamine mit einer Emissionshöhe von weniger als dem 1,7-fachen der Firsthöhe wurden als vertikale Linienquelle und Ausläufe sowie reine Offenställe als Volumenquellen berücksichtigt. Die Ausläufe seitlich der Stallungen wurden ebenfalls als Volumenquellen digitalisiert.

Die Geruchsemissionen der Ausläufe wurden in der Genehmigungspraxis bisher häufig mit pauschalen Zusatzemissionen versehen. Dieser Ansatz wurde auch in der vorliegenden Untersuchung verfolgt, sodass die Ausläufe mit zusätzlich 10% der Stallemissionen in den Berechnungen berücksichtigt wurden.

4. Ergebnisse der Untersuchungen

Im Folgenden werden ausschließlich die Ergebnisse für die zweite Ausgangssituation präsentiert (vgl. Abbildung 1 rechte Seite). Der Grund dafür ist, dass für diese Situation Planzustände konstruiert werden können, die die Anlage in einem ökonomisch sinnvollen und genehmigungsfähigen Zustand überführen. Dieses ist in der vorliegenden Untersuchung für die erste Ausgangssituation nicht gelungen.

Die Auswerteraster der Berechnungen werden für Geruchsimmissionen in Form von Flächenkennwerten (relative Häufigkeiten der Geruchsstunden) grafisch dargestellt. Das Beurteilungsgebiet für Geruchsimmissionen besteht aus dem Mindestuntersuchungsradius von 600 m und dem Einwirkbereich der Anlage, indem der Immissionsbeitrag durch die Zusatzbelastung den Wert von 0,02 überschreitet. Bei der Darstellung der Flächenkennwerte wird in einen Nah- und einen Fernbereich unterschieden. Der Nahbereich umfasst die direkte Umgebung des Stalles. Die Flächenkennwerte des Nahbereichs werden im 16 m x 16 m Raster dargestellt. Dadurch dass aufgrund der nachlassenden Immissionswirkung die Differenz der Immissionswerte zwischen den Flächenkennwerten mit der Entfernung zum untersuchten Stall geringer werden, wird im Fernbereich ein 64 m x 64 m Raster verwendet. Bei der Darstellung sind in jedem Raster immer zwei Flächenkennwerte untereinander gestellt. Dabei entspricht der obere Wert dem Istzustand und der untere Wert dem des betrachteten Planzustandes. Üblicherweise werden die Flächenkennwerte lediglich für die Beurteilung der relevanten Immissionsorte dargestellt. Die hier gewählte flächendeckende Darstellung ermöglicht allerdings die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete. Darüber hinaus wurden um die vier Eckpunkte sowie um die beiden Längsseiten des Stalles Kreise mit 100 m Radien gezogen. In der sich daraus ergebenen Fläche wurde auf die Ergebnisdarstellung verzichtet. Die Ergebnisse in diesem unmittelbaren Bereich um den Stall weisen eine zu große Inhomogenität auf und sind so hoch, dass wenn sich ein zur Beurteilung relevanter Immissionsort in diesem unmittelbaren Nahbereich befinden würde, eine Genehmigung des Offenstalles ausgeschlossen wäre.



der Abluft in der Atmosphäre zur Folge.

Abbildung 3 und Abbildung 4 zeigen den Planzustand mit gleichbleibender Anzahl an Tieren und einer Erhöhung der Kamine um 1,5 m auf 10 m über Grund und 3 m über First. Eine jährliche Mindestaustrittsgeschwindigkeit wurde bei diesem Planzustand nicht berücksichtigt.

Abbildung 2 Darstellung der 2-%-Isolinien der

Dieser Planzustand kann, im Vergleich zu den anderen Planzuständen, mit dem geringsten Aufwand hergestellt werden. Den Abbildungen ist zu entnehmen, dass sich die Immissionssituation im überwiegenden Teil des Beurteilungsgebietes nicht verschlechtert. So kommt es in einigen Regionen zwar zu einer Verschlechterung der Flächenkennwerte von maximal 2 %, allerdings sind bereits im Nahbereich der Anlage stellenweise, trotz der Installation des Auslaufs, gleichbleibende Immissionswerte erkennbar. Ob dies eine genehmigungsfähige Situation darstellt, ist abhängig von der Lage der zu beurteilenden Immissionsorte. Zu beachten ist, dass eine Erhöhung der ganzjährigen Mindestaustrittsgeschwindigkeit der Abluft auf 7 m/s die Immissionssituation nochmal deutlich verbessern würde. Die Berechnungen haben gezeigt, dass durch die Erhöhung der Abluftgeschwindigkeit auf 7 m/s in 100 m Entfernung zur Anlage bereits weitestgehend gleichbleibende Flächenkennwerte erreichbar sind. Im Fernbereich sind nur noch stellenweise gleiche Flächenkennwerte identifizierbar, weitestgehend kann hier sogar eine Verbesserung der Immissionssituation erreicht werden.

Abbildung 2 zeigt die 2-%-Isolinien der einzelnen Planzustände sowie des Istzustandes der zweiten Ausgangssituation. Auffällig ist, dass die Isolinien der Planzustände 1, 2 und 4 sowie des Istzustandes relativ dicht zueinander verlaufen. Daraus lässt sich schließen, dass die Einwirkbereiche dieser Planzustände in etwa die gleiche Ausdehnung haben. Zudem ist der Einwirkbereich des Planzustandes 3 (2-%-Isoline grün) und des Planzustandes 5 (2-%-Isoline magenta) deutlich kleiner. Dies liegt an der in den beiden Zuständen berücksichtigten jährlichen Mindestaustrittsgeschwindigkeit der Abluft von 7 m/s. Die erhöhte Austrittsgeschwindigkeit der Abluft hat eine verbesserte Verteilung

5. Fazit

Die Untersuchung zeigt, dass eine genehmigungsfähige Umsetzung der modernen Haltungssysteme je nach Ausgangssituation nicht notwendigerweise mit einer Reduktion der Tierplatzzahlen einhergehen muss. Insbesondere für Tierhaltungssysteme, die nicht dem Kriterium 10/3 bzw. 10/3/7 entsprechen, muss die Umsetzung von Tierwohlmaßnahmen nicht unbedingt im Konflikt zu betriebswirtschaftlichen Zielen stehen. Ein genehmigungsfähiger Zustand kann für derartige Tierhaltungssysteme sehr wahrscheinlich ohne Reduktion der vorhandenen Tierplatzzahlen und nur mit geringfügigen baulichen Modernisierungsmaßnahmen erreicht werden.

Allerdings hat sich auch gezeigt, dass für Tierhaltungssysteme, die mindestens dem aktuellen Stand der Technik entsprechen, die Einrichtung von Ausläufen bzw. die Umrüstung zu einem Offenstall die Geruchsimmissionssituation deutlich verschlechtert. In den Berechnungen wurden für die Ausläufe pauschale Zusatzemissionen berücksichtigt. Es gilt zu untersuchen, ob zum Beispiel das Verhalten der Tiere bei der Wahl der Aktivitäts-, Liege- und Kot-Harn-Bereiche oder bauliche Einrichtungen wie Überdachungen oder Säuberungsanlagen derart hohe Zusatzemissionen wirklich rechtfertigen. Um Geruchsemissionen moderner Tierhaltungssysteme plausibel untersuchen zu können, bedarf es demnach neuer Emissionsansätze.

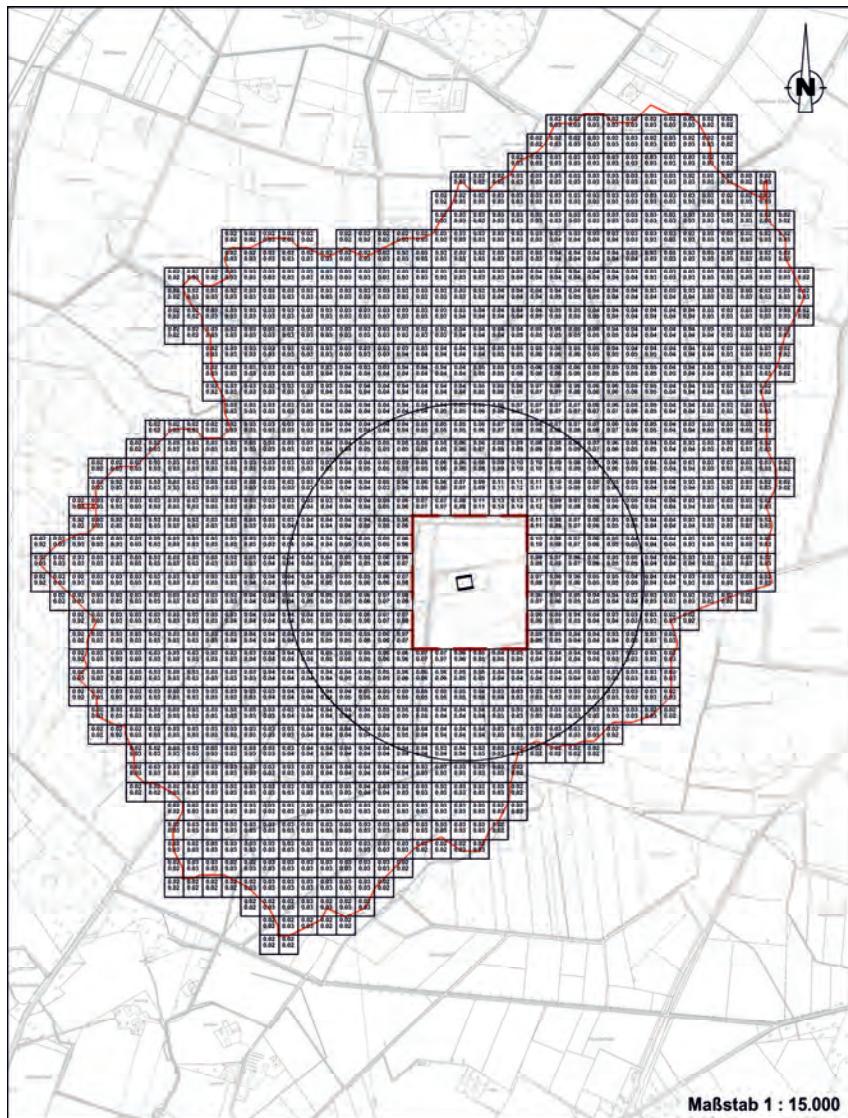


Bild 3: Belästigungsrel. Kenngr. IZb

(im Ist- & Planzustand 1 der zweiten Ausgangssituation, Fern)

Bild 4: Belastigungsrel Kennnr. 17b

(im Ist- & Planzustand 1 der zweiten Ausgangssituation, Nah)

Entwicklung spezifischer Geruchsemissionsfaktoren für alternative Haltungsverfahren

Emissionsmodule – Flächenemissionen – Ausbreitungsrechnung mit Zeitreihen

Martin Kamp, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Münster;
Andreas Sowa, Sachverständiger für Immissionsschutz, Steinfurt

Kurzfassung

Der vorliegende Beitrag stellt im ersten Teil, am Beispiel der Mastschweinehaltung, eine Methode vor, mit der – insbesondere im Bereich alternativer Haltungsverfahren und Haltungs-techniken nach Tierwohlkriterien – über Emissionsflächenbezüge Emissionsfaktoren entwickelt werden können. Dabei werden sogenannte Emissionsmodule verwendet, mit denen einzelnen Funktionsbereiche eines Tierstalles (Laufbereich, Kotbereich, Auslaufbereich) aus Sicht der Geruchsemissionen bewertet werden, um im Ergebnis zu einem Emissionsfaktor für das die jeweilige Haltungsverfahren zu kommen.

Im zweiten Teil wird, zunächst am Beispiel der Masthähnchenhaltung unter der Verwendung von Emissionsmesswerten für Geruchsstoffe, im Anschluss in allgemeiner Betrachtung auch für weitere Tierarten, die Möglichkeiten der Ermittlung von Emissionsfaktoren über Emissionszeitreihen und Ausbreitungsrechnungen aufgezeigt, die – zukünftig mit Vorliegen von weiteren Geruchsmessergebnissen für Haltungsverfahren nach Tierwohlkriterien und Verknüpfung mit den obigen Emissionsmodulen – im Ergebnis ebenfalls zu Emissionsfaktoren für verschiedene Haltungsverfahren führen.

Einführung

In der aktuellen Diskussion über die Nutztierhaltung in Deutschland und deren künftige Entwicklung werden Maßnahmen zur Verbesserung des Tierschutzes und des Tierwohls auch durch bauliche Veränderungen von Stallgebäuden (mehr Fläche pro Tier, Außenklimakontakt, Auslauf) gefordert. In der Praxis ergibt sich dadurch ein Prüf- und Beurteilungsbedarf hinsichtlich bestehender immissionsschutzrechtlicher Anforderungen, der auf Schwierigkeiten stößt. Ursächlich hierfür ist u. a., dass es zur Beurteilung des Emissionsverhaltens der vielen neuen

tierwohlgerechten Haltungssysteme noch keine haltungsartspezifischen Emissionsfaktoren gibt.

Festzuhalten ist zunächst, dass die Ermittlung der Geruchsemissionen von Stallanlagen auf spezifische Geruchsemissionsfaktoren basiert (Geruchseinheiten pro Sekunde und Großvieheinheit/Tierlebendmasse). Damit steht eine in der Praxis gut handhabbare Größe für die Berechnung der Geruchsfrachten und die weitere Verwendung innerhalb einer Ausbreitungsrechnung zur Verfügung.

Soll die Stalltechnik und insbesondere der Unterschied zwischen verschiedenen Haltungssystemen detaillierter betrachtet werden, so ist zu bedenken, dass es weniger die Tiere selbst (die Großvieheinheiten) sind, die die Geruchsemissionen hervorrufen, sondern überwiegend die mit Fäzes verschmutzten Flächen sowie die Oberflächen der Lagerung der Ausscheidungen. Von besonderer Bedeutung ist dieser Zusammenhang, wenn die alternativen Haltungsverfahren in Verbindung mit den Bestrebungen zu mehr Tierwohl in den Blick genommen werden. Diese sind gegenüber konventionellen Haltungsverfahren u.a. durch ein größeres Platzangebot, gegebenenfalls mit unterschiedlichen Nutzungsbereichen gekennzeichnet, womit die Flächenbindung der Emissionen in die Betrachtungen einzubeziehen ist. Weiterer Einfluss ist die Lufttemperatur im Stall (und damit die Temperatur der emittierenden Oberflächen), die durch das Bestreben von Außenklimakontakt für die Tiere im Vergleich zu konventioneller Haltung einer Veränderung unterliegt.

Ein Ansatz im Rahmen der Ermittlung von spezifischen Geruchsemissionsfaktoren für alternative Haltungsverfahren kann also sein, zunächst auf die emittierenden Flächen zu fokussieren und darüber eine systematische Beschreibung der Emissionsauswirkungen abzuleiten. Zu unterscheiden sind sicher zunächst die Tierarten. Z.B. neigen Tiere in der Rinderhaltung eher dazu, die gesamten zur Verfügung stehenden Flächen zu verkoten, wohingegen bei Schweinen bei entsprechenden Möglichkeiten (Buchtenstrukturierung) durch die Anlage eines „Schweineklos“ nur einen Teil der Haltungsfläche durch Verschmutzung maßgeblich emittiert.

Bei Mastgeflügelhaltungen ist es nicht der Anteil der Verschmutzung von Flächen, sondern die mit der Zeit (Mastdauer) zunehmende Intensität bzw. Ansammlung der Verschmutzung.

Im vorliegenden Beitrag wird die Entwicklung von Ansätzen für Emissionsdatenmodelle vorgestellt, die das Emissionsverhalten solcher Ställe beschreiben und in ein sachgerechtes Konzept für den Einsatz in Ausbreitungsrechnungen überführen sollen.

Ziel ist es abschließend, über Emissionsflächenbezüge beispielhaft

- Teil 1: für Mastschweinehaltungen bei alternativen Haltungsverfahren
(Flächenanteile) Emissionsfaktoren abzuleiten,
und
- Teil 2: für Masthähnchenhaltungen und weitere Tierarten die Möglichkeiten der
Ermittlung von Emissionsfaktoren über Emissionszeitreihen und
Ausbreitungsrechnungen aufzuzeigen.

Im Ergebnis wird in beiden Fällen wieder auf das tiermassenbasierende System für die Verwendung in der Genehmigungspraxis Bezug genommen.

Teil 1: **Emissionsfaktoren für Mastschweinehaltungen**

1 Modulares Konzept

Haltungsverfahren für Mastschweine setzen sich aus emissionsrelevanten Elementen zusammen (Entmistungsverfahren, Belegungsdichte, Fütterung, Temperatur/Außenklima, Minde rungstechniken u.a.). Den bisher zur Verfügung stehenden Emissionsfaktoren liegen bestimmte Kombinationen solcher Elemente zugrunde, deren Auswirkungen modularartig zusammengesetzt das Emissionsverhalten bestimmen. Die Entwicklung alternativer Haltungsverfahren zur Umsetzung von mehr Tierwohl hat bereits zu vielen neuen Kombinationen solcher Module geführt. Dadurch ist eine so große Zahl verschiedener Haltungsverfahren entstanden – und entstehen weiter –, dass für die Beurteilung der Auswirkungen auf die Emissionen eine Erfassung als Ganzes, also als jeweils unterschiedlicher Haltungsverfahren, nicht mehr praktikabel ist. Daher wird hier die Möglichkeit einer Aufsplittung in Module beschrieben, die beliebig für den Einzelfall kombiniert werden können – getrennt nach unterschiedlichen Luftinhaltsstoffen. Damit werden die bisher zur Verfügung stehenden „haltungsspezifischen“ Emissionsfaktoren für den Bereich alternativer Haltungsverfahren in „modulspezifischen Änderungsfaktoren überführt.

Für den Luftinhaltsstoff „Ammoniak“ steht die Konkretisierung dieses Konzeptes durch Erarbeitung in einer Arbeitsgruppe in Nordrhein-Westfalen vor dem Abschluss. Vorgesehen ist, dieses als Arbeitshilfe für den Vollzug von Genehmigungsverfahren zur Verfügung zu stellen.

Mit der Arbeitshilfe soll eine Regelungslücke vorläufig geschlossen werden, bis aus Wissenschaft und Forschung sowie Standardisierungsbestrebungen durch VDI-Richtlinien weitergehende Erkenntnisse Qualität zur Verfügung stehen. Entsprechend basieren die geplante Ammoniak-Arbeitshilfe und die in diesem Beitrag vorgestellten Überlegungen für Gerüche auf Vereinfachungen von tatsächlich komplexeren Zusammenhängen und stellen einen Einstieg für eine Konvention mit dem Ziel einer Vereinheitlichung und Gleichbehandlung im genehmigungsrechtlichen Vollzug dar.

Ausgangswerte für die Geruchsemissionen sind die zur Verfügung stehenden Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894 und werden daher als „Basiswerte“ verwendet. Diese Basiswerte werden mit Änderungsfaktoren für die Einflüsse (Module) multiplikativ verknüpft. Viele Module, so auch der flächenbezogene Einfluss, können einen mindernden, aber auch einen erhöhenden Effekt auf das Emissionspotenzial haben. Es handelt sich daher nicht um Minderungsfaktoren, sondern um Änderungsfaktoren, deren Werte zwischen 0 und 1,0 zu einer Minderung und > 1,0 zu einer Erhöhung des modulspezifischen Emissionsfaktors für eine Tierhaltung führen.

2 Zuordnung zu Basiswerten

Emissionsfaktoren der Richtlinie VDI 3894, die als Basiswerte für das modulare Konzept herangezogen werden, können z.T. bereits die Einflüsse von Elementen des zugeordneten Haltungsverfahrens enthalten. In diesen Fällen ist für dieses Modul kein eigener Änderungsfaktor zu entwickeln. Dies gilt bei Ammoniak insbesondere für die Temperatur. Der für einen Außenklimastall geringere Ammoniak-Emissionsfaktor 2,43 kg·a⁻¹·Tierplatz⁻¹ gegenüber 3,64 kg·a⁻¹·Tierplatz⁻¹ für Zwangslüftung ist maßgeblich auf die im Durchschnitt geringere Temperatur im Stall zurückzuführen.¹ Für den Einfluss der Temperatur ist hier beispielsweise daher kein Änderungsfaktor mehr notwendig.

Während in der Richtlinie VDI 3894 (bzw. TA Luft 2021) vier unterschiedliche Ammoniak-Emissionsfaktoren zur Verfügung stehen, beschränkt sich die Anzahl für Gerüche auf nur zwei, die als Basiswerte herangezogen werden können:

Flüssigmist-/Festmistverfahren: 50 GE·s⁻¹·GV⁻¹

¹ Anmerkung: Die Haltungsverfahren „Zwangslüftung, Festmistverfahren“ und „Außenklimastall, Tiefstreuverfahren“ sind hier bzgl. des Temperatureinflusses nicht vergleichbar, da es sich nicht um miteinander vergleichbare Entmischungsverfahren handelt. Die Entmischungsverfahren haben ebenfalls einen maßgeblichen Einfluss auf das Emissionspotenzial.

Tiefstreuverfahren: $30 \text{ GE} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{GV}^{-1}$

Im Weiteren wird sich auf den Wert $50 \text{ GE} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{GV}^{-1}$ beschränkt, da für diesen Wert die zugrunde liegende Belegungsdichte gesicherter mit $0,75 \text{ m}^2/\text{Tierplatz}$ angenommen werden kann und Tierstreuverfahren erheblich seltener Anwendung in der Praxis finden.

Je nach Haltungsmodulen, die von den Bedingungen abweichen, die dem Basiswert zugrunde liegen, wird der Emissionsfaktor als Basiswert verwendet. Dieser Basiswert wird mit den Änderungsfaktoren multipliziert, um den Emissionsfaktor für die spezifischen, sich aus diesen Modulen zusammensetzenen Haltungsbedingungen zu ermitteln. Dabei können Mastschweinehaltungen folgenden grundlegenden Stalltypen zugeordnet werden:

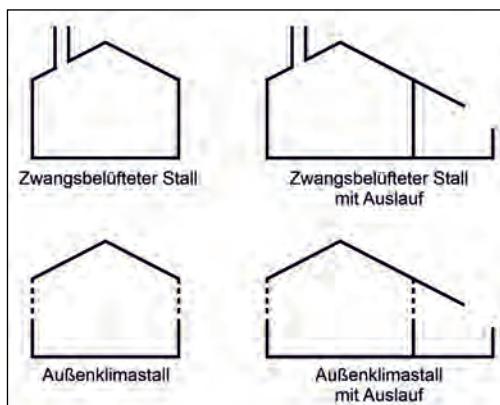


Bild 1: Verschiedene Stalltypen in der Mastschweinehaltung

Für die Stalltypen mit Auslauf gilt, dass in der Regel zwei Emissionsquellen berechnet werden: der Innenbereich des Stalls und der Auslauf. Für jede Emissionsquelle wirken die entsprechenden Änderungsfaktoren getrennt voneinander. Für die Gesamtemissionen E_{ges} gilt grundsätzlich:

$$E_{\text{ges}} = (EF_{\text{Innen}} \cdot f_{x1} \cdot f_{x2} \cdots f_{xy} + EF_{\text{Auslauf}} \cdot f_{x1} \cdot f_{x2} \cdots f_{xy}) \cdot TP$$

mit f = Änderungsfaktor

für Stalltypen ohne Auslauf ist $EF_{\text{Auslauf}} = 0$

3 Änderungsfaktoren f

Der Wert eines Änderungsfaktors kann davon abhängen, wie die Module der zu beurteilenden Haltung umgesetzt werden. So variiert beispielsweise der Änderungsfaktor für den Verschmutzungsgrad des Stalls in Abhängigkeit von der zur Verfügung stehenden Fläche pro Tierplatz. Der modulare Ansatz zur Ermittlung der Emissionen ermöglicht, die vorhandenen Änderungsfaktoren bei neuen Erkenntnissen aus Wissenschaft und Praxis an diese anzupassen sowie weitere Änderungsfaktoren zu ergänzen.

Tabelle 1: Derzeitige Änderungsfaktoren

f_A	Änderungsfaktor gemäß Belegungsdichte (Fläche pro Tierplatz)
f_V	Änderungsfaktor für den Verschmutzungsgrad der Buchtenfläche
f_D	Änderungsfaktor in Abhängigkeit von der Überdachung des Auslaufs
f_F	Änderungsfaktor aufgrund der Fütterung

Jeder der genannten Änderungsfaktoren muss bei der Berechnung des modulspezifischen Emissionsfaktors verwendet werden. Wenn über den Einfluss keine Informationen vorliegen oder das Modul keine Anwendung findet (z.B. bei einer Haltung ohne nährstoffangepasste Fütterung), ist der Änderungsfaktor mit dem neutralen Wert $f = 1,0$ zu verwenden. Die multiplikative Verknüpfung zur Ermittlung der Emissionen soll nicht den Eindruck von wissenschaftlicher Genauigkeit vermitteln. Er ist im Grundsatz ein plausibler und nachvollziehbarer Ansatz, der in seiner Einfachheit vor dem Hintergrund einer auch für die Basiswerte fehlenden evidenzbasierten Qualität gerechtfertigt erscheint. Den Änderungsfaktoren selbst liegen, wie den Basiswerten auch, verschiedene Annahmen als Konventionen zu Grunde.

3.1 f_A – Fläche pro Tierplatz²

Der Änderungsfaktor f_A ergibt sich aus der Fläche, die pro Tierplatz zur Verfügung steht (Belegungsdichte). Dabei gilt zunächst die Annahme: je mehr Fläche vorhanden ist, desto größer ist die potenziell emittierende Oberfläche.³ Es wird ein proportionaler Zusammenhang angesetzt. Als Basis gilt die gesetzlich vorgegebene Mindestfläche von $0,75 \text{ m}^2$ pro Tierplatz, da diese auch den Emissionsfaktoren der VDI 3894 Blatt 1 unterstellt werden kann. Sollte den

² Alle Angaben zur Belegungsdichte als „Fläche pro Tierplatz“ in der Arbeitshilfe beziehen sich auf ein Mastendgewicht von 120 kg/Tier.

³ Vgl. Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft, UBA Texte 221/2020

Tieren bei einem geplanten Stall beispielsweise $1,1 \text{ m}^2$ pro Tierplatz zur Verfügung stehen, ergibt sich somit ein Änderungsfaktor von $f_A = \frac{\text{Fläche pro Tierplatz}}{0,75 \text{ m}^2} = \frac{1,1 \text{ m}^2}{0,75 \text{ m}^2} = 1,47$.

Bei Stalltypen mit Auslauf ist je ein Änderungsfaktor von f_A für den Innenbereich und den Auslauf zu berechnen. Für einen Beispiel-Stall mit Auslauf, bei dem den Tieren insgesamt eine Fläche von $1,1 \text{ m}^2$ pro Tierplatz zur Verfügung steht und dieser sich aus $0,75 \text{ m}^2$ im Stall und $0,35 \text{ m}^2$ im Auslauf zusammensetzt, ergeben sich als Änderungsfaktoren

$$\text{Innen: } f_A = \frac{0,75 \text{ m}^2}{0,75 \text{ m}^2} = 1,0$$

$$\text{Auslauf: } f_A = \frac{0,35 \text{ m}^2}{0,75 \text{ m}^2} = 0,47.$$

3.2 f_V – Anteil der verschmutzten Fläche

Der Änderungsfaktor f_V bildet den Anteil der verschmutzten Fläche im Stall bzw. Auslauf ab. Nach VDI 3894 Blatt 1 führen Haltungsverfahren, die getrennte Funktionsbereiche (Aktivitäts-, Liege- und Kot-Harn-Bereich) ermöglichen, zu einer Verringerung verschmutzter, emissionsaktiver Oberflächen. Daraus ist eine Verringerung der Geruchsemissionen zu erwarten.

Eine ausreichend funktionssichere Trennung der Funktionsbereiche durch die Mastschweine findet erst ab einem ausreichenden Flächenangebot pro Tierplatz statt. Auch wenn die Angaben in der Literatur variieren, so kann doch konservativ eine Trennung in Funktionsbereiche ab einer Fläche von $1,3 \text{ m}^2$ pro Tierplatz angenommen werden. Dies gilt zwar grundsätzlich für alle Stalltypen, jedoch unterscheidet sich die Ermittlung des Änderungsfaktors f_V zwischen Ställen mit Auslauf und ohne Auslauf.

3.3 f_V – Stalltypen mit Auslauf

Schweine bevorzugen, den Kot-Harn-Bereich im Auslauf anzulegen. Daher wird von einer ausreichend funktionssicheren Buchtenstrukturierung nur ausgegangen, wenn der Kot-Harn-Bereich nicht im Innenbereich, sondern im Auslauf konzipiert wird.

Ist der Kot-Harn-Bereich im Auslauf vorgesehen, wird vorausgesetzt, dass dies durch bauliche Anreize und ein entsprechendes Stallmanagement unterstützt wird. Voruntersuchungen zu einer Messkampagne an solchen Mastschweineställen haben ergeben, dass bei der Anlage des Kot-Harn-Bereiches im Auslauf nur noch dort maßgebliche (Ammoniak-) Emissionen entstehen und der Innenbereich voraussichtlich praktisch vernachlässigt werden könnte.

Damit der Kot-Harn-Bereich von den Tieren im Auslauf angelegt wird, ist neben einem entsprechenden Stallmanagement und der Mindestgröße für die gesamte Bucht auch eine Mindestgröße des Auslaufs erforderlich, Ansatz: mindestens $0,43 \text{ m}^2$ pro Tierplatz.⁴ Unter Einhaltung dieser Bedingungen ist in der geplanten Arbeitshilfe für den Innenbereich der Ammoniak-Änderungsfaktor $f_V = 0,15$ als konservativer Ansatz für Restemissionen vorgesehen.⁵ Ob dieser Ansatz auch auf verbleibende Geruchsemisionen übertragbar ist, ist zu diskutieren.

Aufgrund des mindestens zur Verfügung stehenden Flächenangebotes im Auslauf von $0,43 \text{ m}^2$ pro Tierplatz wird angenommen, dass mit weiter steigendem Flächenangebot im Auslauf der verschmutzte und damit emissionsrelevante Anteil der Fläche nicht „mitwächst“, sondern konstant bleibt (Kot-Harn-Bereich innerhalb des Auslaufs). Um dies im „Zusammenspiel“ der Änderungsfaktoren abzubilden, wird folgende einfache mathematische Verknüpfung für den Änderungsfaktor des Auslaufs vorgegeben: $f_V = \frac{0,43}{0,75} \cdot \frac{1}{f_A}$. Damit ergeben sich bei verschiedenen Flächenangeboten und dem damit verbundenen Einfluss auf die Funktionsbereiche die in Tabelle 2 aufgeführten Ansätze für den Änderungsfaktor f_V .

Soll der Kot-Harn-Bereich nicht im Auslauf, sondern im Innenbereich angelegt werden, wird von einer nicht ausreichenden Funktionssicherheit des Konzeptes der Buchtenstrukturierung ausgegangen, weil zu erwarten ist, dass der Auslauf von den Schweinen zusätzlich bzw. bevorzugt zum Koten verwendet wird. Es sind deshalb sowohl für den Auslauf als auch für den Innenbereich Emissionen zu kalkulieren. Gleiches gilt für den Fall, dass den Tieren ein Flächenangebot von weniger als $1,3 \text{ m}^2/\text{TP}$ für die gesamte Bucht zur Verfügung steht.

Um den erhöhenden Einfluss auf die Emissionen im Innenbereich für diese beiden Fälle nicht zu gravierend ausfallen zu lassen, wurde die Verschmutzung nicht proportional mit der Fläche, sondern durch einen erneut einfachen mathematischen Ansatz verknüpft: $f_V = \frac{1}{\sqrt{(f_{A,\text{Innen}} + f_{A,\text{Auslauf}})}}$. Kann aufgrund des Flächenangebotes im Innenbereich eine ausreichend funktionssichere Buchtenstrukturierung stattfinden, da allein dieses mindestens $1,3 \text{ m}^2/\text{TP}$ beträgt, ist für den Innenbereich ein nach Tabelle 2 entsprechender Wert für f_V anzusetzen.

⁴ Diese Festlegung resultiert aus: Mindestplatzangebot für gesamte Bucht $1,3 \text{ m}^2/\text{TP}$, Annahme von einem Drittel verschmutzter Fläche ($\frac{1,3}{3} = 0,43$). Erfahrungswerte aus der Praxis deuten darauf hin, dass der Anteil der verschmutzten Fläche tendenziell geringer ausfällt, sodass der gewählte Ansatz konservativ ist.

⁵ Es wird dabei davon ausgegangen, dass Vollspaltenböden zu teilperforierten Böden als Liegefächern umgestaltet werden und potenzielle Restemissionen durch die Festlegung von $f_V = 0,15$ erfasst sind.

Tabelle 2: Änderungsfaktor f_V für Fallkonstellationen bei Ställen mit Auslauf

	Flächenangebot pro Tierplatz (m²-Angaben beziehen sich auf einen Tierplatz in einer Bucht)	f_V
Fall 1	f_V bei einem Gesamtflächenangebot von < 1,3 m ² Innenbereich: Auslauf:	$\frac{1}{\sqrt{(f_{A,\text{Innen}} + f_{A,\text{Auslauf}})}}$ 1,0
Fall 2	f_V bei einem Gesamtflächenangebot von $\geq 1,3 \text{ m}^2$, mit Flächenangebot im Auslauf $\geq 0,43 \text{ m}^2$ Innenbereich: Auslauf:	0,15* $\frac{0,43}{0,75} \cdot \frac{1}{f_A}$
Fall 3	f_V bei einem Gesamtflächenangebot von $\geq 1,3 \text{ m}^2$, mit Flächenangebot im Auslauf < 0,43 m ² Flächenangebot Innenbereich < 1,3 m ² : Flächenangebot Innenbereich $\geq 1,3 \text{ m}^2$: Auslauf:	$\frac{1}{\sqrt{(f_{A,\text{Innen}} + f_{A,\text{Auslauf}})}}$ $\frac{0,43}{0,75} \cdot \frac{1}{f_A}$ 1,0

* Wert für Ammoniak in geplanter Arbeitshilfe NRW, grundsätzlich diskutabel

3.4 f_V – Stalltypen ohne Auslauf

Bei einem Außenklimastall und einem zwangsbelüfteten Stall jeweils ohne Auslauf ist die Ermittlung des Änderungsfaktors f_V grundsätzlich identisch. In beiden Fällen ist der Änderungsfaktor f_V vom Flächenangebot abhängig. Bei einem Flächenangebot von weniger als 1,3 m² pro Tierplatz ist nicht von einer ausreichend funktionssicheren Trennung in verschiedene Funktionsbereiche auszugehen. Somit ist in diesen Fällen die gesamte zur Verfügung stehende Fläche als emissionsrelevant anzusehen. Demzufolge beträgt der Wert des Änderungsfaktors neutral $f_V = 1,0$.

Ab einem Flächenangebot von 1,3 m² pro Tierplatz wird von einer ausreichend funktionssicheren Trennung in verschiedene Funktionsbereiche ausgegangen. Somit ist nicht mehr die gesamte Fläche verkotet und damit emissionsrelevant, sondern nur noch ein Teil der Fläche. Bei

einem Flächenangebot ab $1,3 \text{ m}^2$ wird eine verkotete Fläche von $0,43 \text{ m}^2$ in Ansatz gebracht.⁶ Dies entspricht einem Verschmutzungsanteil von einem Drittel der Fläche. Erfahrungswerte aus der Praxis deuten darauf hin, dass der Anteil der verschmutzten Fläche tendenziell geringer ausfällt, sodass der gewählte Ansatz als konservativ eingeschätzt wird. Bei einem Flächenangebot von über $1,3 \text{ m}^2$ pro Tierplatz wird angenommen, dass die emissionsrelevante Fläche nicht „mitwächst“, sondern konstant bleibt. Daher wird für die Ermittlung von f_V folgende einfache mathematische Verknüpfung verwendet, die den Änderungsfaktor f_A einbezieht: $f_V = \frac{0,43}{0,75} \cdot \frac{1}{f_A}$.

Tabelle 3: Änderungsfaktor f_V für Stalltypen ohne Auslauf

	Flächenangebot pro Tierplatz (m²-Angaben beziehen sich auf einen Tierplatz in einer Bucht)	f_V
Fall 1	Flächenangebot von < $1,3 \text{ m}^2$	1,0
Fall 2	Flächengebot von $\geq 1,3$	$f_V = \frac{0,43}{0,75} \cdot \frac{1}{f_A}$

3.5 f_F – nährstoffangepasste Fütterung

Minderungspotenziale durch eine nährstoffangepasste Fütterung sind für Ammoniak anerkannt. Sie ist in der TA Luft 2021 als Stand der Technik aufgenommen worden, d.h. für nach Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) genehmigungsbedürftige Anlagen verpflichtend. Um die Verwendbarkeit des Modulkonzeptes auch für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen anwendbar zu machen, ist in der Arbeitshilfe die Minderung durch nährstoffangepasste Fütterung durch einen eigenen Änderungsfaktor f_F vorgesehen.

Da Ammoniak auch verantwortlich für den Umfang von Geruchsemisionen in der Tierhaltung ist, kann über diesen Änderungsfaktor dieser Einfluss in die Kalkulation aufgenommen werden. Aktuelle Erkenntnisse aus Messkampagnen deuten darauf hin, dass neben dem Einfluss der Nährstoffanpassung die Fütterungsart einen erheblichen Einfluss auf das Niveau der Geruchsemisionen ausübt: Trockenfütterung hat geringere Geruchsemisionen zur Folge als

⁶ Siehe Fußnote 4

Flüssigfütterung. Hier wäre zunächst zu klären, welche Art der Fütterung den VDI-Emissionsfaktoren am besten zugeordnet werden kann und damit als Basisfaktor für das modulare Konzept dienen kann. Sollte dem VDI-Emissionsfaktor die Trockenfütterung zugrunde zu legen sein, dann würde das für eine Flüssigfütterung ein erhöhender f_F -Wert, d.h. über 1,0 bedeuten. Es besteht allerdings auch die Möglichkeit, dass dem VDI-Emissionsfaktor eine so große Spanne an tatsächlich möglichen Geruchsemissionen zugrunde liegt, dass sowohl Flüssig- als auch Trockenfütterung eingeschlossen sind. Für die Zukunft könnte hier über eine Differenzierung nachgedacht werden.

3.6 f_D – Überdachung

Allgemeine Empfehlung bezüglich zu erwartender Einflüsse auf Emissionen ist, Ausläufe immer, soweit möglich, zu überdachen. Denn ist der Auslauf nicht oder nur teilüberdacht, wirkt sich dies negativ auf die Emissionen aus (Befeuchtung durch Niederschläge). Der Umfang der Erhöhung durch eine Teilüberdachung im Vergleich zu Vollüberdachung kann nur abgeschätzt werden. Mit dem Ziel einer Vereinheitlichung ist im Arbeitspapier daher als Konvention für den Änderungsfaktor $f_D = 1,3$ bei nicht vollständiger Überdachung vorgesehen, unabhängig vom Anteil. Für einen vollüberdachten Auslauf gilt neutral der Änderungsfaktor $f_D = 1,0$.

3.7 f_T – Temperatureinfluss / Außenklima

In Kap. 2 wurde bereits aufgegriffen, dass bei Ammoniak die unterschiedlichen Basiswerte aus der Richtlinie VDI 3894 bzw. TA Luft für geschlossene bzw. zwangsentlüftete Ställe und Außenklimaställe im Wesentlichen mit unterschiedlichen Temperaturen zu begründen sind. Jedoch sind derzeit keine Messergebnisse bekannt, die diesen Zusammenhang für Mastschweineställe explizit untersucht haben.

Da geruchsrelevante Moleküle u.a. häufig leichtflüchtige Substanzen sind, kann, bis bessere Erkenntnisse vorliegen, für die Geruchsentwicklung bzw. -freisetzung ein ähnlicher Zusammenhang mit dem Temperaturniveau wie für Ammoniak angenommen werden. In Analogie dazu könnte ein pragmatischer Ansatz sein, dasselbe Verhältnis zwischen den Ammoniak-Basiswerten für einen „Änderungsfaktor Temperatur“ f_T zu verwenden.

Teil 2:

Ermittlung von Emissionsfaktoren über Zeitreihen mit Emissionsflächenbezug

4 Einführung

Die im Teil 1 aufgeführte modulare Beschreibung von Tierhaltungsanlagen am Beispiel der Mastschweine basiert auf der Betrachtung der Emissionsflächen. Je kleiner die tatsächlichen Emissionsflächen im Stall sind, desto geringer sind die zu erwartenden Geruchsemissionen.

Mit den nachfolgenden Ausführungen soll aufgezeigt werden, dass im Rahmen der Auswertung von Messwerten auch der Emissionsflächenbezug zu Emissionsmodellen führt, mit denen das durch Messungen beschriebene zeitliche Verhalten von Emissionsquellen in der Tierhaltung sachgerecht beschrieben werden kann.

Zu bedenken ist dabei, dass es nicht darum geht, ein komplexes System der Emissionsermittlung für die Anwendung in der Praxis – Immissionsprognosen und Ausbreitungsrechnungen – zu erstellen, sondern eine ergänzende Möglichkeit aufzuzeigen, wie Messwerte, sowohl Emissionen als auch Immissionen (über die Rückrechnung auf Emissionen und Kalibrierung auf die gemessene Immissionsbelastung) ausgewertet werden können, um eine möglichst realitätsnahe Beschreibung der Geruchsemissionen im Jahresverlauf zu erhalten. Auf Basis dieser Jahreszeitreihen wiederum werden unter Hinzunahme eines Ausbreitungsmodells spezifische Emissionsfaktoren (z.B. in Geruchseinheiten pro Großviecheinheit und Sekunde – GE GV⁻¹s⁻¹) ermittelt, mit denen eine vereinfachte Beschreibung des Emissionsgeschehens zur Verwendung in Immissionsprognosen möglich wird.

Bei diesem Vorgehen ist zu bedenken, dass Ausbreitungsmodelle, u.a. aus Aufwandsgründen, keine vollständige Darstellung der tatsächlichen Verhältnisse liefern können. Es sind vereinfachte Versionen des Stoffausbreitungssystems, in denen die wichtigsten Einflüsse enthalten sind, andere aber ignoriert werden müssen.

Insoweit kann es für bestimmte Sachverhalte fachlich plausibel sein, Emissionsfaktoren und Ausbreitungsmodell (in Deutschland VDI 3894/TA Luft 2021 und AUSTAL) als Prognoseeinheit zu sehen. Andere Modelle benötigen zur Ermittlung sachgerechter Immissionsbelastungen ggf. andere Emissionsfaktoren, die nun einmal eine starke Vereinfachung der tatsächlichen Gegebenheiten sind.

4.1 Auswertung von Messwerten der Masthähnchenhaltung

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz hat im Jahr 2008 Messungen an Masthähnchenställen vorgenommen (Gärtner et al. 2009). Unter Verwendung dieser Messwerte ist ein vereinfachtes Emissionsdatenmodell entwickelt worden (Sowa 2008). In diesem wird davon ausgegangen, dass das Emissionsverhalten zunächst von den Emissionsflächen und dem Mastverlauf (als Proxy für weitere Einflüsse: Tiermasse u.a.) bestimmt wird. Dies zeigte sich u.a. an der Höhe der Messwerte nach dem Vorfang (Entnahme eines Teils der Tiermasse), die nicht entsprechend abnehmen, sondern zunächst konstant bleiben und im Weiteren weiter ansteigen (Gründe: Emissionsfläche, Kotmengen und mikrobiologische Aktivität in der Mistauflage bleiben zunächst konstant). Als weitere Einflussgröße geht die Außen-temperatur (ebenfalls als Proxy für weitere Einflüsse: Volumenstrom, Tag-Nacht u.a.) in das Emissionsdatenmodell ein. Im Ergebnis werden die Geruchsemisionen in Abhängigkeit von den genannten Einflussfaktoren für jede Stunde des Jahres (Zeitreihe) berechnet.

Zur allgemeinen Erläuterung des Vorgehens Folgendes: Gegeben sind zu Beginn die Messwerte, die für mehrere Mastperioden und das gesamte Jahr vorliegen (vgl. Bild 2). Dennoch bilden sie nur einen kleineren Ausschnitt des tatsächlichen Emissionsverhaltens ab, können dennoch als sogenannte „Ankerwerte“ für die Entwicklung eines Emissionsdatenmodells/einer Emissionsfunktion herangezogen werden.

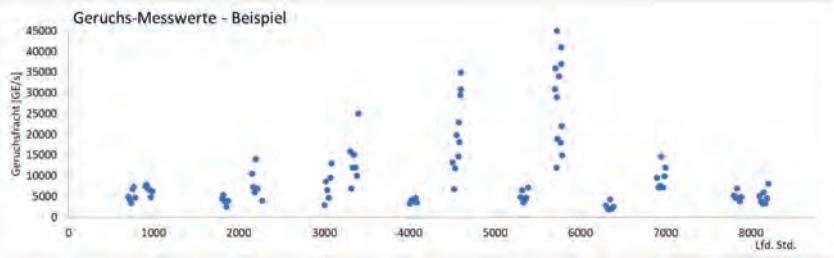


Bild 2: Messwerte Masthähnchenhaltung innerhalb eines Jahres - Beispiel

Unter Verwendung der obigen Einflussfaktoren wird eine Funktion aufgestellt, die, vereinfacht und als Annäherung an die tatsächlichen Vorgänge der Geruchsstoffentstehung und Austragung, das Jahresemissionsverhalten beschreibt. Es handelt sich insoweit um ein diagnostisches Emissionsdatenmodell, welches auf einem Fitting beruht, d.h. die Funktion wird auf die Geruchs-Messwerte angepasst. Das Vorgehen führte in diesem Fall zu folgender Funktion:

$$e_A = 0,8 + 1,71 \cdot 10^{-4} \cdot x^{(0,01 \cdot T_a - 1,25)}$$

e_A = flächenspezifische Geruchsfrechrt [GE/(s·m²)]

x = Maststunde [h]

T_a = Außentemperatur [Kelvin]

Die Anwendung führt zu folgendem Jahresverlauf der Geruchsemmissionen für eine Masthähnchenhaltung (vgl. Bild 3).

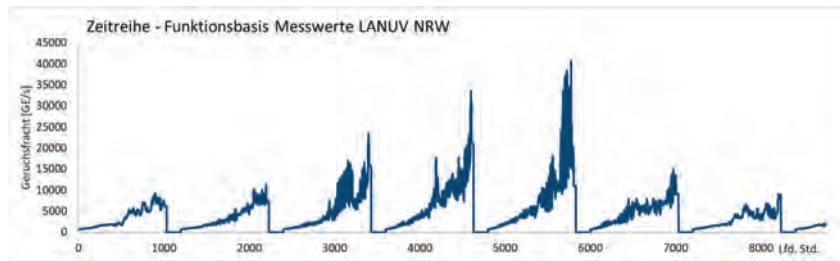


Bild 3: Jahreszeitreihe Geruchsemmissionen Masthähnchen aus Emissionsdatenmodell

Dieser Verlauf, für den unterstellt wird, dass er das tatsächliche Verhalten der Emissionsquellen Tierstall Masthähnchen sachgerecht beschreibt, kann nun in zwei Stufen für die Anwendung in der Immissionsprognose vereinfacht werden.

In der ersten Stufe wird der Mittelwert der Emissionsmessungen (180 GE/GV/s) und der Verlauf der Tiermassen verwendet. Dies führt zu dem in Bild 4 dargestellten Emissionsverlauf.

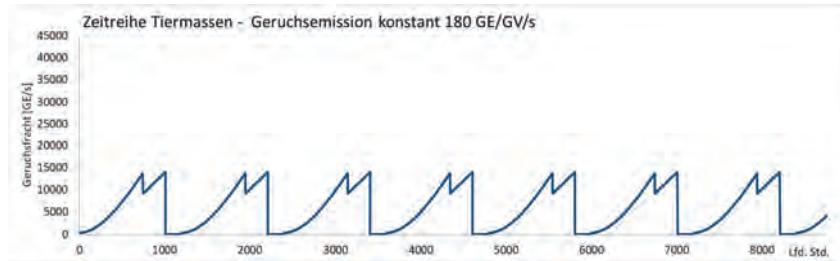


Bild 4: Jahreszeitreihe Geruchsemmissionen Masthähnchen aus GV-Verlauf

Die einfachste Möglichkeit, die Geruchsemissionen von Tierställen zu beschreiben, ist die von konstanten Jahresemissionen (vgl. Bild 5).

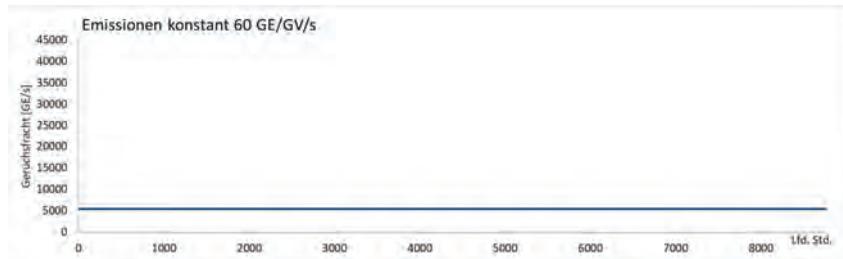


Bild 5: Jahreszeitreihe Geruchsemissionen Masthähnchen aus GV-Verlauf

Der Emissionsfaktor 60 GE/GV/s ist nach der oben beschriebenen Methode unter der Verwendung von AUSTAL2000 ermittelt worden. D.h., Maßstab waren die auf Basis der Messwerte mit dem Emissionsdatenmodell berechneten Geruchsbelastungen. Mit iterativen Ausbreitungsrechnungen ist dann der Jahres-Emissionsfaktor ermittelt worden, der unter Verwendung des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 zu nahezu gleichen berechneten Immissionsbelastungen führt (Ergebnis ca. 50 bis 60 GE/GV/s).

Zu bedenken ist hier, dass dieser Emissionsfaktor mit einem Geltungsbereich verbunden ist. Nach den damaligen Berechnungen ist er nur gültig für Geruchsimmissionsbelastungen über 0,07 bzw. 7 % der Jahresstunden (% d. J.-Std.). Der Grund ist aus den obigen Grafiken leicht ersichtlich, denn mit Abschneiden der Emissionsspitzen kann das Ausbreitungsmodell Situationen mit weit reichenden Geruchsfahnen (auf der Immissionsseite verbunden mit geringen Geruchsimmissionsbelastungen) nicht sachgerecht ermitteln.

4.2 Übertragung auf weitere Tierarten, Hinzunahme weiterer Einflussfaktoren

Unter Verwendung der oben genannten Zusammenhänge ist es möglich, auch Tierställe mit anderen Tierarten, auch wenn sie jeweils ggf. mit anderen Haltungsverfahren verbunden sind (dann entsprechende Anpassung erforderlich), in ihrem Emissions-Jahresverlauf zu beschreiben.

Mit dem Haltungsverfahren sehr nahe an den Masthähnchen ist die Putenhaltung und so könnte eine entsprechende Zeitreihe wie in Bild 6 dargestellt aussehen.

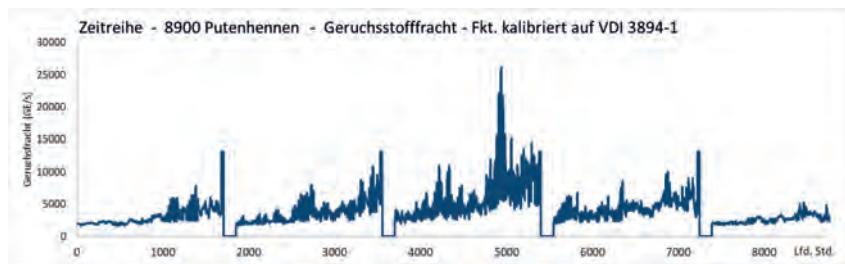


Bild 6: Jahreszeitreihe Geruchsemissionen Putenhennen

Auch der Übergang auf die Mastschweinehaltung (Beispiel Rein-Raus-Belegung) – und damit die Verknüpfung zu den Emissionsmodulen im Teil 1 – ist möglich (vgl. Bild 7).

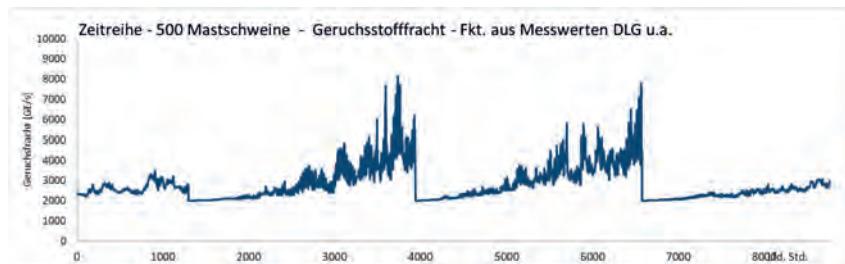


Bild 7: Jahreszeitreihe Geruchsemissionen Mastschweine

Dabei können die – u.a. auch bei den Emissionsmodulen genannten Einflussfaktoren - z.B. Art der Fütterung und meteorologische Bedingungen (Luftfeuchte, Einstrahlung u.a.) hinzugenommen werden. Insbesondere für Tierhaltungen, die dem Tierwohl dienen und mit Außenklima verbunden sind, können die Windgeschwindigkeiten von Bedeutung sein (z.B. in der in Bild 8 gezeigten Form).

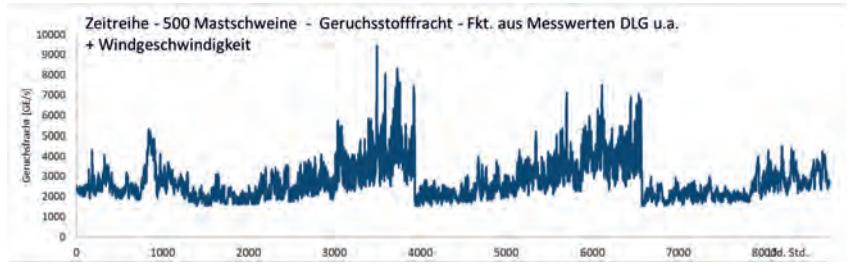


Bild 8: Jahreszeitreihe Geruchsemmissionen Mastschweine + Einfluss Windgeschwindigkeit

Allerdings fehlen für tiefergehende Betrachtungen und Kalibrierung von Emissionszeitreihen für die Tierhaltung entsprechende Ankerwerte aus Emissions- und/oder Immissionsmessungen.

Mit solchen wären ein Anschluss der Emissionszeitreihen an die Emissionsmodule und detailliertere Untersuchungen möglich, vor der Vereinfachung für die praktische Anwendung, also den Übergang auf Emissionswerte – in Geruchseinheiten pro Großvieheinheit und Jahr – und die Standardisierung der Emissionszeitreihenerstellung.

5 Zusammenfassung und Aussichten

Der gesellschaftspolitische Druck zur Umsetzung von mehr Tierwohl ist in der Mastschweinehaltung am weitesten vorangeschritten. Daraus haben sich alternative Haltungsverfahren entwickelt – und entwickeln sich weiter –, für die die standardisierte Kalkulation von Emissionen mit der herkömmlichen Verwendung von Emissionsfaktoren für komplettete Haltungsverfahren nur unzureichend oder sogar gar nicht mehr erfasst werden können. Jedoch ist kurzfristig ein Beurteilungssystem erforderlich mit dem Ziel einer Vereinheitlichung und Gleichbehandlung im genehmigungsrechtlichen Vollzug. Idealerweise sollte das System konzeptionell auch fortschreitenden Erkenntnisgewinn aus Wissenschaft und Forschung einfließen lassen können.

Vorgestellt wurde ein modular aufgebautes Konzept, mit dem alternative Mastschweinehaltungen auf der Basis vorhandener Emissionsfaktoren individualisiert beurteilt werden können. Dem Konzept liegt eine multiplikative Verknüpfung von emissionsrelevanten Einflüssen durch Änderungsfaktoren mit Basiswerten, für die die emissionsrelevanten Einflüsse feststehen (z.B. Belegungsdichte). Für einige wesentliche Änderungsfaktoren wurden Ansätze zur Herleitung plausibler Werte aufgezeigt, die grundsätzlich auf anerkannten Zusammenhängen und gleichzeitig vereinfachten, pragmatischen Umsetzungen beruhen.

Das Konzept erlaubt es, neue Erkenntnisse aus Wissenschaft und Forschung aufzunehmen. Über Messergebnisse zu Emissionen und Immissionen kann eine Präzisierung der Werte für die Änderungsfaktoren vorgenommen werden und darüber hinaus können auch weitere, in diesem Beitrag nicht aufgeführte emissionsrelevante Module, wie explizite z.B. technische Minderungsmaßnahmen, ergänzt werden. Das Konzept liefert damit eine Vereinheitlichung in der Kalkulation von Emissionen – wie es bisher auch mit den Konventionswerten der Richtlinie VDI 3894 zur Verfügung steht – und besitzt gleichzeitig die erforderliche Flexibilität, die die Entwicklungen in der Mastschweinehaltung vor dem Hintergrund des Bestrebens nach mehr Tierwohl erfordert.

Literatur:

- AUSTAL2000 (2008): Programmsystem AUSTAL2000 zur Berechnung der Ausbreitung von Schadstoffen und Geruchsstoffen in der Atmosphäre – Version 2.4.4
- AUSTAL (2021): Programmsystem AUSTAL zur Berechnung der Ausbreitung von Schadstoffen und Geruchsstoffen in der Atmosphäre – Version 3.1.2
- DIN 18910:2017-08: Wärmeschutz geschlossener Ställe - Wärmedämmung und Lüftung - Planungs- und Berechnungsgrundlagen für geschlossene zwangsbelüftete Ställe. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH 2017
- DLG-Prüfberichte Abluftreinigungsanlagen: Prüfberichte 6220, 6178, 5955, 5879; DLG e. V.; Eschborner Landstraße 122; 60489 Frankfurt/M.
- Gärtner, A.; Gessner, A.; Müller, F.; Both, R. (2009): Ermittlung der Geruchsemisionen einer Hähnchenmastanlage. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 69 (2009) Nr. 11/12 – Nov./Dez., S. 485-489).

GIRL (2008): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008 (zweite ergänzte und aktualisierte Fassung). Bund/Länder-AG für Immissionsschutz (LAI), abrufbar u.a. auf der Internet-Seite des LANUV NRW - www.lanuv.nrw.de

JANICKE und JANICKE (2003): Entwicklung eines modellgestützten Beurteilungssystems für den anlagenbezogenen Immissionsschutz. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Anlagenbezogener Immissions-schutz - Förderkennzeichen (UFOPLAN) 200 43 256. Dunum: Ingenieurbüro Janicke, Dr. Lutz Janicke, Dr. Ulf Janicke. Februar 2003

KTBL (1998): Ktbl-Arbeitspapier 260, Daten zu Geruchsemissionen aus der Tierhaltung, Martinec, Hartung, Jungbluth 1998. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.

KTBL (2006a): Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren. Ktbl-Schrift 446. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.

KTBL (2006b): Handhabung der TA Luft bei Tierhaltungsanlagen. Ein Wegweiser für die Praxis. Ktbl-Schrift 447. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.

LANUV NRW (2008): Messplan zur Durchführung olfaktometrischer Emissionserhebungen an einer Anlage zur Hähnchenmast in Soest, Aktenzeichen: 68.1 – 4122.8.1 – AGe, 16.04.2008. Recklinghausen/Essen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen

LORENZ, F. & STEFFENS, G. (1995): Geruchs-, Ammoniak- und Staubkonzentrationen der Luft in Mastschweine- und Ferkelaufzuchtställen nach dem Nürtinger System und Bewertung der Gerüche hinsichtlich des Immissionsschutzes. Landwirtschaftskammer Weser-Ems. Oldenburg.

LUA NRW (2006a): Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft. Bericht zu Expositions-Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeit, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofilen. Materialien 73. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Juli 2006 – ISSN 0947-5206

LUA NRW (2006b): Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmissions-Richtlinie. Merkblatt 56. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, August 2006 – ISSN 0947-5788

OLDENBURG (1989): Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung, Ktbl-Schrift 333. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.

Sowa 2008: Erstellung von Emissionsdatenzeitreihen, Projekt „Geflügelmast“, LANUV NRW, Gz. 3979;HM08;31;R, B.-Nr.: ME200811-1255/1, 10.12.2008

TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002, veröffentlicht 30. Juli 2002, in Kraft getreten 1. Oktober 2002

UBA (2001): Erstellung eines Gutachtens für einen deutschen Beitrag zur Vollzugsvorbereitung zur Umsetzung der IVU-Richtlinie für den Bereich der Intensivtierhaltung, UBA Vorhaben FKZ 360 08 001, Stand November 2001, Ktbl

VDI 3783 Blatt 13:2010-01: Umweltmeteorologie - Qualitätssicherung in der Immissionsprognose - Anlagenbezogener Immissionsschutz - Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft; Herausgeber VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL), Düsseldorf

VDI 3894 Blatt 1 2011: Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen - Haltungsverfahren und Emissionen - Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde, Erscheinungsdatum 2011-09; Herausgeber VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) – Normenausschuss; Autor Fachbereich Umweltschutztechnik, Düsseldorf

VDI 3945 Blatt 3:2020-04: Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Partikelmodell; Herausgeber VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL), Düsseldorf

WEISS, Jürgen; PABST, Wilhelm; STRACK, Karl Ernst; GRANZ, Susanne (2005): Tierproduktion, 13. Auflage. Stuttgart: Parey Verlag in MVS Medizinverlage Stuttgart GmbH & Co. KG, Oswald-Hesse-Straße 50, 70469 Stuttgart - ISBN 3-8304-4140-1

Praxisbeispiel zur Ermittlung von Messunsicherheiten durch eine Vergleichsmessung

M.Sc. R. Klug, TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Essen

Kurzfassung

Die DIN EN 13725 wird zurzeit überarbeitet und stellt ein neues Verfahren zur Ermittlung der Messunsicherheit bei olfaktometrischen Messungen vor. Aus diesem Anlass wird das bisherige (VDI 3884) und zukünftige (prEN 13725:2021) Verfahren zur Ermittlung der Messunsicherheit bei olfaktometrischen Messungen erläutert. Anhand eines Praxisbeispiels wird sichtbar, dass die berechneten Messunsicherheiten gemäß Richtlinie VDI 3884 deutlich unterhalb der berechneten Messunsicherheiten gemäß prEN 13725:2021 liegen. Die Auseinandersetzung mit größeren Messunsicherheiten wird demnach an Bedeutung zunehmen.

1. Einleitung

Die DIN EN 13725 legt das Verfahren zur Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie fest. Die Richtlinie VDI 3884 führt diese mit Ausführungshinweisen weiter aus. Aktuell wird die DIN EN 13725:2003 überarbeitet und voraussichtlich im Jahr 2022 veröffentlicht. In der prEN 13725:2021 zeigt sich ein wesentlicher Unterschied bei der Ermittlung der Messunsicherheit bei olfaktometrischen Messungen im Gegensatz zum sonst durchgeführten Verfahren nach VDI 3884. So soll demnächst die Messunsicherheit laborintern mittels Doppelbestimmung bestimmt werden. In diesem Vortrag wird anhand einer Vergleichsmessung zunächst die Messunsicherheit laborintern gemäß VDI 3884 berechnet, außerdem laborübergreifend gemäß VDI 4219 und prEN 13725:2021.

2. Messunsicherheiten in der Olfaktometrie

Messungen und Messergebnisse gehen mit vielen aufbauenden Entscheidungen einher und besagen im Bereich der Geruchsmessungen beispielsweise, ob ein Grenzwert eingehalten wird oder nicht. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht der zum Einsatz kommenden Normen und Richtlinien bzgl. Messunsicherheiten in der Olfaktometrie sowie die statistische Messunsicherheit. Für die Olfaktometrie war bisher die Richtlinie VDI 3884 maßgeblich für die Ermittlung der erweiterten Messunsicherheit $U_{0,95}$. Es wird in Bezug auf Doppelbestimmungen ausgeführt, dass die Ermittlung von Messunsicherheiten auf Basis von Doppelbestimmung für ein Labor nicht bestimmbar ist, da als Analyseauswertung u.a. ein zweites Olfaktometer notwendig wäre.

In der DIN EN 13725:2003 wird das Thema der Messunsicherheit bei olfaktometrischen Messungen nicht explizit behandelt. Es wird in Kapitel 5.3.3 der Norm zur Einschätzung der Leistungsfähigkeit bei nicht als Referenzmaterialien dienenden Geruchsstoffen jedoch auf die Notwendigkeit von Ringversuchen hingewiesen, in denen mehrere Labore identische Geruchsproben analysieren [1, S. 23].

Tabelle 1: Übersicht der Messunsicherheiten in der Olfaktometrie

	<i>Statistische Messunsicherheit</i>	<i>VDI 3884</i>	<i>VDI 4219</i>	<i>prEN13725:2021</i>
<i>Formel</i>	$t \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$	$10 \cdot t \cdot \frac{s_r}{\sqrt{n}}$	$t \cdot s$	$t \cdot \sqrt{s_\delta^2 + s_{IMP}^2 + u_{TYP-B}^2}$
<i>Einsatzbereich</i>	Laborintern & -übergreifend	Laborintern	Laborintern & -übergreifend	Laborintern
<i>Verwendete Standardabweichung</i>	Probenabhängig	n-Butanol	Probenabhängig	Probenabhängig n-Butanol
<i>Voraussetzung einer Korrelation zwischen dem Streubereich von n-Butanol und Umweltproben</i>	Nein	Ja	Nein	Ja

In der prEN 13725:2021 wird im Kapitel 10.2 (Messtechnik) auf Verfahren zur Beurteilung der Messunsicherheit innerhalb eines Labors und zwischen Laboren unter Verwendung verschiedener Referenzmaterialien einschließlich Mehrkomponenten-Geruchsstoffen und unter Verwendung tatsächlicher undefinierter Geruchsproben eingegangen. Intensiviert wird die Ermittlung der laborinternen Messunsicherheit in Kapitel 10.2.2.1 aus Messungen mittels Referenzgeruchsstoff n-Butanol und Umweltproben auf Grundlage von 10 paarweisen Messungen. Die Richtlinie VDI 4219 beschreibt im Anhang C eine Möglichkeit der Bestimmung der Messunsicherheit bei Doppelbestimmungen mittels diskontinuierlichen Messverfahren an mehreren Anlagen. Die nach dieser Richtlinie ermittelte Messunsicherheit kann zur Beurteilung von Messergebnissen für Einzelmessungen nach TA Luft verwendet werden. Die Doppelbestimmung nach VDI 4219 erfordert zwei baugleiche Messeinrichtungen und voneinander unabhängigen Probenahme- und Analyseeinrichtungen sowie 20 paarweise Messungen.

3. Praxisbeispiel einer Doppelbestimmung

Den Daten für die Ermittlung der Gesamtmessunsicherheit liegt einer Geruchsemmissionsmessung zur Überprüfung der Einhaltung der Emissionsbegrenzung gemäß Genehmigungsbescheid zugrunde. Bei den Emissionsquellen handelt es sich um die Bereiche Zellstofftrocknung (Q34) sowie Zellstoffentwässerung (Q45, Q48). Der festgelegte Emissionsgrenzwert gilt für alle Quellen und beträgt 200 GE_E/m³. Es wurden Geruchsemissionsmessungen gemäß DIN EN13725 sowie VDI 3884 durchgeführt. Die Probenahme und olfaktometrische Auswertung erfolgte als Doppelbestimmung im Sinne der Richtlinie VDI 4219. An jeder Emissionsquelle wurden zeitgleich mit zwei identischen Probenahmesystemen jeweils drei Geruchsproben über die Zeitdauer von jeweils ½ Stunde entnommen. Die olfaktometrischen Auswertungen erfolgten durch die TÜV NORD Umweltschutz-Labore Hannover und Essen mit zwei unterschiedlichen Olfaktometern und zwei unterschiedlichen Prüferkollektiven. Das Labor Hannover wertete an dem TO evolution mit fünf Geruchsprüfern die Geruchsproben aus, das Labor Essen nutzte das ecoma TO 8 mit vier Geruchsprüfern.

Auf Grundlage der durchgeföhrten Doppelbestimmung werden die Labore Hannover und Essen laborintern mittels Ermittlung der Messunsicherheit nach VDI 3884 ausgewertet. Anschließend wird anhand der geometrischen Mittelwerte beider Labore die Messunsicherheit gemäß prEN 13725:2021 sowie der VDI 4219 ermittelt. Die statistische Messunsicherheit wird jeweils mit angegeben, um den Unterschied zwischen den per Konvention festgelegten Messunsicherheiten nach Norm bzw. VDI-Richtlinien und den statistischen Messunsicherheiten gegenüberzustellen.

Am Tag der Doppelbestimmung wurden die Kriterien für die Genauigkeit mit $A_{od} \leq 0,217$ und der tagesaktuellen Wiederholpräzision $r \leq 0,477$ von den Laboren Hannover und Essen eingehalten, siehe Tabelle 2.

Tabelle 2: Tagesaktuelle Genauigkeit und Wiederholpräzision der Labore

Kriterium	Labor Hannover	Labor Essen
A_{od}	0,143	0,115
r	0,256	0,239

Beide Labore liegen mit den ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen zwischen den Faktoren von 1,0 für Q48 und 1,5 für Q45, siehe Tabelle 3. Ermittelt wurde die Geruchsstoffkonzentration anhand von drei Proben pro Quelle, das ergibt eine Anzahl von insgesamt 36 Schwellenschätzungen für das Labor Essen und 45 Schwellenschätzungen für das Labor Hannover.

Tabelle 3: Ermittelte Geruchsstoffkonzentrationen für Q34, Q45 und Q48

Emissionsquelle	Probe	Labor Hannover	Labor Essen	Faktor
Q34	n-But. H	179	315	1,8
	n-But E	729	441	1,7
	1	80 GE _E /m ³	88 GE _E /m ³	1,1
	2	146 GE _E /m ³	118 GE _E /m ³	1,2
	3	80 GE _E /m ³	204 GE _E /m ³	2,6
	Geo. Mittel	98 GE_E/m³	128 GE_E/m³	1,3
Q45	1	605 GE _E /m ³	792 GE _E /m ³	1,3
	2	848 GE _E /m ³	477 GE _E /m ³	1,8
	3	1251 GE _E /m ³	478 GE _E /m ³	2,6
	Geo. Mittel	863 GE_E/m³	565 GE_E/m³	1,5
Q48	1	194 GE _E /m ³	184 GE _E /m ³	1,1
	2	85 GE _E /m ³	122 GE _E /m ³	1,4
	3	191 GE _E /m ³	162 GE _E /m ³	1,2
	Geo. Mittel	147 GE_E/m³	154 GE_E/m³	1,0

3.1 Laborinterne Messunsicherheit

Die laborinternen Geruchsstoffkonzentrationen für jede gemessene Quelle sind für das Hannoveraner Labor in Bild 1 aufgetragen, für das Labor Essen in Bild 2.

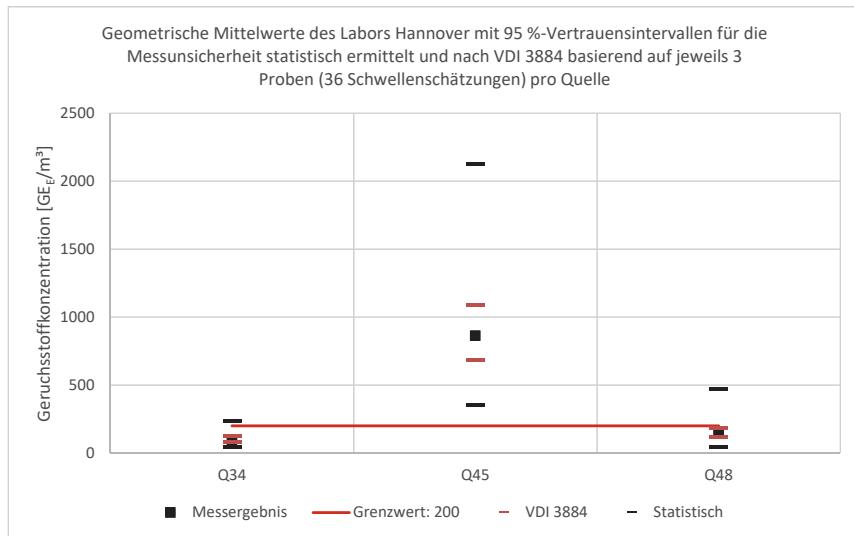


Bild 1: Geruchsstoffkonzentrationen des Hannoveraner Labors für die Quellen Q34, Q45 und Q48

Der Grenzwert von 200 GE_E/m³, welcher für jede Quelle gilt, ist als rote Linie in den Diagrammen eingezeichnet. Außerdem sind in den Diagrammen die statistische Messunsicherheit und die erweiterte Messunsicherheit nach VDI 3884 um die jeweiligen Messwerte mit einem 95%-igen-Vertrauensintervall eingezeichnet. Für die Ermittlung der statistischen Messunsicherheit U_{stat} wird ein t-Wert von 4,303 (FG = 3-1 = 2) bei einer Probenanzahl n von 3 angenommen. Bei der Betrachtung beider Diagramme fällt auf, dass die Messunsicherheit U_{stat} für das Hannoveraner Labor deutlich größere Intervalle um den einzelnen Messwert je Emissionsquelle erzeugt, als dies beim Essener Labor der Fall ist. Das ist auf die erzeugte Standardabweichung innerhalb der Auswertung von drei Proben je Quelle zurückzuführen. Dieser Umstand ist aufgrund der Tatsache, dass sowohl die Genauigkeit A_{od} , als auch die tagesaktuelle Wiederholpräzision r des Labors in Hannover höhere Werte aufweist, nachvollziehbar. Diese Kenngrößen basieren zwar alleine auf dem Referenzgas n-Butanol, bilden aber dennoch die laborinternen Streuungen innerhalb der Kalibrierungen verschiedener Prüfkollektive ab.

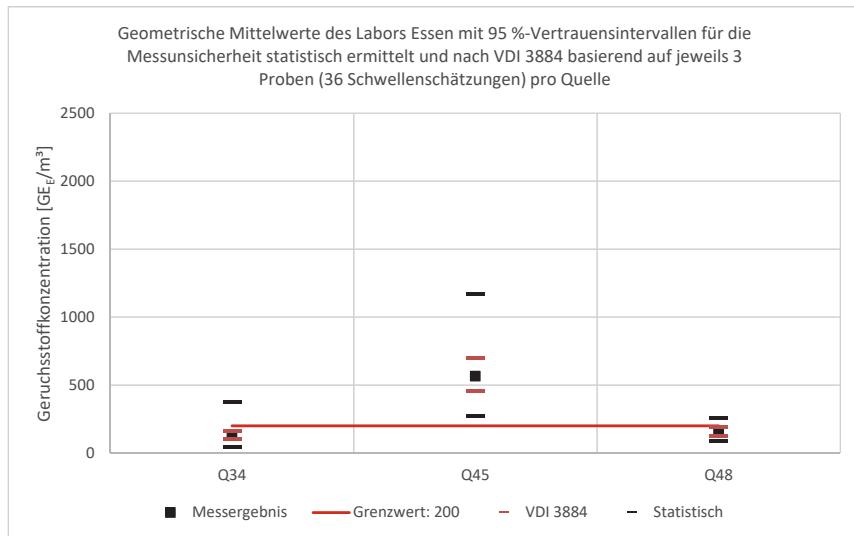


Bild 2: Geruchstoffkonzentrationen des Essener Labors für die Quellen Q34, Q45 und Q48

3.2 Laborübergreifende Messunsicherheit

Die laborübergreifende Auswertung der Geruchsmessungen für die Quellen Q34, Q45 und Q48 basiert einerseits auf der Richtlinie VDI 4219 zur Ermittlung der Messunsicherheit mittels Doppelbestimmung an mehreren Anlagen und andererseits auf der prEN 13725:2021, in welcher die Ermittlung der Messunsicherheit anhand laborinterner Doppelbestimmungen beschrieben wird. Diese Methode wird hier exemplarisch laborübergreifend angewandt.

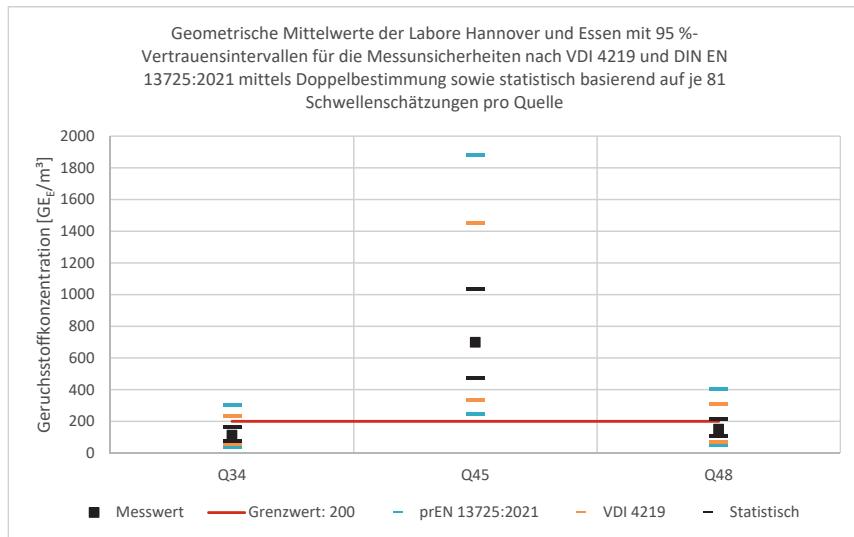


Bild 3: Gesamt-Geruchstoffkonzentrationen für die Quellen Q34, Q45 und Q48

Die geometrischen Mittelwerte der Geruchsstoffkonzentrationen werden hier anhand von sechs Geruchsproben und daraus resultierenden 81 Schwellenschätzungen pro Quelle ermittelt. Für Q34 ergibt sich eine Geruchsstoffkonzentration von 112 GE_E/m³, für Q45 698 GE_E/m³ und für Q48 150 GE_E/m³. In Bild 3 sind die Geruchsstoffkonzentrationen für jede Quelle aufgetragen, außerdem die statistischen Messunsicherheiten, die erweiterte Messunsicherheit U_p nach VDI 4219 und die erweiterte Messunsicherheit $U_{\log(c_{\text{od}})}$ gemäß prEN 13725:2021. Die Messunsicherheit U_{stat} , ermittelt mit einem t-Wert von 2,571 (FG = 6-1 = 5) bei einer Probenanzahl $n = 6$, weist den geringsten Vertrauensbereich um jede Emissionsquelle auf, die erweiterte Messunsicherheit $U_{\log(c_{\text{od}})}$ jeweils den größten. Die erweiterte Messunsicherheit U_p liegt dazwischen. Ein Unterschied bei der Ermittlung der erweiterten Messunsicherheiten U_p und $U_{\log(c_{\text{od}})}$ liegt in der generellen Auswertungsgrundlage. Die Methode nach Richtlinie VDI 4219 basiert auf den realen Messergebnissen aller Umweltproben und schätzt die Messunsicherheit demnach an den durchgeführten Messungen ab. Gemäß prEN 13725:2021 werden die realen Messergebnisse für die Emissionsquellen stark von den Vergleichsmessungen mittels Referenzgeruchsstoff n-Butanol beeinflusst.

Es werden die erweiterten Messunsicherheiten U_p und $U_{\log(c_{\text{od}})}$ exemplarisch ermittelt und jeweils auf die Emissionsquelle Q45 angewendet. Alle notwendigen Daten für die Ermittlung verschiedener Größen finden sich im Anhang.

Ermittlung nach Richtlinie VDI 4219 [2]

Zunächst wird die Varianz $\text{var}(y)$ berechnet.

$$\text{var}(y) = \sum_{j=1}^N \frac{(y(1,j) - y(2,j))^2}{2N} = \frac{0,46}{2 \cdot 9} = 0,03$$

Mit $y(1,j)$ j-ter Messwert der ersten Messeinrichtung

$y(2,j)$ j-ter Messwert der zweiten Messeinrichtung

N Zahl der ausgewerteten Doppelbestimmungen

Es wird der Bias u_B bestimmt.

$$u_B = \sum_{j=1}^N \frac{y(1,j) - y(2,j)}{N} = \frac{0,13}{9} = 0,01$$

Der Bias wird auf Signifikanz überprüft mit der Bedingung, dass $u_B^2/\text{var}(y) \geq 0,5$. Mit einem Ergebnis von 0,01 gilt der Bias als nicht signifikant.

$$\frac{0,01^2}{0,03} = 0,01$$

Anschließend wird die Standardunsicherheit $u(y)$ bestimmt.

$$u(y) = \sqrt{\text{var}(y)} = \sqrt{0,03} = 0,159$$

Mit dieser lässt sich die erweiterte Messunsicherheit berechnen.

$$U_p(y) = k \cdot u(y) = 2 \cdot 0,159 = 0,318 \text{ B}$$

Bei einer Geruchsstoffkonzentration von 698 GE_E/m³ für Q45 ergibt sich ein Geruchspegel von 2,844 B.

$$\text{Geruchspegel} = \log_{10}(698) = 2,844 \text{ B}$$

Die Messunsicherheit U_p wird nun zu dem Geruchspegel addiert und davon subtrahiert, um die oberen und unteren Grenzen zu berechnen.

$$U_{\text{poben}} = 2,844 \text{ B} + 0,318 \text{ B} = 3,162 \text{ B}$$

$$U_{\text{punteren}} = 2,844 \text{ B} - 0,318 \text{ B} = 2,526 \text{ B}$$

Es werden die oberen und unteren Grenzen der erweiterte Messunsicherheit U_p für Q45 von 1453 GE_E/m³ und 335 GE_E/m³ berechnet.

$$U_{\text{poben}} = 10^{3,162} = 1453 \frac{\text{GE}_E}{\text{m}^3}$$

$$U_{\text{punteren}} = 10^{2,526} = 335 \frac{\text{GE}_E}{\text{m}^3}$$

Ermittlung nach prEN 13725:2021 [3]

Die erweiterte Messunsicherheit $U_{\log(c_{od})}$ wird gemäß Norm für laborinterne Doppelbestimmungen ermittelt. In dieser Versuchsreihe wird diese Messunsicherheit laborübergreifend anhand zweier verschiedener Prüfkollektive aus unterschiedlichen Laboren angewendet. Bei der Ermittlung der Messunsicherheit mittels Doppelbestimmung sollten Daten von mindestens 20 vollständigen Messungen für den Referenzgeruchsstoff n-Butanol von 20 verschiedenen Prüfkollektiven vorliegen, gekoppelt mit vollständigen Messungen von mindestens 10 Umweltproben auf Grundlage derselben Prüfkollektive. Vor dieser Doppelbestimmung haben die Prüfkollektive Hannover und Essen jeweils eine vollständige Messung mit dem Referenzgas n-Butanol aus Hannover, sowie jenem aus Essen durchgeführt, so dass für n-Butanol zwei vollständige Datensätze vorliegen. Diese zwei Datensätze wurden auf insgesamt 20 Datensätze hochgerechnet, so dass eine Berechnungsgrundlage geschaffen wurde. Es wurden keine 10 Umweltproben von beiden Laboren ausgewertet, sondern 9 Umweltproben, 3 Proben je Quelle.

Es wird die Standardabweichung s_{IMP} berechnet.

$$s_{IMP} = \sqrt{\frac{1}{2 \cdot m} \cdot \sum_{j=1}^m ((\log_{10}(c_{od,a,j} - \delta_{a,j}) - \log_{10}(c_{od,b,j} - \delta_{b,j}))^2}$$

Mit	$c_{od,a}$	Geruchsstoffkonzentration der durch ein Panel a gemessenen Umweltprobe j
	$c_{od,b}$	Geruchsstoffkonzentration der durch ein Panel b gemessenen Umweltprobe j

$$s_{IMP} = \sqrt{\frac{1}{2 \cdot 9} \cdot 0,58} = 0,18 \text{ B}$$

Die Standardunsicherheit der systematischen Abweichung s_δ wird ermittelt.

$$s_\delta = \sqrt{\frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^n (\delta_i - \delta_{w,CRM})^2} = \sqrt{\frac{0,62}{(40-1)}} = 0,13 \text{ B}$$

Mit	δ_i	systematische Abweichung (i) in Bezug auf den Referenzgeruchsstoff
	$\delta_{w,CRM}$	Mittlere laborinterne systematische Abweichung für den Referenzgeruchsstoff

Aus diesen Unsicherheitsbeträgen lässt sich die kombinierte Standardmessunsicherheit u_c berechnen. Dabei ist u_{TYPE-B} eine konstante Größe mit 0,0123.

$$u_c = \sqrt{s_\delta^2 + s_{IMP}^2 + u_{TYPE-B}^2}$$

$$u_c = \sqrt{(0,18 \text{ B})^2 + (0,13 \text{ B})^2 + (0,0123 \text{ B})^2} = 0,22 \text{ B}$$

Nun lässt sich die erweiterte Messunsicherheit $U_{\log(c_{\text{od}})}$ berechnen.

$$U_{\log(c_{\text{od}})} = k \cdot u_c = 2 \cdot 0,22 \text{ B} = 0,44 \text{ B}$$

Auf den Geruchspegel von 2,84 B für Q45 kann nun die Messunsicherheit $U_{\log(c_{\text{od}})}$ addiert und davon subtrahiert werden, um die Vertrauensintervalle um den Messwert zu bestimmen.

$$U_{\log(c_{\text{od}})\text{oben}} = 2,844 \text{ B} + 0,44 \text{ B} = 3,284 \text{ B}$$

$$U_{\log(c_{\text{od}})\text{unten}} = 2,844 \text{ B} - 0,44 \text{ B} = 2,404 \text{ B}$$

Es werden die oberen und unteren Grenzen der erweiterte Messunsicherheit $U_{\log(c_{\text{od}})}$ für Q45 von 1878 GE_E/m³ und 248 GE_E/m³ berechnet.

$$U_{\log(c_{\text{od}})\text{oben}} = 10^{3,284} = 1878 \frac{\text{GE}_E}{\text{m}^3}$$

$$U_{\log(c_{\text{od}})\text{unten}} = 10^{2,404} = 248 \frac{\text{GE}_E}{\text{m}^3}$$

5. Zusammenfassung

Diese Versuchsreihe zeigt, dass die Messunsicherheiten bei der Olfaktometrie gemäß prEN 13725:2021, VDI 3884 und VDI 4219 unterschiedlich groß sind und sich teils deutlich voneinander unterscheiden. Aktuell wird die Messunsicherheit bei olfaktometrischen Messungen gemäß VDI 3884 bestimmt. Die Messunsicherheit gemäß dieser Richtlinie ist in der vorliegenden Versuchsreihe am kleinsten. Es folgt die erweiterte Messunsicherheit gemäß Doppelbestimmung anhand VDI 4219. Am größten ist die Messunsicherheit gemäß Doppelbestimmung mittels prEN 13725:2021. Die Ursache für die großen Unterschiede zwischen den erweiterten Messunsicherheiten liegt den verschiedenen Berechnungen zugrunde. Die VDI 3884 geht in der Berechnung von einem per Konvention getroffenen Student-Faktor von $t = 2$ aus, unabhängig davon, wie viele Proben analysiert werden. Für den Regelfall von drei Proben pro Emissionsquelle wäre ein Studentfaktor von $t = 4,303$ anzusetzen, was eine Verdopplung der erweiterten Messunsicherheit zur Folge hätte. Ein weiterer Unterschied ergibt sich aufgrund der verwendeten Standardabweichungen bei der Berechnung der erweiterten Messunsicherheiten. Die VDI 3884 berücksichtigt die laborinterne, tagesaktuelle Standardabweichung für den Referenzgeruchsstoff n-Butanol. Bei der VDI 4219 wird die Standardunsicherheit anhand der Differenzen beider Prüfkollektive je Probe berechnet und über alle Proben gemittelt. Für die prEN 13725:2021 setzt sich die kombinierte Standardabweichung aus den Standardabweichungen der Umweltproben und den Messungen mit n-Butanol sowohl einer Unsicherheitskonstante zusammen. Die Annahme der VDI 3884, dass die statistische Schwankung bei Umweltproben mittels der Schwankung der Panel in Bezug auf n-Butanol abgeschätzt werden,

kann auf Grundlage der durchgeföhrten Versuchsreihen nicht bestätigt werden. In Summe föhrt somit eine als zu gering angenommene Standardabweichung zusammen mit dem zu gering angenommenen Studentfaktor zu einer deutlichen Unterschätzung der Messunsicherheit gemäß VDI 3884.

- [1] Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, DIN EN 13725:2003-07, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin, Jul. 2003.
- [2] Ermittlung der Unsicherheit von Emissionsmessungen mit diskontinuierlichen Messverfahren, VDI 4219:2009-08, Verein Deutscher Ingenieure, Berlin.
- [3] Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration durch dynamische Olfaktometrie und die Geruchsstoffemissionsrate (Entwurf), DIN EN 13725:2021-09, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin, Sep. 2021.

Anhang 1: Berechnung der Messunsicherheit nach VDI 4219

Aufgeführt ist die Ermittlung der erweiterten Messgenauigkeit U_p gemäß Richtlinie VDI 4219. Berechnet werden die Varianz $\text{var}(y)$ auf Grundlage der Einzelmessungen der Labore Hannover und Essen je Probe (drei Proben pro Quelle). Anhand dessen lässt sich die Messabweichung u_b berechnen. Letztlich wird die Messunsicherheit U_p berechnet. Hier wird als Beispiel die Messunsicherheit für Q45 mit einer Geruchsstoffkonzentration von 698 GE_E/m³ berechnet.

Ermittlung der Messunsicherheit nach VDI 4219

Auswertung von Doppelstimmungen

Ergebnisse:

N =	9	Anzahl der Messwertepaare (Freiheitsgrade)
k =	2,0	Erweiterungsfaktor für 95 % Sicherheit
$u_B^2 / \text{var}(y) =$	0,01	Der Bias ist nicht signifikant
$u(y) =$	0,159	Standardunsicherheit
$U_{0,95} = k u(y) =$	0,319	erweiterte Messunsicherheit

Messwert c_{OD}	[GE/m³]	: 698
$c_{OD} - U_{0.95}$	[GE/m³]	: 335
$c_{OD} + U_{0.95}$	[GE/m³]	: 1453

Anhang 1: Berechnung der Messunsicherheit nach DIN EN 13725:2021

In diesem Anhang finden sich alle Daten zur Ermittlung der erweiterten Messunsicherheit $U_{\log(c_{od})}$ nach DIN EN 13725:2021. Hervorzuheben ist die Summe der Differenz aus allen einzelnen Messung in Bezug auf den Zielwert des Referenzgeruchsstoffs n-Butanol. Dieser beträgt bei dieser Messung 0,62.

$$\sum_{i=1}^n (\delta_i - \delta_{w,CRM})^2 = 0,62$$

Der folgende Ausdruck wird anhand der u.a. Formel und den Tabellenwerten berechnet und für die Ermittlung der Standardabweichung s_{IMP} genutzt.

$$\sum_{j=1}^m (\log_{10}(c_{od,a,j} - \delta_{a,j}) - \log_{10}(c_{od,b,j} - \delta_{b,j}))^2 = 0,58$$

Ermittlung der Messunsicherheit nach prEN13725

Auswertung von Doppelstimmungen

Anlagenart	Date	$c_{od,1}$ ouE/m ³	$c_{od,2}$ ouE/m ³	$\log_{10}(c_{od,1})$	$\log_{10}(c_{od,2})$	Average($\log_{10}(c_{od,1})$, $\log_{10}(c_{od,2})$)	$\log_{10}(c_{od,1}) -$ $\log_{10}(c_{od,2})$
Q34	1	80	88	1,903	1,944	1,924	-0,041
Q34	2	146	118	2,164	2,072	2,118	0,092
Q34	3	80	204	1,903	2,310	2,106	-0,407
Q45	4	605	792	2,782	2,899	2,840	-0,117
Q45	5	848	477	2,928	2,679	2,803	0,250
Q45	6	1251	478	3,097	2,679	2,888	0,418
Q48	7	194	184	2,288	2,265	2,276	0,023
Q48	8	85	122	1,929	2,086	2,008	-0,157
Q48	9	191	162	2,281	2,210	2,245	0,072

Date	Nominal odour concentration of the CRM μ_{od}	CRM used - $\log_{10}(\mu_{od})$	$c_{od,CRM,1}$ ouE/m ³	$c_{od,CRM,2}$ ouE/m ³	$\log_{10}(c_{od,CRM,1})$	$\log_{10}(c_{od,CRM,2})$	b_1	b_2	$(b_1 - b)^2$	$(b_2 - b)^2$
1	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
2	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
3	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
4	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
5	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
6	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
7	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
8	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
9	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
10	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
11	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
12	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
13	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
14	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
15	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
16	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
17	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
18	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
19	2,6990	729	441	2,863	2,644	0,1638	-0,0545	0,02373	0,00413	
20	2,4108	179	315	2,253	2,498	-0,1579	0,0875	0,02810	0,00606	
SUMME aus $(b_1 - b)^2 + (b_2 - b)^2$										0,62

Date	$\text{Log}_{10}(c_{od,1}) - b_1$	$\text{Log}_{10}(c_{od,2}) - b_2$	Corrected difference $(\text{Log}_{10}(c_{od,1}) - b_1) - (\text{Log}_{10}(c_{od,2}) - b_2)$	$((\text{Log}_{10}(cod_1) - b_1) - (\text{Log}_{10}(cod_2) - b_2))^2$
1	2,0610	1,9990	0,0620	0,0038440
2	2,3223	2,1264	0,1959	0,0383626
3	2,0610	2,3642	-0,3031	0,0918983
4	2,9397	2,9533	-0,0136	0,0001843
5	3,0863	2,7330	0,3533	0,1247999
6	3,2552	2,7340	0,5212	0,2716726
7	2,4457	2,3193	0,1264	0,0159711
8	2,0873	2,1409	-0,0535	0,0028674
9	2,4390	2,2640	0,1749	0,0305939
SUMME				0,58

Ergebnisse:

$s_{IMP} =$	0,180	Standardabweichung
$uc =$	0,220	Messunsicherheit
$U_{\text{Log}10(cod)} =$	0,439	erweiterte Messunsicherheit

$c_{od} =$	698 GE/m ³
$c_{od} * 10^{-b-U} =$	248 GE/m ³
$c_{od} * 10^{-b+U} =$	1878 GE/m ³

Berücksichtigung der Messunsicherheit zur Beurteilung von Messergebnissen

Gorden Bruyn, TÜV Nord Umweltschutz, Hannover

Kurzfassung

Bislang erfolgt die Ermittlung der Messunsicherheit entsprechend den Vorgaben der DIN EN 13725:2003 sowie der VDI-Richtlinie 3884 Blatt 1 auf Basis der Wiederholstandardabweichung für den Geruchsstoff n-Butanol. Hierbei werden vergleichsweise enge Vertrauensbereiche um die Messwerte ausgewiesen. Nach Inkrafttreten der novellierten prEN 13725:2021 ist zur Ermittlung der Messunsicherheit das Verfahren der Doppelbestimmung vorgesehen. Realistische Betrachtungen zur Messunsicherheit auf Basis von Ringversuchen, Vergleichsmessungen zwischen Laboren oder Doppelbestimmungen deuten auf eine erheblich größere Messunsicherheit hin als nach dem bisher üblichen Vorgehen. Wird diese Messunsicherheit bei der Bewertung von Emissionsmessungen herangezogen, wird es eindeutige Aussagen zur Überschreitung oder Einhaltung von Emissionsbegrenzungen kaum mehr geben.

1. Beurteilung von Messergebnissen

Bei geruchsemissierenden Anlagen können im Sinne der Vorsorge vor Geruchseinwirkungen Emissionsbegrenzungen festgelegt werden. Entsprechende Regelungen finden sich z.B. in der 30. BlmSchV [1], der TA Luft [2] bzw. den Genehmigungsbescheiden der betroffenen Anlagen. Die Beurteilung, ob eine Emissionsbegrenzung eingehalten ist oder nicht erfolgt zuerst im Hinblick auf die Vorgaben der TA Luft [2]. Nachfolgend ist die betreffende Passage der TA Luft auszugsweise dargestellt.

5.3.2.4 Auswertung und Beurteilung der Messergebnisse

...

Die im Genehmigungsbescheid festgelegte Anforderung ist bei einer Messung immer dann überschritten, wenn das Ergebnis einer Einzelmessung abzüglich der Messunsicherheit die festgelegte Emissionsbegrenzung überschreitet.

Die im Genehmigungsbescheid festgelegte Anforderung bei einer Messung ist sicher eingehalten, wenn das Ergebnis jeder Einzelmessung zuzüglich der Messunsicherheit die festgelegte Emissionsbegrenzung nicht überschreitet.

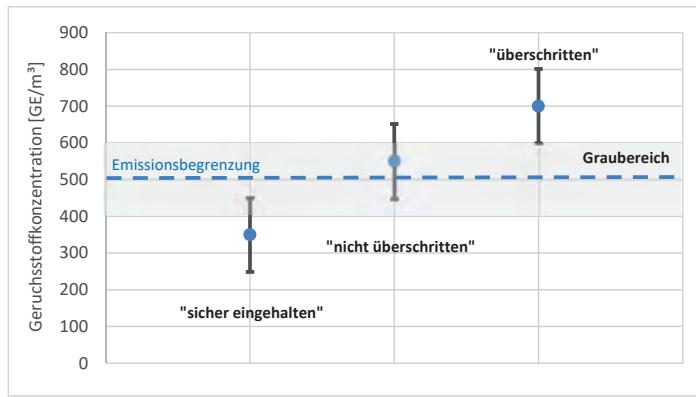


Bild 1: Beurteilungsschema nach TA Luft
Beispielhafte Darstellung von Einzelmesswerten mit Vertrauensbereich

Entsprechend dem Beurteilungsschema der TA Luft gibt es neben den klar ersichtlichen Zuständen „sicher eingehalten“ (Messwert + MU ≤ Grenzwert) und „überschritten“ (Messwert - MU > Grenzwert) noch einen „Graubereich“. Immer dann, wenn in Abhängigkeit der Größe der Messunsicherheit der Grenzwert über oder unterschritten wird, kann das Messergebnis als „nicht sicher eingehalten“ bzw. „nicht überschritten“ gelten (Messwert - MU ≤ Grenzwert < Messwert + MU). Die Größe des „Graubereichs“ steht hierbei in Abhängigkeit der Größe der Messunsicherheit. In diesen Fällen sind zusätzliche Überprüfungen notwendig, im Hinblick auf die korrekte Anwendung des Messverfahrens oder möglicher anlagenspezifischer Einflüsse. Wenn hier keine Mängel feststellbar sind, müssen keine weiteren Maßnahmen getroffen werden.

Darüber hinaus empfiehlt die VDI-Richtlinie 3884-1 in Kapitel 4.4 [3] bei olfaktometrischen Messergebnissen, dass zusätzlich zur Prüfung der Einhaltung der Emissionsbegrenzung auf der Grundlage der Einzelwerte auch der geometrische Mittelwert der Einzelmessungen heranzuziehen ist. Die Emissionsbegrenzung gilt demnach als eingehalten, wenn

- jedwedes Ergebnis einer Einzelmessung den Emissionswert nicht überschreitet und
- der geometrische Mittelwert der Einzelmessungen zuzüglich der erweiterten Messunsicherheit U0,95 des Labors den Emissionswert nicht überschreitet.

Abweichend zum Vorgehen nach TA Luft wird die Messunsicherheit demnach nicht jedem Einzelwert zugeordnet, sondern nur dem geometrischen Mittelwert. Mit diesem Vorgehen wird dem Umstand Rechnung getragen, dass bei der Ermittlung der Messunsicherheit nach der DIN EN 13725:2003 die Anzahl der Einzelmessungen einen unmittelbaren Einfluss auf die

Größe der Messunsicherheit hat [4]. Dadurch, dass bei der Mittelwertbildung drei Messwerte berücksichtigt werden, verringert sich die Größe der Messunsicherheit gegenüber der Messunsicherheit von nur einem Messwert.

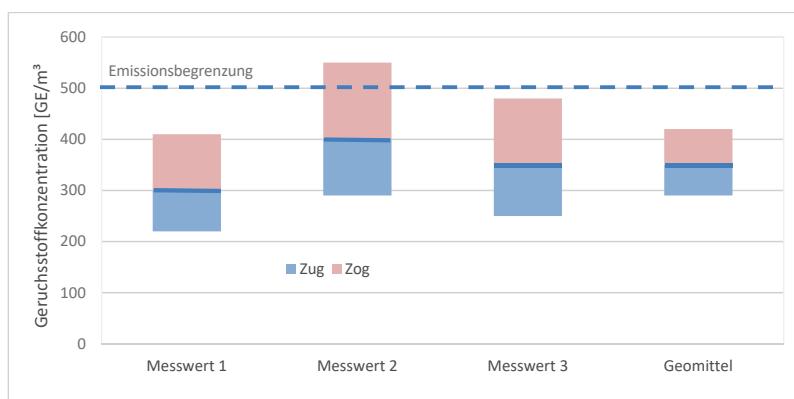


Bild 2: Vergleich von Einzelmesswerten und dem Mittelwert mit jeweiligem Vertrauensbereich

Werden bei der Bewertung der Ergebnisse einer Geruchsemissionsmessung gemäß TA Luft nur die Einzelwerte mit ihren jeweiligen Vertrauensbereichen betrachtet besteht die Möglichkeit, dass trotz Grenzwertunterschreitung des Messwertes auf Grund der Messunsicherheit die Emissionsbegrenzung als „nicht sicher eingehalten“ gewertet werden muss. Wird hingegen gemäß VDI 3884-1 [3] die Messunsicherheit nur für den geometrischen Mittelwert herangezogen, kann das Messergebnis ggfs. als „sicher eingehalten“ beurteilt werden. Dieser Zusammenhang ist in Bild 2 dargestellt.

2. Messunsicherheit bei Geruchsmessungen

2.1 Bisheriges Bestimmungsverfahren

Um die Qualität der olfaktometrischen Messungen der Geruchsstoffkonzentration innerhalb eines Labors beurteilen zu können, wurden in der DIN EN 13725:2003 [4] Kriterien für die Genauigkeit und Präzision festgelegt. Diese Kriterien beziehen sich auf das primäre Referenzmaterial n-Butanol, für das mit $123 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ ein Konventionswert für die Geruchsschwelle festgelegt wurde. Für (unbekannte) Umweltgerüche steht ein solcher Konventionswert nicht zur Verfügung. Dies impliziert, dass bei Nicht-Referenzgeruchsstoffen wie etwa Umweltgerüchen nur die Präzision geprüft werden kann. Die systematische

Abweichung des Messverfahrens (Richtigkeit/Bias) kann für Umweltgerüche nicht beurteilt werden, und damit ist auch das Kriterium der Genauigkeit nicht anwendbar [5].

Die DIN EN 13725:2003 [4] machte bisher keine direkte Aussage zur Messunsicherheit. Jedoch ist es auf Grundlage der Vorgaben des Anhangs G möglich, den 95%-Vertrauensbereich mittels der tagesaktuellen Wiederholstandardabweichung s_r des Olfaktometrielabors für den Referenzgeruchsstoff n-Butanol zu bestimmen. Gemäß den Festlegungen der VDI 3884-1 wird der so ermittelte Vertrauensbereich als hinreichende Abschätzung der erweiterten Messunsicherheit U_{95} von olfaktometrischen Messungen eines einzelnen Labors angesetzt [3]. Dieser Festlegung liegt die Annahme zu Grunde, dass die Messunsicherheit bei Messungen mit Umweltgerüchen nicht höher sein kann als bei der Verwendung von n-Butanol.

Wird das Qualitätskriterium der DIN EN 13725 für die Wiederholpräzision $r \leq 0,477$ zu Grunde gelegt, ergibt sich eine zulässige Standardabweichung von $s_r = 0,1726$. Ausgehend von diesem Wert kann ein zugehöriger 95%-Vertrauensbereich um einen Messwert von etwa 50% bis 220% angegeben werden. Dies entspricht einer erweiterten Messunsicherheit von +/- 3,44 dB_{OD}.

Diese relativ weite Spanne der Streuung wurde in der üblichen Messpraxis kaum erreicht. Wird die Messunsicherheit gemäß VDI 3884-1 auf den Mittelwert von drei Messergebnissen bezogen, verringert dies die erweiterte Messunsicherheit bei einem s_r von 0,1726 auf +/- 1,98 dB_{OD}. Auch wird durch ein Olfaktometrielabor üblicherweise eine deutlich bessere Präzision erreicht, als durch die Verfahrensgrenze vorgegeben. Beispielsweise berechnet sich bei einem $s_r = 0,100$ eine erweiterte Messunsicherheit von +/- 2,00 dB_{OD} in Bezug auf einen Messwert bzw. +/- 1,14 dB_{OD} bei einem Mittelwert aus drei Messwerten.

In Bild 3 sind die vorgenannten Unsicherheitsbereiche beispielhaft gegenübergestellt. Ausgehend von einem angenommenen Messwert von 300 GE/m³ zeigt sich, dass eine Emissionsbegrenzung von 500 GE/m³ bei üblichen Wiederholstandardabweichungen sicher eingehalten werden kann – die obere Vertrauensbereichsgrenze z_{OG} liegt unterhalb des Grenzwertes. Wird die nach der DIN EN 13725 mögliche Verfahrensgrenze ($s_r = 0,1726$) für einen Messwert angewendet, berechnet sich eine oberere Vertrauensbereichsgrenze, die mit 660 GE/m³ oberhalb des Grenzwertes liegt. Die Emissionsbegrenzung müsste somit als „nicht sicher eingehalten“ bewertet werden.

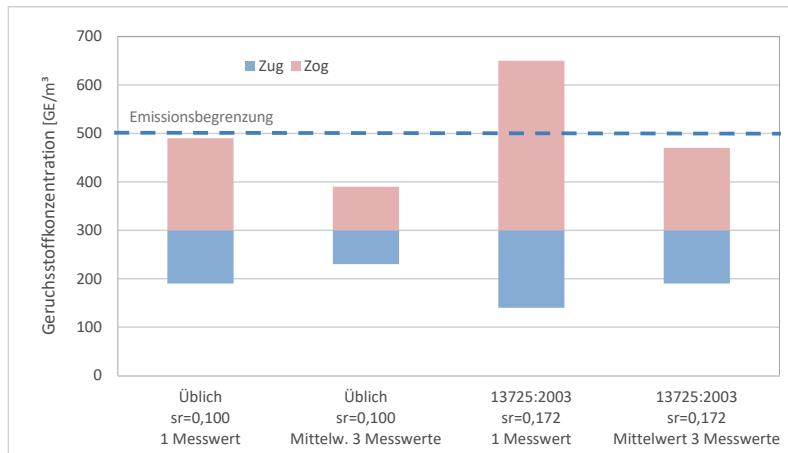


Bild 3: Beispielhafter Vergleich möglicher Unsicherheitsbereiche

In der täglichen Messpraxis zeigt sich, dass das bisherige Verfahren der Messunsicherheitsbetrachtung nicht immer geeignet ist, die Messunsicherheit realistisch darzustellen. In Abhängigkeit der Zusammensetzung des Abgases können die Messwerte eine deutlich größere Streuung aufweisen, als dass dies durch die angegebene Messunsicherheit wiedergegeben wird. Dies kann ggfs. damit erklärt werden, dass der Einfluss der Probenahme bei der Messfehlerbetrachtung keine Berücksichtigung findet. Eine größere Rolle dürfte spielen, dass die Empfindlichkeiten der eingesetzten Prüfer für bestimmte Abgasinhaltsstoffe nicht berücksichtigt werden, da die Messunsicherheit nur für n-Butanol ermittelt wird.

Ein weiteres Problem besteht darin, dass sich Messergebnisse unterschiedlicher Prüferkollektive des eigenen Labors oder von unterschiedlichen Messinstituten an demselben Abgas bei vergleichbaren Betriebsbedingungen teilweise deutlich unterscheiden. Dies hat in Einzelfällen dazu geführt, dass bei Messungen im engen zeitlichen Abstand eine Emissionsbegrenzung in einem Fall als „überschritten“ und im anderen Fall als „eingehalten“ gewertet wird – ohne dass es hierfür betriebliche oder anlagentechnische Gründe gibt. Wenn das vor dem Hintergrund geschieht, dass die Qualitätsvorgaben an das Verfahren eingehalten und jeweils sehr geringe Messunsicherheiten ausgewiesen werden, ist das sehr unbefriedigend.

2.2 Erkenntnisse aus Ringversuchen

Das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) veranstaltet regelmäßig Geruchs-Emissionsringversuche zur Ermittlung der Geruchsstoffkonzentration. Durch das HLNUG wurden 6 dieser Ringversuche aus den Jahren 2015 bis 2017 nachträglich ausgewertet [5]. Ziel der Auswertung war es u.a. Erkenntnisse über die bei der Olfaktometrie möglichen Messunsicherheiten zu gewinnen. Nachfolgend werden diese Ergebnisse auszugsweise dargestellt.

Es zeigte sich, dass die Messergebnisse für die untersuchten Einzelstoffe und Stoffgemische teilweise sehr stark untereinander streuten. Der Einfluss der Probenahme wurde dabei als nachrangig eingestuft, da ähnliche Streuungen schon bei früheren, rein analytischen Vergleichsuntersuchungen ohne Probenahme festgestellt wurden.

Es zeigte sich, dass die für die untersuchten Einzelstoffe und Stoffgemische ermittelten Messunsicherheiten deutlich größer sind als durch die Verfahrensgrenzen der DIN EN 13725 vorgegeben. In der Tabelle 1 sind die durch das HLNUG veröffentlichten Messunsicherheiten wiedergegeben. Dargestellt werden die Wiederholstandardabweichung s_r , die erweiterte Messunsicherheit $U_{0,95}$ sowie der 95%-Vertrauensbereich $\Delta U_{0,95}$. Zum Vergleich sind in der Tabelle noch die sich aus den Qualitätskriterien der DIN EN 13725 berechnenden Werte dargestellt.

Tabelle 1: Auf Basis von Geruchs-Ringversuchen ermittelte Werte [5]

Parameter	Kriterien DIN EN 13725	Untersuchte Stoffe und Stoffgemische			
		NBU	ETX	PIG	THT
s_r	0,172	0,208	0,229	0,235	0,247
$U_{0,95}$	$\pm 3,44 \text{ dB}$	$\pm 4,16 \text{ dB}$	$\pm 4,58 \text{ dB}$	$\pm 4,70 \text{ dB}$	$\pm 4,94 \text{ dB}$
$\Delta U_{0,95}$	45% - 220%	38% - 260%	35% - 287%	34% - 295%	32% - 311%

Werden diese Messunsicherheiten auf einen angenommenen Messwert von 300 GE/m³ übertragen, ergeben sich die in Bild 4 dargestellten Unsicherheitsbereiche. Die Messunsicherheiten bei den untersuchten Stoffen und Stoffgemischen sind deutlich größer als dies durch die Verfahrensgrenzen der DIN EN 13725 vorgegeben wird. Damit erscheint die bisherige Grundannahme, dass die Messunsicherheit bei Messungen mit Umweltgerüchen nicht höher sein kann als bei der Verwendung von n-Butanol, widerlegt.

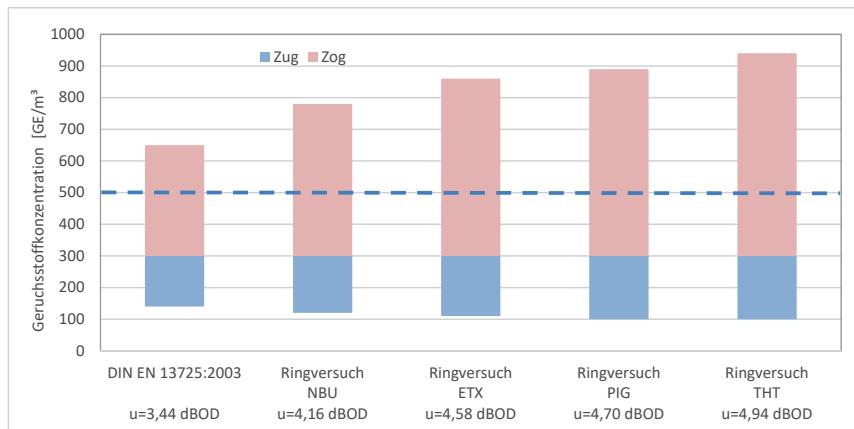


Bild 4: Vergleich der Unsicherheitsbereiche bei Ringversuchen für ausgewählte Stoffe

2.2 Zukünftiges Bestimmungsverfahren

Die DIN EN 13725:2003 [4] wurde einer grundlegenden Revision unterzogen. Mit Inkrafttreten der derzeit noch im Entwurf vorliegenden prEN13725:2021 [6] wird anerkannt, dass die Erfüllung der Qualitätskriterien für n-Butanol keine Grundlage einer Unsicherheitsaussage für andere Geruchsstoffe oder Umweltgerüche sein kann. Die Messunsicherheit soll in Zukunft mittels einem auf die DIN EN ISO 20988 [7] basierenden Ansatz geschätzt werden. Hierzu erfolgen paarweise Messungen mit Umweltproben und mit n-Butanol (Doppelbestimmungen). Da nun eine realistische Abschätzung der Messunsicherheit erfolgt, ist von einem deutlich größeren Vertrauensbereich auszugehen als beim bisherigen Bezug auf die Wiederholpräzision für n-Butanol.

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) hat in den Jahren 2007 und 2008 umfangreiche Geruchsstoffemissionsmessungen an Schweine- und Hähnchenmastställen durchgeführt [8]. Mittels Doppelbestimmung wurden Messunsicherheiten ermittelt, die bei maximal $\pm 2,44 \text{ dB}_{\text{OD}}$ lagen (Auswertung von 100 Messwertpaaren). Die mit Hilfe von Doppelbestimmungen ermittelten Messunsicherheiten sind in diesem Fall größer als die bisher für Geruchsmessungen nach VDI 3884-1 ausgewiesenen Messunsicherheiten (etwa $\pm 2,0 \text{ dB}_{\text{OD}}$), liegen jedoch noch innerhalb der durch die DIN EN 13725 vorgegebenen Verfahrensgrenzen ($\pm 3,44 \text{ dB}_{\text{OD}}$).

Durch TÜV Nord Umweltschutz wurden an Quellen einer Anlage zur Zellstoffherstellung Doppelbestimmungen durchgeführt. Hierbei konnte eine Messunsicherheit von $\pm 3,66 \text{ dB}_{\text{OD}}$

ermittelt werden. Diese Messunsicherheit ist damit deutlich größer als die Verfahrensgrenze der DIN EN 13725.

In Bild 5 sind die sich für einen angenommenen Messwert von 300 GE/m³ berechneten Vertrauensintervalle für die o.g. Messunsicherheiten gegenübergestellt. Es wird sich hierbei im Sinne der TA Luft immer auf einen Messwert bezogen.

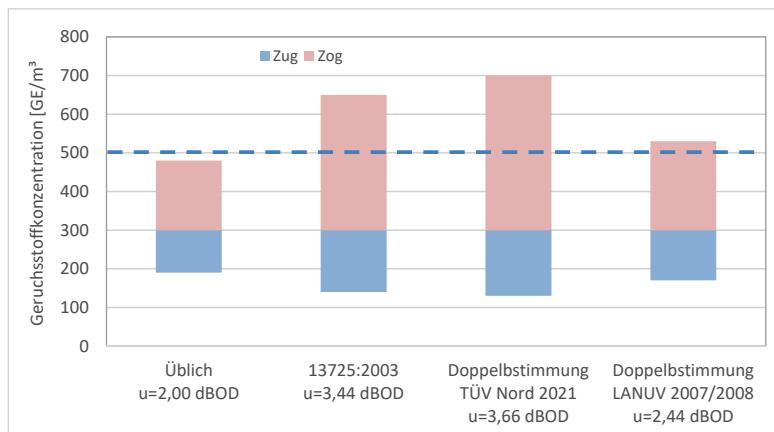


Bild 5: Vergleich von Messunsicherheiten auf der Basis von Doppelbestimmungen

3. Umgang mit hohen Messunsicherheiten

Es ist keine neue Erkenntnis, dass das olfaktometrische Messverfahren eine hohe Streuung der Messwerte aufweist. Um präzise Aussagen über die Einhaltung von Emissionsbegrenzungen treffen zu können sind hingegen geringe Messunsicherheiten vorteilhaft. Da bisher die Messunsicherheit auf Basis der Wiederholpräzision für n-Butanol berechnet wurde und die Messlabore qualitätssichernde Maßnahmen im Hinblick auf Auswahl von Prüfern und den Ablauf von Messungen etablierten, konnten relativ geringe Messunsicherheiten ausgewiesen werden. Hinzu kommt, dass in Bezug auf die VDI 3884-1 die Messunsicherheit i.d.R. nur für einen geometrischen Mittelwert aus drei Messwerten angegeben wurde, was zu einer weiteren Einengung des Vertrauensbereichs führt. In der Praxis werden so 95%-Vertrauensbereiche ausgewiesen, die in einem Bereich zwischen etwa 80% und 130% um einen Messwert liegen (entspricht einer Messunsicherheit von 1,14 dB_{OD}).

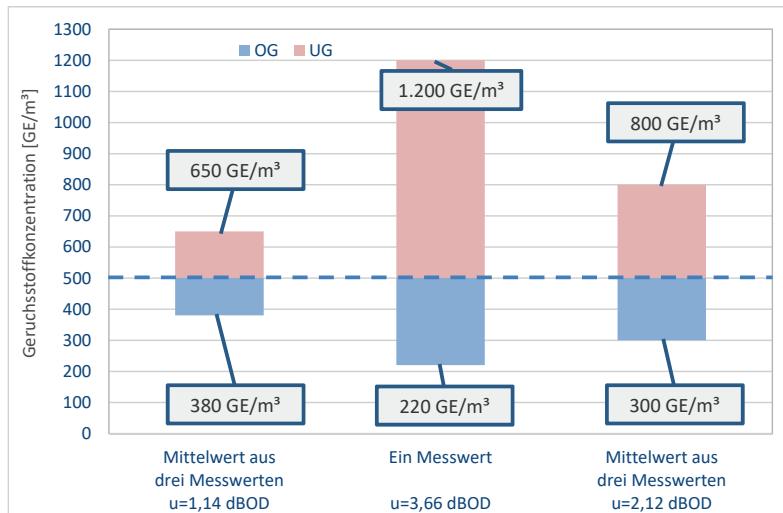


Bild 6: „Graubereich“ um eine Emissionsbegrenzung

Da zukünftig die Messunsicherheitsermittlung nur noch mittels Doppelbestimmungen erfolgen wird, werden größere Vertrauensbereichsintervalle üblich und es wird sich so auch der „Graubereich“ um eine Emissionsbegrenzung deutlich vergrößern. Dieser Zusammenhang ist in Bild 6 dargestellt. Hierbei wurden die gemäß einer aktuellen Doppelbestimmung des TÜV Nord Umweltschutz ermittelten Messunsicherheiten von 3,66 dB_{OD} für einen Einzelwert bzw. 2,12 dB_{OD} für den Mittelwert aus drei Einzelmessungen angesetzt. Die in der Abbildung dargestellten farbigen Bereiche markieren den jeweiligen „Graubereich“ um eine Emissionsbegrenzung von 500 GE/m³, also den Bereich in dem weder von einer „sicheren Einhaltung“ noch einer „Überschreitung“ der Emissionsbegrenzung auszugehen ist.

Wird im Sinne einer Bewertung nach TA Luft auf die Bewertung der Einzelmessungen abgestellt, kann bei einer Messunsicherheit von 3,66 dB_{OD} auch bei einem Messwert von 1.200 GE/m³ noch immer nicht von einer „Überschreitung“ der Emissionsbegrenzung ausgegangen werden. Umgekehrt würde erst ein Messwert von 220 GE/m³ eine „sichere Einhaltung“ der Emissionsbegrenzung bedeuten.

Literatur und verwendete Quellen

- [1] Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BlmSchV), 20.02.2001
- [2] Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), 18.08.2021
- [3] VDI 3884 Blatt 1: Olfaktometrie, Olfaktometrie - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Beuth 2015-02
- [4] DIN EN 13725:2003: Luftbeschaffenheit - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Beuth Juli 2003
- [5] Stöckel, S.; Cordes, J.; Stoffels, B.; Wildanger, D: Scents in the stack: olfactometric proficiency testing with an emission simulation apparatus; Environmental Science and Pollution Research (2018) 25:24787–24797, 20.06.2018
- [6] prEN13725:2021: Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration durch dynamische Olfaktometrie und die Geruchsstoffemissionsrate, September 2021
- [7] DIN EN ISO 20988: Luftbeschaffenheit - Leitlinien zur Schätzung der Messunsicherheit, Beuth September 2007
- [8] Müller, F.: Ermittlung der Messunsicherheit bei olfaktometrischen Emissionsmessungen in Anlehnung an DIN EN ISO 20988, Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 69 (2009) Nr. 6, Seite 243 - 245

Messungen an Flächenquellen

Teil 1: Vergleichsmessungen unterschiedlicher Probenahmestrategien bei Messungen an Biofiltern

Teil 2: Einfluss des Volumenstroms auf die Geruchsemmission bei Messungen an passiven Flächenquellen

M.Sc. Ivy Kaye Harms, Dr. Heike Hauschmidt, Dennis Pohfeldt,
Olfasense GmbH, Kiel

Kurzfassung

Die Beprobung von aktiven und passiven Flächenquellen ist im Alltag einer Messstelle gängige Praxis. Die VDI Richtlinie 3880:2011-10 stellt die Anforderungen an die Probenahme zusammen. In einem zweigeteilten Beitrag wollen wir uns offenen Punkten der Richtlinie für aktive Flächenquellen (Teil 1) und passiven Flächenquellen (Teil 2) nähern.

Wir betrachten im ersten Teil dieses Beitrags die Auswirkung unterschiedlicher Probenahmestrategien auf das Messergebnis am Beispiel einer Messung an einem Biofilter. Für aktive Flächenquellen wie zum Beispiel Biofilter erfolgt im Rahmen der Messplanung eine Aufteilung der Fläche in Teilflächen. Diese Teilflächen werden mittels passiver Haube beprobt und üblicherweise als Mischproben zusammengefasst. Die Zusammenfassung von Teilflächen in Mischproben ist nach Richtlinie VDI 3880:2011 [1] nicht klar geregelt. Zum einen kann die Richtlinie so verstanden werden, dass alle Teilflächen in einer Mischprobe zusammengefasst werden, zum anderen ist die Auslegung möglich, dass Mischproben über einzelne Bereiche des Biofilters gezogen werden und die gesamte Fläche so nicht in jeder Probe, sondern in mehreren Mischproben beprobt wird. Am Beispiel einer parallelen Messung beider Strategien an einem Biofilter soll die Auswirkung auf das Messergebnis gezeigt werden. Im zweiten Teil wird der Einfluss der Belüftungsrate der durchströmten Probenahmehaube auf das Messergebnis bei Messungen an passiven Flächenquellen betrachtet. Die VDI 3880:2011-10 gibt für passive Flächenquellen die Probenahme mit einer belüfteten Haube vor. Die Belüftung ist als Konvention mit einem Volumenstrom von $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ vorgegeben, der vergleichbare Messergebnisse ermöglichen soll. Da die Übertragbarkeit der gemessenen Daten bei der Umsetzung in Quellstärken für die Ausbreitungsrechnung für einzelne Quellarten (z.B. Abwasserbecken) häufig zu Überschätzungen führt und die Anpassung der Quellstärken nur mit entsprechenden Begründungen oder zusätzlichen Untersuchungen möglich ist, wurden an passiven Flächenquellen Proben mit unterschiedlichen Volumenströmen der

Probenahmehaube genommen, die Auswirkung auf das Messergebnis untersucht und ein Abgleich mit Fahnenbegehungen durchgeführt.

Abstract

Sampling of active and passive area sources is common practice in the everyday life of a measuring station. VDI Guideline 3880:2011-10 summarises the requirements for sampling. In a two-part article, we want to approach open points of the guideline for active area sources (Part 1) and passive area sources (Part 2).

In the first part of this article, we look at the effect of different sampling strategies on the measurement result using the example of a measurement at a biofilter. For active area sources such as biofilters, the area is divided into subareas as part of the measurement planning. These subareas are sampled by means of a passive sampling hood and usually combined as composite samples. According to guideline VDI 3880:2011 [1], the combination of subareas into composite samples is not clearly regulated. On the one hand, the guideline can be understood in such a way that all subareas are combined in one composite sample; on the other hand, it is possible to interpret the guideline in such a way that composite samples are taken over individual areas of the biofilter and the entire area is thus not sampled in each sample, but in several composite samples. Using the example of a parallel measurement of both strategies on a biofilter, the effect on the measurement result will be shown.

In the second part, the influence of the ventilation rate of the flow-through sampling hood on the measurement result is considered for measurements on passive area sources. VDI 3880:2011-10 specifies sampling with a ventilated sampling hood for passive area sources. The ventilation is specified as a convention with a volume flow of $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$, which should enable comparable measurement results. Since the transferability of the measured data when converted into source strengths for the dispersion calculation for individual source types (e.g. wastewater basins) often leads to overestimations and the adjustment of the source strengths is only possible with appropriate justifications or additional investigations, samples were taken at passive area sources with different volume flows of the sampling hood, the effect on the measurement result was investigated and a comparison with plume inspections was carried out.

Einleitung

Die VDI-Richtlinie 3880:2011 [1] behandelt die statische Probenahme für die Olfaktometrie. Hierbei wird unter anderem die Durchführung der Probenahme wird unter Berücksichtigung von Quelltypen spezifiziert. Es wird zwischen aktiven und passiven Quellen unterschieden. Bei aktiven Quellen weist der Abgasstrom eine Durchströmungsgeschwindigkeit von mindestens 30 m/h. Dies können sowohl geführte Punktquellen (z.B. Schornsteine) als auch durchströmte Flächenquellen (z.B. Biofilter) sein. Liegt die Durchströmungsgeschwindigkeit unter 30 m/h, wie zum Beispiel bei Wasseroberflächen und Kompostmieten, handelt es sich um passive Quellen.

1. Teil 1: Auswirkung unterschiedlicher Probenahmestrategien bei aktiven Flächenquellen

Die Auslegung der Richtlinie in Bezug auf die Probenahmestrategie bei aktiven Flächenquellen variiert. Für aktive Flächenquellen erfolgt in Abhängigkeit von der Größe eine Aufteilung der Fläche in Teilflächen, die mittels passiver Haube nach VDI 3880:2011 [1] beprobt werden. Die Teilflächen müssen gleichmäßig über die gesamte Fläche verteilt sein, wobei die Durchströmung der Teilflächen sich maximal um Faktor 2 unterscheiden darf. Der zeitliche Beitrag einer einzelnen Teilfläche muss mindestens 3 Minuten betragen und es dürfen maximal 10 Teilflächen in einer Mischprobe zusammengefasst werden. Zudem darf die Probenahme erst nach einem fünffachen Luftwechsel in der Haube beginnen. In der VDI-Richtlinie 3880 ist die Zusammenfassung von Teilflächen in Mischproben nicht klar geregelt, so dass für kleinere aktive Flächenquellen beide im Folgenden beschriebenen Strategien in Frage kommen. Am Beispiel einer parallelen Messung beider Strategien an einem Biofilter soll die Auswirkung auf das Messergebnis gezeigt werden.

Es wurden 3 verschiedene Biofilter beprobt: Biofilter 1 hat die Abmessungen von 14 m x 4 m x 2 m. Entsprechend der VDI-Richtlinie 3884:2011 [1] sind mindestens 5 Teilflächen notwendig. Biofilter 2 weist eine Größe von 9 m x 3 m x 3 m auf. Für die normkonforme Durchführung muss die Oberfläche des Biofilters in mindestens 4 Teilflächen aufgeteilt werden. Biofilter 3 hat die Abmaße von 13,4 m x 5,7 m x 4 m. Damit sind mindestens 8 Teilflächen zu beproben.

Wenn bei der Bildung einer Mischprobe nicht alle festgelegten Teilflächen beprobt werden, können mehrere räumliche Bereiche zu einzelnen Mischproben zusammengefasst werden (Strategie 1) (Abbildung 1). Jede der Mischproben enthält dann eine bestimmte, gleiche

Anzahl der Teilflächen. Über alle Proben hinweg haben alle Teilflächen den gleichen Zeit- und Volumenanteil.

Sofern die Quelle in 10 oder weniger Teilflächen eingeteilt wird, kann eine einzige Mischprobe gebildet werden, in der alle Teilflächen enthalten sind (Abbildung 1). Jede Teilfläche ist dann zum gleichen Zeit- und Volumenanteil in jeder Mischprobe enthalten (Strategie 2). Dies entspricht dem Prinzip der Netzmessung nach DIN EN 15259:2008 [2] für die geführte Quellen.

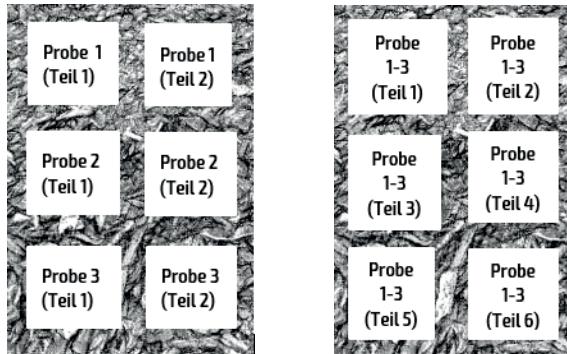


Bild 1: Schema beider Probenahmestrategien am Beispiel eines Biofilters mit 6 Teilflächen;
Links: Strategie 1, jede Probe wird aus zwei Teilflächen gebildet 2/6; Rechts:
Strategie 2, jede Probe wird aus 6 Teilflächen gebildet 6/6

Alle Biofilter wurden in Teilflächen aufgeteilt, die gleichmäßig über die Gesamtfläche verteilt waren. Für die Biofilter 1 und 2 wurden 6 Teilflächen und für den Biofilter 3 9 Teilflächen gebildet. Je Biofilter wurden beide Probenahmestrategien zeitgleich angewendet. Bei Strategie 1 betrug die Probenahmezeit je Teilfläche bei Biofilter 1 und 2 15 Minuten und bei Biofilter 3 10 Minuten. Bei Strategie 2 Biofilter 1 und 2 betrug die Probenahmezeit je Teilfläche 5 Minuten und bei Biofilter 3 3:20 Minuten je Teilfläche.

1.1. Ergebnisse

Die Messung des Temperaturprofils und der Durchströmung hat beim Biofilter 1 eine homogene Temperatur und Durchströmung ergeben. Auch die Ergebnisse der olfaktometrischen Messung passen gut zueinander. Strategie 1 ergibt einen Mittelwert von 710 GE_E/m³ und Strategie 2 einen Mittelwert von 680 GE_E/m³ (Abbildung 2). Sowohl bei

Strategie 1 als auch bei Strategie 2 variiert die Geruchsstoffkonzentration der Einzelproben um weniger als den Faktor 2.

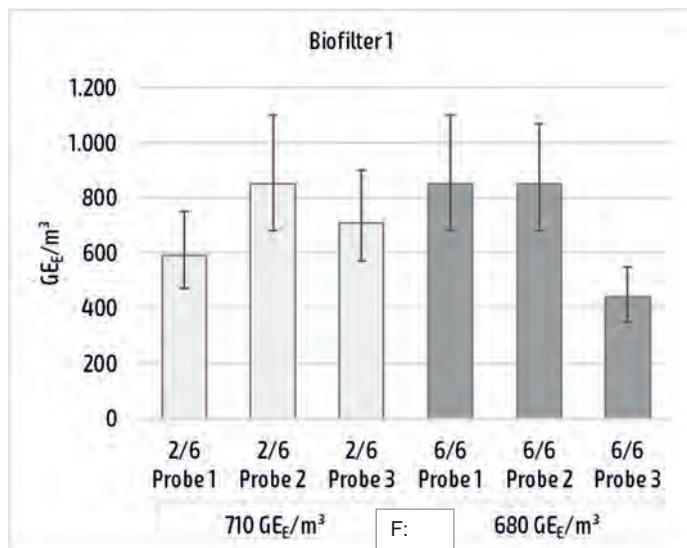


Bild 2: Ergebnisse der olfaktometrischen Messung für Biofilter 1 mit Standardabweichung und Mittelwert sowie dem Faktor (F) zwischen Strategie 1 und 2

Für Biofilter 2 wurde eine Differenz von Strategie 1 zu Strategie 2 um den Faktor 1,4 festgestellt. Im Temperaturprofil wurden homogene Temperaturen zwischen 32,0 °C und 34,7 °C gemessen. Die Durchströmung lag bei Werten von 0,9 m/s bis 1,6 m/s. Die Geruchsstoffkonzentrationen lagen im geometrischen Mittel bei $1.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ bzw. $1.400 \text{ GE}_E/\text{m}^3$. Strategie 1 weist erwartungsgemäß deutlichere Schwankungen in den Einzelmesswerten als Strategie 2 auf (Abbildung 3). Auffällig ist hierbei die Probe 1, welche die Teilflächen mit der höchsten Durchströmung abbildet.

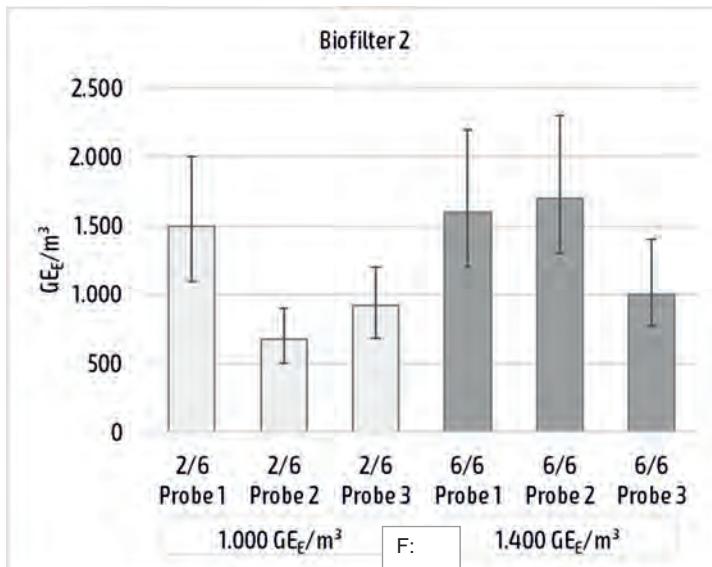


Bild 3: Ergebnisse der olfaktometrischen Messung für Biofilter 2 mit Standardabweichung und Mittelwert sowie dem Faktor (F) zwischen Strategie 1 und 2

Für Biofilter 3 wurde im Vergleich beider Strategien kein relevanter Unterschied der Mittelwerte festgestellt, für Strategie 1 (Abbildung 4) fällt jedoch auf, dass die Einzelwerte stark schwanken. Das Temperaturprofil des Biofilters 3 zeigt Werte zwischen 35,6 °C und 42,2 °C. Die Durchströmung wies Ergebnisse im Bereich von 1,08 m/s bis 1,94 m/s auf. Die Probe 3 bei Strategie 1 zeigt mit einem Messwert von 1.740 GE_E/m³ eine Geruchsstoffkonzentration deutlich unter den anderen beiden Proben (4.100 GE_E/m³ und 4.130 GE_E/m³). Diese Probe wurde im Bereich der geringen Temperatur und Durchströmung gezogen.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die gemittelten Ergebnisse beider Probenahmestrategien für jeden der Biofilter um weniger als den Faktor 3 schwanken.

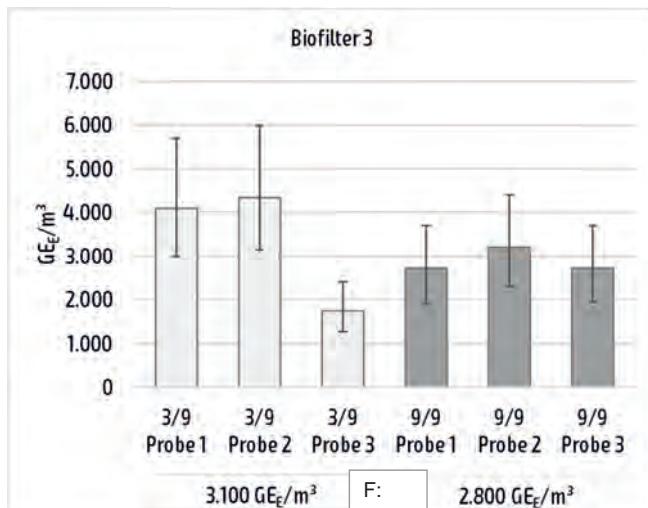


Bild 4: Ergebnisse der olfaktometrischen Messung für Biofilter 3 mit Standardabweichung und Mittelwert sowie dem Faktor (F) zwischen Strategie 1 und 2

1.2. Diskussion

Es lässt sich feststellen, dass beide Probenahmestrategien zu vergleichbaren Mittelwerten führen. Ein Vorteil von Strategie 1 ist die Möglichkeit, räumliche Unterschiede der Funktion des Biofilters auch in den Ergebnissen der Geruchsstoffkonzentrationen festzustellen.

2. Teil: Einfluss des Volumenstroms auf die ermittelte Geruchsemmission bei Messungen an passiven Flächenquellen

Für passive Flächenquellen wird eine belüftete Probenahmehaube (Windtunnel) (VDI 3880:2011 [1]) mit einer definierten Grundfläche von 0,5 m² verwendet. Bei dieser Haube wird ein Neutralluftstrom definiert über die zu beprobende Oberfläche geleitet. Entsprechend der VDI 3880 ist die Haube auf einen Volumenstrom von ~ 30 m³/(m²h) einzustellen. Mit diesem Volumenstrom soll gewährleistet werden, dass zum einen die maximale Emissionsrate bestimmt werden kann und es zum anderen zu vergleichbaren Messergebnissen unterschiedlicher Messinstitute kommt. Die Übertragbarkeit der gemessenen Daten bei der Umsetzung in Quellstärken für die Ausbreitungsrechnung für einzelne Quellarten (z.B. Abwasserbecken) führt häufig zu Überschätzungen und die Anpassung der Quellstärken ist nur mit entsprechenden Begründungen oder zusätzlichen Untersuchungen möglich. Daher soll

die Unsicherheit bzw. die Übertragbarkeit der Volumenströme untersucht werden. Hierzu wurden in einem ersten Schritt an zwei verschiedenen Anlagen an passiven Flächenquelle Proben mit unterschiedlichen Volumenströmen der Probenahmehaube genommen und die Auswirkung auf das Messergebnis untersucht. Zusätzlich wurde in einer der beiden Anlagen eine Fahnenmessung nach DIN EN 16841-2 [3] durchgeführt und nachfolgend wurden die Geruchsfahnen der Quellen modelliert und mit den gemessenen Ergebnissen abgeglichen. Zum einen wurde ein Belebungsbecken einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage (Anlage 1) untersucht. Es wurden an 6 Tagen jeweils 3 Proben mittels belüfteter Probenahmehaube mit unterschiedlichen Volumenströmen ($7,5 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$, $15 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$, $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$) gezogen. Die olfaktometrische Analyse wurde zeitnah durchgeführt. In einer weiteren kommunalen Abwasserreinigungsanlage (Anlage 2) wurden die Geruchsemissionen der Zwischenklärung und der Belebung mit der belüfteten Probenahmehaube mit unterschiedlichen Volumenströmen ($30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$, $15 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$) erfasst. Parallel dazu wurde eine Fahnenmessung als Immissionsmessungen nach DIN EN 16841-2 [3] mit fünf Prüfern durchgeführt und die meteorologischen Daten durch eine Wetterstation erfasst. Insgesamt wurden 8 Messzeitintervalle an insgesamt 4 Tagen durchgeführt. Aus den gemessenen Emissionswerten und den meteorologischen Gegebenheiten erfolgte eine Modellierung von Geruchsfahnen. Die Modellierung erfolgte mit dem TA Luft 2002 Modell austal2000 [4]. Es wurden in der Modellierung keine weiteren Emissionsquellen mit betrachtet. Als Randdaten wurde die lokale Bodenrauigkeit angesetzt. Es wurden keine Gebäude oder Geländeformen berücksichtigt.

Für die Fahnenmessung wurden an jedem Begehungspunkt über eine Messzeit von 10 Minuten im 10 Sekunden-Takt 60 Stichproben erfasst. Die Geruchsbewertung erfolgt als „riecht“ / „riecht nicht“-Entscheidung mit einer Angabe der wahrgenommenen Intensität.

1.3. Ergebnisse

Für Anlage 1 liegen die ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen an den einzelnen Messtagen unabhängig von der Belüftung der Haube dicht beieinander und weisen lediglich Unterschiede im üblichen Schwankungsbereich der Messmethode auf (Abbildung 5).

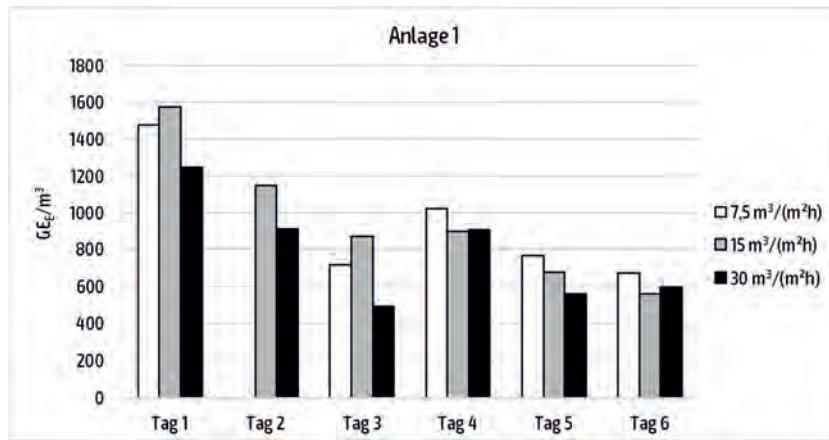


Bild 5: Vergleich der Geruchsstoffkonzentration [GE_E/m^3]; Pro Messtag jeweils 3 Proben mit einer belüfteten Haube mit einer Belüftungsrate von $7,5 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$, $15 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ und $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$

Der Einfluss der Durchströmungsrate bei der Ermittlung des Emissionsmassenstroms (Multiplikation der Durchströmung der Haube und der Geruchsstoffkonzentration) ist abweichend davon entsprechend relevant (Abbildung 6).

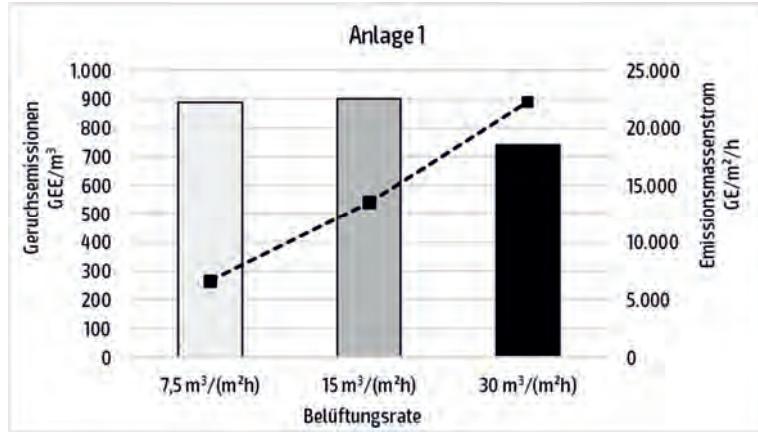


Bild 6: Vergleich der Geruchsstoffkonzentration [GE_E/m^3] (Balken) mit dem Emissionsmassenstrom [$\text{GE}/\text{m}^3\cdot\text{h}$] (gestrichelte Linie); dargestellt über die Mittelwerte der Messungen gleicher Durchströmung

Die für Anlage 2 ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen und Emissionsmassenströme finden sich in den Tabellen 1. Wie an Anlage 1 liegen die mit unterschiedlichen Volumenströmen der belüfteten Probenahmehaube ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen unabhängig von der Belüftung der Haube dicht beieinander und weisen lediglich Unterschiede im üblichen Schwankungsbereich der Messmethode auf.

Tabelle 1: Ergebnis der Messung der Geruchsstoffkonzentration an Anlage 2 mit einer belüfteten Haube entsprechend VDI 3880:2011 [1] sowie mit angepasster Belüftungsrate

Messtag	Becken	Belüftungsrate Haube	Geruchsstoff- konzentration im Mittel	Emissions- massenstrom
		[m ³ /m ² h]	[GE _E /m ³]	[GE/(m ² /h)]
Tag 1	Belebungsbecken	30	120	
Tag 2	Belebungsbecken	30	70	
Mittelwert			95	2.850
Tag 2	Zwischenklärung	30	72	
Tag 3	Zwischenklärung	30	64	
Tag 4	Zwischenklärung	30	110	
Mittelwert			82	2.460
Tag 1	Belebungsbecke n	15	110	
Mittelwert			110	1.800
Tag 2	Zwischenklärung	15	39	
Tag 3	Zwischenklärung	15	110	
Mittelwert			76	1.118

Exemplarisch für die Ergebnisse der Fahnenmessung zeigen wir hier die Ergebnisse für einen Messzeitintervall. Im Messzeitintervall wurden die Schnittlinien A bis E mit jeweils 5 Messpunkten begangen. Es wurden drei Geruchsqualitäten aufgenommen: Belebung, Zwischenklärung und sonstige Anlagengerüche. In der folgenden Abbildung 7 ist der Vergleich der Geruchsstundenhäufigkeiten der Modellierung (austal2000) zu den Immissionsmessergebnissen dargestellt. Für das Messzeitintervall findet sich in den modellierten Häufigkeiten die grobe Struktur der Wahrnehmungshäufigkeiten aller

Anlagengerüche wieder. Die modellierten Häufigkeiten liegen ausgehend von den Emissionsdaten mit einer Belüftungsrate von $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \text{ h})$ deutlich oberhalb der gemessenen.

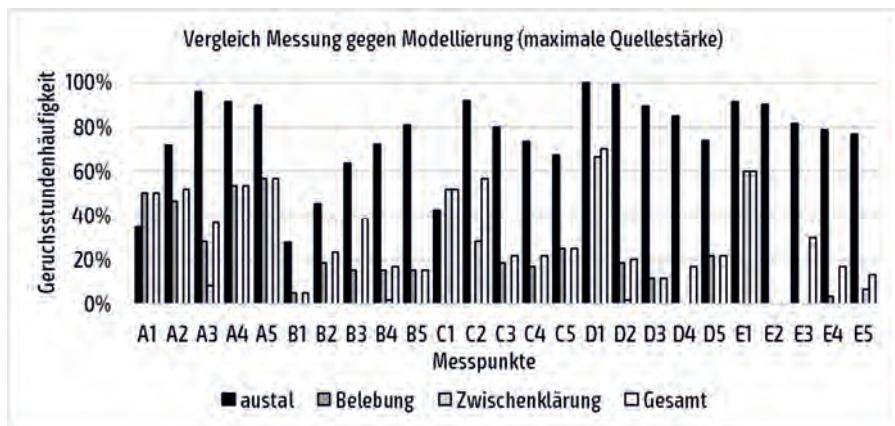


Bild 7: Vergleich der Ergebnisse der Fahnenmessung 1 mit den Ergebnissen der Modellierung (austal) mit maximaler Quellstärke; Gesamt ist Summe aus Belebung, Zwischenklärung und sonstigen Anlagengerüche

In der Abbildung 8 ist der Vergleich Modellierung (austal2000) zu den Immissionsmessergebnissen für die verringerte Belüftungsrate der Probenahmehaube dargestellt. Auch hier ist deutlich die Überschätzung des Modells zu erkennen

Dieses Verhalten lässt sich auch für die weiteren begangenen Messzeitintervalle feststellen. An einzelnen Messpunkten ist die modellierte Geruchshäufigkeit niedriger als die für alle Anlagengerüche gemessene Gesamtimmission. Da die Modellierung als Quellen ausschließlich die Belebung und die Zwischenklärung berücksichtigt hat, ist die Unterschätzung in der modellierten Geruchshäufigkeit in diesem Fall plausibel.

Insgesamt kann hier gezeigt werden, dass bei der während der Begehung vorliegenden meteorologischen Situation, die die Modellierung beim Ansatz der Quellstärke aus Geruchsstoffkonzentration mal Belüftungsrate die tatsächliche Emission der Becken sowohl bei der nach Richtlinie vorgegebenen Belüftungsrate von $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ als auch bei der halbierten Belüftungsrate deutlich überschätzt.

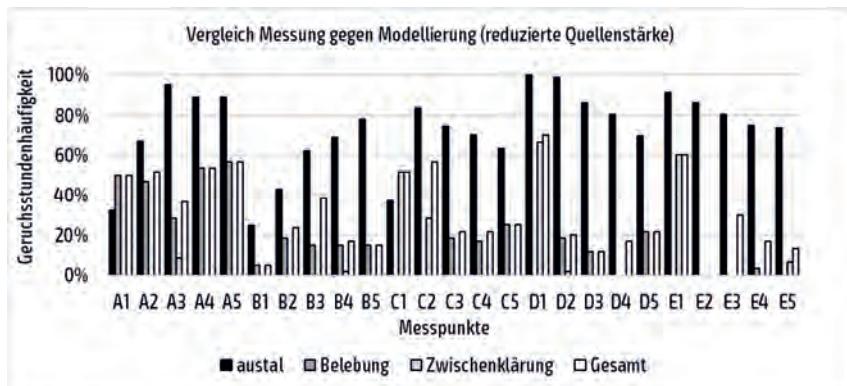


Bild 8: Vergleich der Ergebnisse der Fahnenmessung 1 mit den Ergebnissen der Modellierung (austal) mit reduzierter Quellstärke

1.4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass die ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen bei der Probenahme mit der belüfteten Probenahmehaube nach VDI 3880:2011-10 [1] bei unterschiedlichen Durchströmungsraten der Probenahmehaube nur geringfügige Unterschiede im Rahmen der Unsicherheit des Messverfahrens aufweisen. Da die Belüftungsrate der Probenahmehaube in die häufig nachfolgende Modellierung der Geruchsstoffimmissionen in den Emissionsmassenstrom jedoch mit einem erheblichen Anteil eingeht, wird die modellierte Geruchsstoffimmission an den hier untersuchten offenen Abwasserbecken für die verwendeten Belüftungsraten deutlich überschätzt.

1.5. Fazit

Um sicherzustellen, dass die modellierten Geruchsstoffimmissionen mit der ermittelten Geruchsemision korrelieren, sollte eine Überprüfung durch Fahnenbegehungen an den Quellen mit einer entsprechenden Ausbreitungsrechnung für die entsprechende meteorologische Situation durchgeführt werden. Entsprechend unserer Untersuchung kann ein mögliches konservatives Vorgehen sein, für die aktiven Becken die Geruchsemision mit der Belüftungsrate von $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ und bei den passiven Flächen (Zwischenklärung) mit der reduzierten Belüftungsrate von $15 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ zu berechnen.

- [1] VDI 3880:2011-10 (2011): Olfaktometrie Statische Probenahme, Verein Deutscher Ingenieure, Oktober 2011.
- [2] DIN EN 15259:2008-01 (2008): Luftbeschaffenheit – Messung von Emissionen aus stationären Quellen – Anforderung an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht; Deutsche Fassung EN 15259:2007, Europäisches Komitee für Normung, Januar 2008
- [3] DIN EN 16841 Blatt 2 (2016) -03: Außenluft – Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehung; Teil 2: Fahnenmessungen, Europäisches Komitee für Normung, März 2017
- [4] austal2000: Referenzmodell nach TA Luft 2002;
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/regelungen-strategien/ausbreitungsmodelle-fuer-anlagenbezogene>
- [5] GIRL (2008): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008 (zweite ergänzte und aktualisierte Fassung). Bund/Länder-AG für Immissionsschutz (LAI), abrufbar u.a. auf der Internet-Seite des LANUV NRW - www.lanuv.nrw.de

Betrachtung der Aussagesicherheit der Ergebnisse einer Rastermessung aufgrund der Stichprobe von 104 Terminen innerhalb eines Jahres

Consideration of the reliability of the results of a grid measurement based on the sample of 104 appointments within one year

**M.Sc. Janina Güntzel, Dipl.-Ing (FH) Bettina Mannebeck,
Dr. Heike Hauschildt, Olfasense GmbH, Kiel**

Kurzfassung

Das Verfahren der Rastermessung nach DIN EN 16841-1:2017-03 zur Ermittlung der Geruchsbelastung im Umfeld einer Anlage basiert auf der stichprobenartigen Messung innerhalb eines Messzeitraums. Das Verfahren gibt 104 Einzelmessungen innerhalb eines Jahres vor. Oft stellt sich die Frage, ob diese Stichprobe ausreichend ist.

Im Umfeld einer Industrieanlage führen wir seit 2009 eine Rasterbegehung durch. Im Unterschied zum Vorgehen nach DIN EN 16841-1:2017-03 erfolgt die Begehung täglich. Die Tageszeit wird nach Norm variiert.

Am Beispiel dieses umfänglichen Datensatzes wird nun zum einen die Auswertung über den tatsächlichen Begehungsumfang (im Folgenden Referenz) durchgeführt und zum anderen werden die Daten in drei Begehungen nach Norm aufgeteilt und entsprechend ausgewertet.

Jede dieser Begehungen wird im Folgenden als Stichprobe bezeichnet.

Aus dem Vergleich kann die Aussagesicherheit bezüglich der standardmäßig 104 Termine im Vergleich zu einer täglichen Begehung ermittelt werden. Die Ergebnisse dieser Betrachtung zeigen, dass die Stichprobe von 104 Messtagen in einem Jahr unter Berücksichtigung der Messunsicherheitsbeiträge ausreichend ist, um eine Aussage zur Einhaltung des Immissionswertes zu treffen.

Abstract

The grid field inspection according to DIN EN 16841-1:2017-03 for determining odor pollution in the vicinity of a plant is based on random measurements within a measurement period. Within one year, 104 individual inspections are specified. Often the question arises whether this random sample is sufficient.

In the vicinity of an industrial plant, we have been carrying out a field inspection since 2009. In contrast to the procedure according to DIN EN 16841-1:2017-03, the field inspections take place on a daily basis. The time of day is varied according to the standard.

Using this extensive data set as an example, the evaluation is now carried out on the actual inspection scope (hereinafter referred to as reference) and the data is divided into 3 grid inspections and evaluated accordingly. Each of these inspections is referred to as a sample in the following. From the comparison, the reliability of the standard 104 dates can be determined in comparison to a daily field inspection. The results of this observation show that the sample of 104 measurement days in one year is sufficient, taking into account the measurement uncertainty contributions, to make a statement on compliance with the immission value.

1. Beschreibung der Rasterbegehung und des Verfahrens nach DIN EN 16841-1:2017-03

Das in diesem Manuskript verwendete Verfahren basiert auf der deutschen Norm DIN EN 16841 Teil 1: Rastermessung [1]. Diese wird angewendet, um die räumliche Verteilung der Geruchsbelastung darzustellen. Ausgewertet wird über die Geruchsstundenhäufigkeiten zur Beurteilung der Exposition auf den Beurteilungsflächen. Wenn der Geruch 10 % (6 Wahrnehmungen) in dem Messzeitraum von 10 Minuten erreicht oder überschreitet, dann kommt es zu einer „Geruchsstunde“. Die Erhebungsdauer beträgt im Regelfall ein Jahr, bestehend aus 104 Terminen [1] [2].

Die für die Auswertung der Aussagesicherheit verwendete Begehung ist eine langjährige kontinuierliche Begehung an einer Industrieanlage. Die Rasterbegehung läuft bereits seit 2009 mit einem Umfang von 365 Terminen innerhalb eines Jahres. Für den Vergleich der Aussagesicherheit und Messunsicherheit der Referenzbegehung zu den nach DIN EN 16841-1 vorgegebenen 104 Terminen wurden die letzten drei Jahre (2018-2020) der Begehung herangezogen. Die Begehung umfasst 8 Beurteilungsflächen (A-H) mit insgesamt 15 Begehungspunkten.

Im Folgenden wird die tägliche Begehung als Referenz im Vergleich herangezogen. Die drei Stichproben jeden Jahres werden jeweils mit der Referenz als Basis verglichen [4].

Bild 1 zeigt die Lage der Beurteilungsflächen sowie die Lage der einzelnen Messpunkte im Untersuchungsgebiet(anonymisiert).

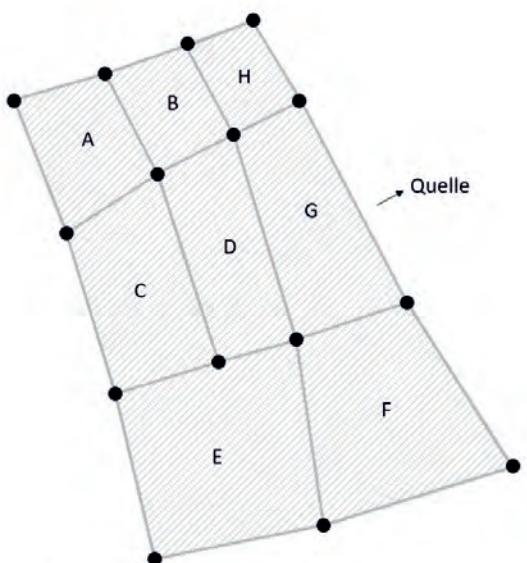


Bild 1: Lage der Beurteilungsflächen und einzelnen Messpunkte im Untersuchungsgebiet [vereinfachte Darstellung durch Anonymisierung].

Die statistische Verteilung der einzelnen Jahre ist in der folgenden Tabelle dargestellt. In Abstimmung mit dem Auftraggeber werden Begehungungen seit 2019 nicht an einem anderen Tag nachgeholt.

Tabelle 1: Statistische Verteilung über die letzten drei Begehungsjahre (2018-2020).

	Anzahl Prüfer	Anzahl durchgeföhrter Begebungstage	Ausgefallene Begehungungen
2018	22	365	-
2019	19	362	3
2020	15	362	3

Für die Betrachtung der Aussagesicherheit wurden die Ergebnisse des täglichen Begehungs-umfangs in drei gleichverteilte Stichproben eingeteilt. Die statistische Gleichverteilung der Wo-chentage und Tageszeiten ist auch bei den drei aufgeteilten Begehungen gegeben.

2. Betrachtung der Ergebnisse hinsichtlich der Aussagesicherheit anhand von drei Stichproben innerhalb eines Jahres im Vergleich zu der Referenzbegehung

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte über einen Zeitraum der letzten drei Jahre (2018-2020). Es wurden die relativen Häufigkeiten auf den für die genehmigungsrechtliche Beurteilung relevanten Flächen betrachtet. Die Häufigkeiten der drei Stichproben pro Jahr wurden jeweils den Häufigkeiten der Referenz gegenübergestellt. Anschließend wurden die Ergebnisse einschließlich der Messunsicherheit der Begehung, welche über die Auswertung der Zählschwellen 3 und 9 (95 %-Vertrauensintervall) erfolgt, betrachtet.

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgt nach den Vorgaben der Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL). Die Geruchsstundenhäufigkeiten auf den Beurteilungsflächen werden mit den dort anzuwendenden Immissionswerten verglichen. Für das in diesem Manuskript betrachtete Projekt bezieht sich der Immissionswert auf 10% der Jahresstunden. Geruchsstundenhäufigkeiten von mehr als 10 % stellen eine Überschreitung des Immissionswertes dar [3].

Die Berechnung der Messunsicherheit erfolgt entsprechend der DIN EN 16841-1 [1] auf Basis der Variation der Zählschwelle. Per Definition ist das Geruchsstundenkriterium erfüllt, wenn der Geruchszeitanteil per Konvention 10 % erreicht oder überschreitet, also von den gesamt 60 Riechproben einer Begehung 6 positive Riechproben (entsprechend 10%) oder mehr mit anlagenbezogenem Geruch vorliegen. Die gleiche Berechnung erfolgt mithilfe von unterschiedlichen Geruchsstundenkriterien zur Ermittlung der oberen sowie unteren Grenze für die Anzahl der Geruchsstunden. Für die Ermittlung der oberen Grenze werden alle Einzelmessungen mit mehr als zwei positiven Riechproben (Zählschwelle 3 entsprechend 5 % der Riechproben) herangezogen, für die Ermittlung der unteren Grenze alle Einzelmessungen mit mehr als acht positive Riechproben (Zählschwelle 9 entsprechend 15 % der Riechproben). Je weiter das Messergebnis vom Geruchsstundenkriterium entfernt ist desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit eines Fehlers bei der Beurteilung der Geruchsstunde. Entsprechend kann aus der Ermittlung dieser oberen und unteren Grenze der Unsicherheitsbereich bestimmt werden. Bei einem größeren Erhebungsumfang kommt es zu einem engeren Unsicherheitsbereich [1].

In Bild 2 ist die Verteilung der Geruchshäufigkeiten inklusive der Messunsicherheit für die Gesamtbelastung für alle Varianten für das Jahr 2018 graphisch dargestellt.

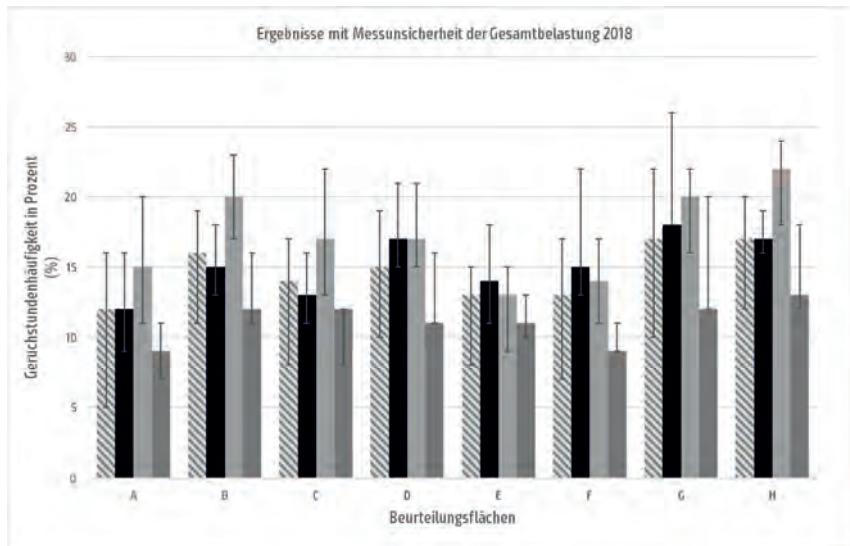


Bild 2: Ergebnisse inklusive Messunsicherheit für die Gesamtbelastung 2018; der grau schraffierte Balken ist die Referenz, der schwarze Balken Stichprobe 1, der hellgraue Balken Stichprobe 2 und der dunkelgraue Balken Stichprobe 3.

Für das Jahr 2018 ist zu erkennen, dass die Ergebnisse der drei Stichproben auf sechs der acht Beurteilungsflächen innerhalb des Ergebnisses der Referenz einschließlich des Unsicherheitsbereiches liegen. Lediglich auf den Beurteilungsflächen B und H liegen die Ergebnisse der Stichprobe 2 oberhalb des Unsicherheitsbereiches der Referenz. In Bezug auf die Einhaltung des Immissionswertes ergibt sich unter Beachtung des Unsicherheitsbereiches der Referenz für keine der Beurteilungsflächen eine veränderte Aussage. Bei Vernachlässigung des Unsicherheitsbereiches der Referenz und der Stichproben würde sich die Aussage in Bezug auf die Einhaltung des Immissionswertes auf den Beurteilungsflächen A und F für die Stichprobe 2 von Nicht-Einhaltung zu Einhaltung verändern.

Auffällig ist, dass Stichprobe 2 auf allen Beurteilungsflächen gleich oder größer als die Referenz ist, während Stichprobe 3 auf allen Beurteilungsflächen niedrigere Geruchsstundenhäufigkeiten als die Referenz zeigt.

Für die Begehungen im Jahr 2019 ergibt sich ein ähnliches Bild.

In Bild 3 ist die Verteilung der Geruchshäufigkeiten inklusive der Messunsicherheit für die Gesamtbelastung für alle Varianten für das Jahr 2019 graphisch dargestellt.

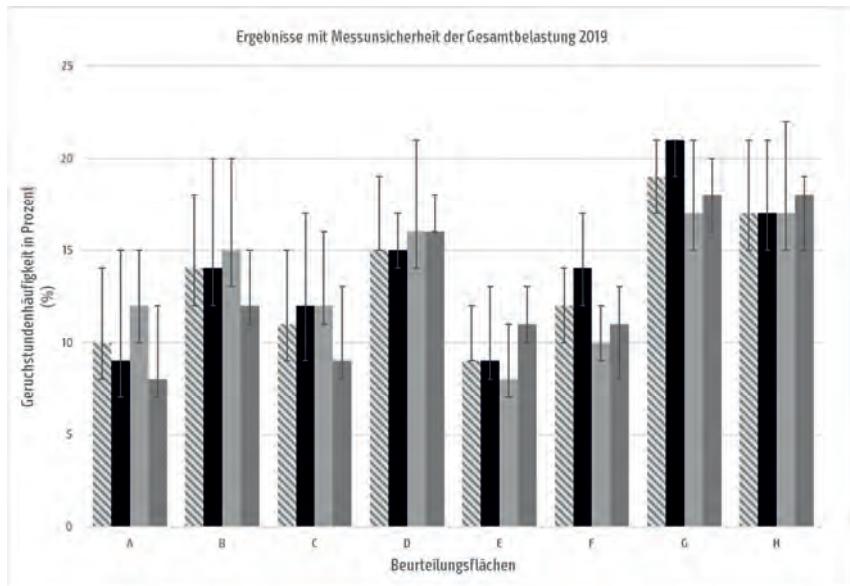


Bild 3: Ergebnisse inklusive Messunsicherheit für die Gesamtbelastung 2019; der grau schraffierte Balken ist die Referenz; der schwarze Balken Stichprobe 1, der hellgraue Balken Stichprobe 2 und der dunkelgraue Balken Stichprobe 3.

Für das Jahr 2019 ist zu erkennen, dass die Ergebnisse der drei Stichproben auf sieben der acht Beurteilungsflächen innerhalb des Ergebnisses der Referenz einschließlich des Unsicherheitsbereiches liegen. Lediglich auf Beurteilungsfläche E liegen die Ergebnisse der Stichprobe 2 unterhalb des Unsicherheitsbereiches der Referenz. In Bezug auf die Einhaltung des Immissionswertes ergibt sich unter Beachtung des Unsicherheitsbereiches der Referenz für keine der Beurteilungsflächen eine veränderte Aussage. Bei Vernachlässigung des Unsicherheitsbereiches der Referenz und der Stichproben würde sich die Aussage in Bezug auf die Einhaltung des Immissionswertes auf Beurteilungsfläche A für die Stichprobe 2 und auf Beurteilungsfläche E für die Stichprobe 3 von Einhaltung zu Nicht-Einhaltung verändern.

Auf Beurteilungsfläche C würde sich für die Stichprobe 3 und auf Beurteilungsfläche F für Stichprobe 2 die Aussage von Nicht-Einhaltung zu Einhaltung ändern.

Bild 4 zeigt die Verteilung der Geruchshäufigkeiten inklusive der Messunsicherheit für die Gesamtbelastung für alle Varianten für das Jahr 2020 graphisch dargestellt.

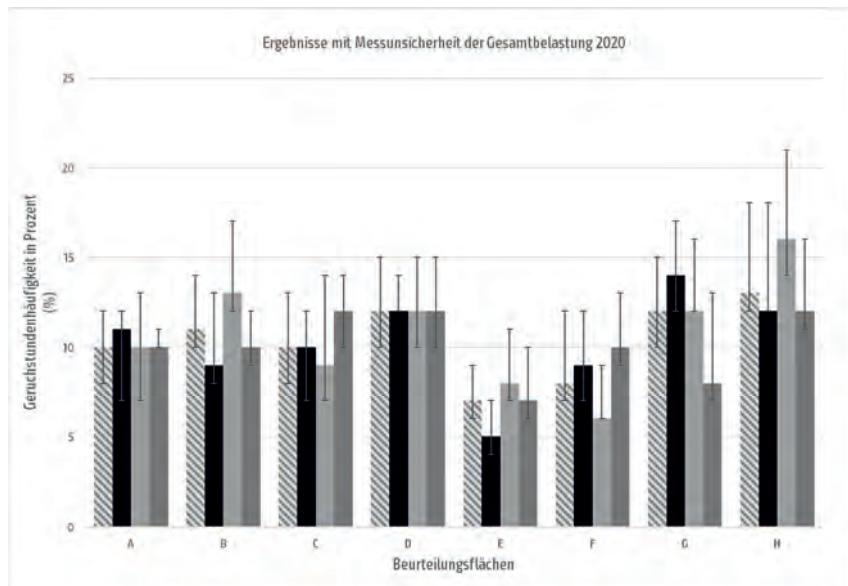


Bild 4: Ergebnisse inklusive Messunsicherheit für die Gesamtbelastung 2020; der grau schraffierte Balken ist die Referenz; der schwarze Balken Stichprobe 1, der hellgraue Balken Stichprobe 2 und der dunkelgraue Balken Stichprobe 3.

Für das Jahr 2020 ist zu erkennen, dass die Ergebnisse der drei Stichproben auf der Hälfte der acht Beurteilungsflächen innerhalb des Ergebnisses der Referenz einschließlich des Unsicherheitsbereiches liegen. Auf den Beurteilungsflächen B, E, F und G liegen die Ergebnisse einzelner Stichproben unterhalb des Unsicherheitsbereiches der Referenz.

In Bezug auf die Einhaltung des Immissionswertes ergibt sich unter Beachtung des Unsicherheitsbereiches der Referenz nur für zwei der Beurteilungsflächen, nämlich für B und G, eine veränderte Aussage von Nicht-Einhaltung zu Einhaltung. Berücksichtigt man für diese Be-

trachtung den Unsicherheitsbereich der jeweils abweichenden Stichprobe, wäre die ursprüngliche Aussage Nicht-Einhaltung wie bei der Referenz zu treffen. Bei Vernachlässigung des Unsicherheitsbereiches der Referenz und der Stichproben würde sich die Aussage in Bezug auf die Einhaltung des Immissionswertes auf Beurteilungsfläche A für die Stichprobe 1 und auf Beurteilungsfläche C für Stichprobe 3 von Einhaltung zu Nicht-Einhaltung verändern. Auf Beurteilungsfläche B würde sich für die Stichprobe 1 und auf Beurteilungsfläche G für Stichprobe 3 die Aussage von Nicht-Einhaltung zu Einhaltung ändern.

3. Diskussion

Der Ergebnisverlauf im betrachteten drei Jahreszeitraum zeigt bei der Betrachtung der Stichproben eine geringe Abweichung der Mittelwerte im Vergleich zur Referenz. Die obere und untere Grenze der Stichproben variiert dagegen erwartungsgemäß stärker.

Im Hinblick auf die Aussagesicherheit kann festgestellt werden, dass sich auf den Beurteilungsflächen, auf denen die Stichproben von der Referenz abweichen, die Aussage bezüglich des Immissionswertes unter Beachtung des Unsicherheitsbereiches nicht ändert. Die Ergebnisse der Stichproben, welche bei Betrachtung des Ergebnisses bei Zählschwelle 6 (10% der Riechproben sind positiv) zu einer Veränderung in der Aussage führen, fallen unter Betrachtung des Unsicherheitsbereiches (5 % bzw. 15 % der Riechproben sind positiv) wieder innerhalb die Schwankung des Unsicherheitsbereiches der Referenz.

Bei Betrachtung der Fragestellung, ob der Immissionswert eingehalten oder überschritten ist, ergibt sich unter Berücksichtigung der Unsicherheitsbereiche ebenfalls keine Veränderung. So ist beispielsweise im Jahr 2018 der Immissionswert der Referenz auf allen Beurteilungsflächen überschritten, wird aber für einzelne Beurteilungsflächen (A und F) in den Stichproben eingehalten. Unter Berücksichtigung des Unsicherheitsbereiches auf diesen Flächen ergibt sich wiederum ein überschrittener Immissionswert.

Ein marginaler Unterschied ergibt sich lediglich im Jahr 2020 für Beurteilungsfläche E, bei der sich die Aussage aller Ergebnisse, Referenz und Stichproben, mit „Einhaltung des Immissionswertes“ deckt und nur bei Anwendung des Unsicherheitsbereiches der Stichprobe 2 eine Nichteinhaltung des Immissionswertes möglich wäre. Die Einzelbegehungen sind in diesen Fällen genau zu überprüfen.

Unter der Betrachtung der Messunsicherheiten kann demnach in allen drei Jahren die Schwankung im Hinblick auf die Aussagesicherheit als unerheblich betrachtet werden.

4. Fazit

Das Verfahren der Rastermessung zur Ermittlung der Geruchsbelastung im Umfeld einer Anlage basiert auf der stichprobenartigen Messung innerhalb eines Messzeitraums. Der Umfang dieser Stichprobe beträgt nach der DIN EN 16841-1:2017-03 104 Einzelmessungen innerhalb eines Jahres.

Oft stellt sich die Frage, ob diese Stichprobe ausreichend ist, um eine ausreichende Aussage über die Geruchsbelastung auf den Beurteilungsflächen treffen zu können.

Es erfolgte eine Auswertung der Ergebnisse der letzten drei Jahre einer ganzjährigen Rasterbegehung, welche hier als Referenz bezeichnet wird, sowie die Ergebnisse aus der Teilung der ganzjährigen Begehung in drei gleichverteilte Stichproben. Es wird anschließend geprüft, inwieweit die Stichproben innerhalb der Messunsicherheit der Referenz liegen und ob sich Änderungen bezüglich der Aussage ergeben.

Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass die Ergebnisse der drei Stichproben bis auf einzelne Beurteilungsflächen innerhalb des Unsicherheitsbereiches der Ergebnisse der Referenz liegen. Gleichzeitig ergibt sich, dass sich unter Berücksichtigung der Unsicherheitsbeiträge der Referenz und der Stichproben für keine der Beurteilungsflächen, auch nicht für die betrachteten Ausnahmen, eine Änderung der Aussage der Einhaltung bzw. Nicht-Einhaltung des Immissionswertes nach GIRL ergibt. Entsprechend ist festzuhalten, dass die Stichprobe von 104 Messtagen in einem Jahr unter Berücksichtigung der Messunsicherheitsbeiträge ausreichend ist, um eine Aussage zur Einhaltung des Immissionswertes zu treffen.

- [1] DIN EN 16841 Blatt 1 (2017) -03: Außenluft – Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehung; Teil 1: Rastermessung, Europäisches Komitee für Normung, März 2017
- [2] VDI 3940 Blatt 1 (2006) -02: Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen; Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen-Rastermessung; Berichtigung zur Richtlinie VDI 3940 Blatt 1:2006-02 Verein Deutscher Ingenieure, Oktober 2006.
- [3] GIRL (2008): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008 (zweite ergänzte und aktualisierte Fassung). Bund/Länder-AG für Immissionsschutz (LAI), abrufbar u.a. auf der Internet-Seite des LANUV NRW - www.lanuv.nrw.de
- [4] Daten aus den Messberichten eines Industrikunden (anonymisiert)

Feldversuche zur rückführbaren Validierung instrumenteller Geruchsmonitoringsysteme

Wolfhard Reimringer, M.Sc., 3S GmbH, Saarbrücken;

Julian Joppich, M.Sc., Universität des Saarlandes, Saarbrücken;

Dipl.-Ing. (FH) Bettina Mannebeck, Olfasense GmbH, Kiel

Kurzfassung

Technische Systeme zur Geruchsüberwachung werden angeboten, um humansensorische Methoden zu ergänzen oder zu ersetzen; wesentliche Argumente dabei sind kontinuierliche Erfassung, Echtzeitfähigkeit und Kosteneinsparung. Während jedoch die menschliche Nase als Referenz mithilfe der standardisierten Verfahren eine objektivierte Geruchsbewertung erlaubt, ist dies durch technische Systeme nicht ohne Weiteres gegeben. Die Beurteilung solcher Systeme wird aktuell in verschiedenen Arbeitsgruppen diskutiert (CEN/TC 264/WG 41 mit VDI/DIN NA 134-03-10-05 UA sowie IEEE P2520.2.1™). Ziel ist eine Methodik zur Validierbarkeit von IOMS (*instrumental odour monitoring system*), die eine unabhängige Eignungsprüfung ermöglicht. In diesem Beitrag werden zwei Feldversuche vorgestellt, in denen die praktische Umsetzbarkeit erprobt wurde. Die technisch-organisatorische Seite wurde erfolgreich realisiert, allerdings ergeben sich im Hinblick auf Systematik und Aufwand einige Eingaben für die Weiterarbeit an der vorgeschlagenen Methodik.

Abstract

Technical odour detection systems are marketed to complement or replace human sensory methods; main features being continuous registration, real-time capability, and cost reduction. While the human nose is the actual odour reference and can be objectified via established standards, this is challenging for technical systems. The evaluation and validation of such systems is currently discussed in standardisation working groups (CEN/TC 264/WG 41 and VDI/DIN NA 134-03-10-05 UA as well as IEEE P2520.2.1™). Those aim at a method to validate IOMS (*instrumental odour monitoring systems*) for the purpose of a qualifying examination. In this article, two field experiments are presented in which the practical feasibility of the current state of discussion has been tested. Technical and organisational aspects could be successfully realized; in regard of systematics and expenditure critical points have been identified and will be provided as feedback for further standardisation work.

1. Einleitung

Technische Geruchsbeurteilung ist häufig mit dem Begriff „elektronische Nase“ verbunden, der einen hohen Bekanntheitsgrad aufweist, allerdings im Hinblick auf bekannte Einschränkungen von Sensorik und Analytik zu viel verspricht [1]. Um die Ernsthaftigkeit aktueller Bemühungen zu unterstreichen, hat die Normarbeitsgruppe CEN/TC 264/WG 41 den Begriff des „instrumentellen Geruchsmonitoringsystems“ (IOMS, *instrumental odour monitoring system*) geprägt. In dieser Arbeitsgruppe wurden Validierungsstrategien entworfen, die nachprüfbare Herstellerangaben ermöglichen sollen, der Begriff des „Instruments“ bezeichnet dabei ein Messgerät mit bekannter Genauigkeit. Validierungsmethoden werden unterschieden für An- bzw. Abwesenheit, Identifikation und Konzentrationsbestimmung von Zielgerüchen.

Ein wichtiger Aspekt dieser Validierungsmethoden ist die repräsentative Eigenschaft des Kalibrierdatensatzes. Alle applikationsspezifischen Aspekte sollen abgedeckt sein, einschließlich Quellvariationen (Geruchskonzentration und -zusammensetzung), Umweltparametern und Hintergrundvariation. In der Vergangenheit wurden bereits Versuche zu Training und Validierung durchgeführt [2], [3], die allerdings von der natürlichen Variation dieser Parameter über einen gewissen Zeitraum abhängig waren. Dieser Ansatz benötigt eine lange Vorbereitungszeit, wenn jahreszeitliche Schwankungen und seltene Geruchsereignisse zu berücksichtigen sind. Zudem ist die Sammlung von Geruchsreferenzdaten eine Herausforderung: Rasterbegehungsdaten nach DIN EN 16841-1 enthalten lediglich An- bzw. Abwesenheit von Zielgerüchen und müssen sorgfältig mit der IOMS-Messung synchronisiert werden. Somit erscheint eine konzentrierte Aufgabe vorbereiteter Geruchsproben am Gerät eine gute Alternative, um einerseits den Mangel an quantitativen Konzentrationsdaten zu überwinden, andererseits die Validierungsphase für ein IOMS in einen überschaubaren Zeitraum zu fassen.

Im Folgenden wird anhand von Versuchsstrecken gezeigt, wie Einrichtung und Validierungsphase einer IOMS-Installation praktisch umgesetzt werden können. Dabei wurden technische Machbarkeit und Wirtschaftlichkeit untersucht, um Ansatzpunkte für die weitere Entwicklung des IOMS und der Standardisierungsprozesse zu identifizieren.

2. Methodik

Als Feldteststandorte konnten zwei weitläufig benachbarte Unternehmen gewonnen werden, was insbesondere den Einsatz einer Vor-Ort-Olfaktometrie mit angeschlossener Probenvorbereitung erleichterte. Ein Anwendungsfall war die Überwachung einer Abwasserbehandlungsanlage, die bereits in [3] und [4] betrachtet wurde; hier wurden auftretende Geruchsereignisse aus zwei verschiedenen Quellen mit vier auf dem Gebiet der Anlage verteilten Sensorsystemen aufgezeichnet. Der zweite Anwendungsfall betrachtete die Immission aus einem

geruchsbehafteten Industrieprozess, dessen Emission aus einem Abgaskamin Beschwerden im benachbarten Wohngebiet hervorruft; hier wurden acht Systeme in der Ortsbebauung positioniert, jeweils in der Nähe eines Rasterbegehungspunktes.

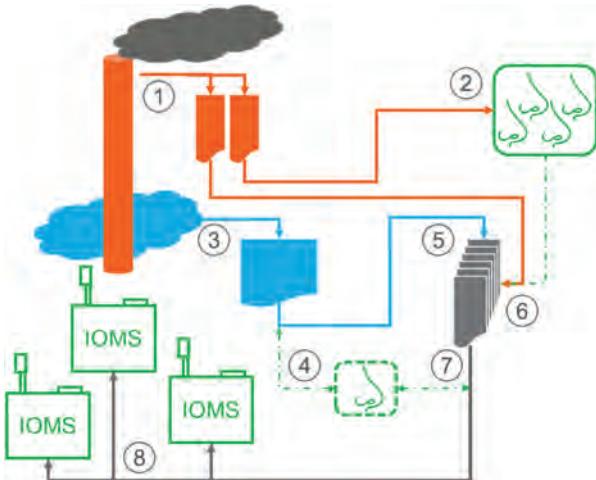


Bild 1: Probenvorbereitung für die Kalibrierung. 1: Probenahme an der Quelle, 2: Olfaktometrische Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration, 3: Probenahme Hintergrund, 4: Direktbeurteilung auf Abwesenheit des Zielgeruchs, 5: Aufteilung auf n Probenbeutel, 6: Injektion der Quellprobe in $n-1$ Probenbeutel anhand der ermittelten Geruchsstoffkonzentration, 7: Direktbeurteilung der Sekundärproben, 8: Aufgabe der Sekundärproben auf die IOMS.

Die Vorbereitung der Geruchsproben zur Aufgabe am IOMS erfolgt ähnlich der dynamischen Olfaktometrie nach DIN EN 13725, Bild 1 zeigt ein Ablaufschema: Zunächst wird eine Quellprobe genommen und hinsichtlich der Geruchsstoffkonzentration untersucht. Die Probenahme bringt die üblichen Gefährdungen mit sich, bei den vorliegenden Feldtestorten sind dies Absturz (20-m-Abgaskamin an der Industrieanlage) und Ertrinken (offene Wasserbecken in der Abwasserbehandlungsanlage), denen jeweils durch geeignete Maßnahmen begegnet werden muss (Hubsteiger mit geschultem Personal des Betreibers bzw. doppelt besetztes Probenahmeteam mit Sicherungsmitteln). Zu jeder Quellprobe wird in der Nähe des IOMS eine Hintergrundprobe genommen. Diese wird durch Direktbeurteilung auf Abwesenheit des Zielgeruchs

untersucht, da eine Olfaktometrie für die Beurteilung von Umgebungsproben nahe der Geruchsschwelle nicht anwendbar ist. Auf diese Weise enthält die Hintergrundprobe eine ortstypische Komposition aller Begleitgerüche und Hintergrundgase außer den Zielgeruch.

Zur Probenvorbereitung wird die Hintergrundprobe in eine Menge von n Sekundär-Probebeuteln aufgeteilt, $n-1$ davon wird eine berechnete Menge der Quellprobe injiziert. Per Direktbeurteilung wird sichergestellt, dass der Zielgeruch in der verdünnten Probe enthalten ist. Der verbleibende Sekundärprobebeutel enthält nur die Hintergrundprobe als Nullreferenz für Quantifizierung bzw. An-/Abwesenheitstest.



Bild 2: Feldtestgeräte. Links: Installation im Immissionsbereich.

Rechts: Probebeutel angeschlossen am Eingang „B“ des Sensorsystems

In den Feldversuchen wurde als IOMS eine Prototypenserie des 3S EnvironmentalChecker-Outdoor (ECO) eingesetzt. Das Gerät ist modular aufgebaut, um verschiedene Sensorprinzipien (Metalloxidsensoren, PID, EC-Zellen, NDIR-Zellen, Partikelzähler, Meteorologie) passend zur jeweiligen Anwendung einsetzen zu können. Für das Geruchsmonitoring ist ein Messmodul mit verschiedenen Metalloxidsensoren und einem PID vorgesehen. In der Grundkonfiguration kann der ECO Proben von drei verschiedenen Anschlüssen („A“, „B“, „Ref“) mit einer Pumpe ansaugen. Bei den Feldversuchen war Eingang „A“ mit dem Filteransaugkopf (Gewebefilter gegen Wassertropfen, Staub und Insekten) zur Überwachung der Umgebungsluft verbunden, Eingang „B“ war mit einem Schnellverbinder zum Anschluss der Kalibrier-Probebeutel ausgestattet (Bild 2), zum Auslösen des Kalibriervorgangs wurde eine Bedieneinheit ergänzt. Der Eingang „Ref“ war mit einem Aktivkohlefilter beschaltet und wurde lediglich manuell im Rahmen der Fernwartung genutzt.

Die Algorithmusentwicklung zur Geruchsbewertung setzte überwachte Lernverfahren ein, die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration erfolgte mittels Partial Least Square Regression (PLSR). Als Eingangsdaten des Modells wurden die Sensorantworten aus den aufgezeichneten Rohdatensätzen verwendet. Zur Dimensionsreduktion wurde eine Merkmalsextraktion vorgeschaltet, die lokale Mittelwerte und Steigungen am dynamischen Verlauf der temperaturzyklisch betriebenen Gassensoren bestimmt.

Tabelle 1: Ablauf eines Messtages der Kalibrierkampagne

Uhrzeit	Probe 1	Probe 2	Probe 3
08:00	Probenahme Quelle		
08:30	Probenahme Olfaktometrie		
09:00	Hintergrund Quellenprobe		
09:30	Verdünnung und Direkt-beurteilung Sekundärproben		
10:00			
10:30	Probenaufgabe inkl. Transport- und Wartezeiten, parallele Bearbeitung in zwei Gruppen	Probenahme Quelle	
11:00		Probenahme Olfaktometrie	
11:30		Hintergrund Quellenprobe	
12:00		Verdünnung und Direkt-beurteilung Sekundärproben	
12:30			
13:00		Probenaufgabe inkl. Transport- und Wartezeiten, parallele Bearbeitung in zwei Gruppen	
13:30			Probenahme Quelle
14:00			Probenahme Olfaktometrie
14:30			Hintergrund Quellenprobe
15:00			Verdünnung und Direkt-beurteilung Sekundärproben
15:30			
16:00		Probenaufgabe inkl.	
16:30		Transport- und Wartezeiten, parallele Bearbeitung in zwei Gruppen	
17:00			
17:30			
18:00			

Drei Kalibrierkampagnen wurden durchgeführt, jeweils an beiden Feldteststandorten. Alle Probensätze wurden allen Geräten der jeweiligen Installation aufgegeben (8 Geräte im Immissionsszenario, 4 auf der Abwasserbehandlungsanlage). Der gesamte Vorgang von Probenahme, Vermessung, Vorbereitung und Aufgabe dauerte etwa 5 Stunden pro Probensatz, und

erforderte zwei Teams in versetzten Schichten sowie ein mobiles Olfaktometrielabor. Tabelle 1 zeigt den Ablauf eines typischen Messtages. Mit je 8 Quellproben pro Anwendung dauerte eine Kalibrierkampagne eine ganze Arbeitswoche. Als Zielgeruchskonzentrationen wurden Sekundärproben mit jeweils 0, 5, 10, 25, 50, 100 und 200 GE/m³ erzeugt, wobei in der zweiten und dritten Kampagne auf 10 und 200 GE/m³ verzichtet wurde.

Um aus den Ergebnissen eine Herstellerangabe abzuleiten, schlägt die CEN/TC 264/WG 41 die Anwendung der Tschebyscheff-Ungleichung vor, da ein sehr kleiner Datensatz (minimal 8 Probenpaare) mit unklarer statistischer Verteilung betrachtet wird. Die Form der Angabe wird bestimmt durch die Parameter x und α , dabei liegt der Ausgabewert $IOMS_{out}$ im Konfidenzintervall $(1/x \cdot REF) \leq IOMS_{out} \leq (x \cdot REF)$.

REF ist dabei der wahre Messwert aus einer Referenzmessung. Das Konfidenzniveau α wird vorgegeben und beschreibt die zugelassene Wahrscheinlichkeit, mit der ein korrektes Ergebnis rein zufällig zustande kommt.

Um die Messunsicherheit der dynamischen Olfaktometrie selbst zu erreichen, müsste ein Messsystem $x = 4$ bei $\alpha = 5\%$ aufweisen [5], d. h. das Ergebnis liegt in 95 % der Fälle nicht zufällig zwischen 25 und 400 % des wahren Wertes.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bild 3 zeigt Trainingsergebnisse eines IOMS nach der ersten Kalibrierkampagne. Die Probebeutel wurden am Kalibriereingang drei Minuten mit einem geregelten Fluss von 500 mL/min gesampelt. Dies ergab jeweils vier voll nutzbare Messzyklen der Metalloxidsensoren. Ein großer Teil der Daten wurde für das Algorithmentraining benutzt, was im Versuch zum Industrieabgas erfolgreicher war als in der Abwasseranwendung.

Eingehende Datenanalyse offenbarte ein signifikantes Problem mit dem Hintergrundanteil der Sekundärproben, der sich in Form eines starken Offsets zeigte (blau vs. cyan in Bild 4). Erste Vermutungen, dass es sich um einen Umschalteffekt zwischen den Anschlüssen, verbunden mit einer Akkumulation in einem der Gaspfade handeln könnte, konnten durch Aufgabe derselben Sekundärprobe auf Kalibrieranschluss und Ansaugeingang widerlegt werden.

Die Kalibrierergebnisse zeigten beträchtliche Abweichungen zwischen dem „wahren“ Wert und der Geruchsvorhersage des IOMS. In der von CEN/TC 264/WG 41 vorgeschlagenen Form entspräche dies einem Konfidenzfaktor $x = 15,5$ bei einem Konfidenzniveau von $\alpha = 30\%$. Dieses Ergebnis entspricht nicht unbedingt der Vorstellung von einem vermarktbaren Leistungsversprechen, sondern resultiert aus Schwierigkeiten bei Training und Kalibrierung und wird deutlich verschlechtert durch die pessimistische Abschätzung des Tschebyscheff-Ansatzes.

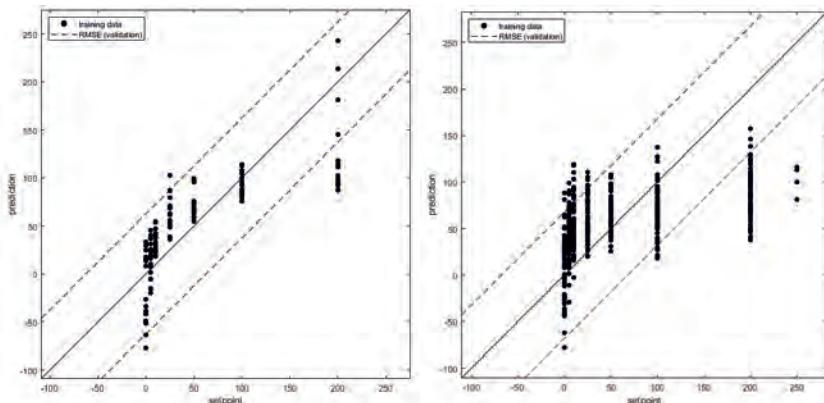


Bild 3: Verwendung der verdünnten Sekundärproben für das Algorithmentraining.
Links: Regressionsmodell für industrielle Emission. Rechts: Abwasseranwendung.

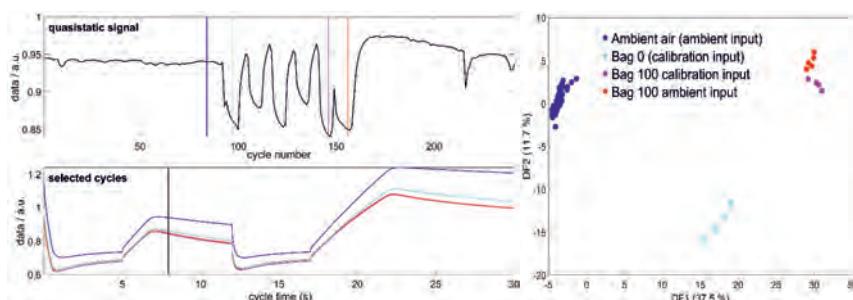


Bild 4: Vergleich der Sensorantwort auf Hintergrund und Sekundärproben.
Links: Sekundärproben am Kalibriereingang ($0, 50, 5, 25, 100 \text{ GE/m}^3$) und Umgebungslufteingang (100 GE/m^3).
Rechts: Diskriminierung (PCA) von Umgebung, Nullprobe und 100-GE/m^3 -Probe an beiden IOMS-Eingängen. Die Farben in der Legende des PCA-Plots treffen auch auf Beispielzyklen links zu, diese wiederum sind im quasistatischen Signal mit vertikalen Linien markiert.

4. Fazit und Ausblick

Die vorangehende Beschreibung der Vorgehensweise macht deutlich, dass für die Kalibrierung ein bedeutender Aufwand vor Ort entsteht. Die Kosten für die drei im Projekt durchgeführten Kampagnen sind vergleichbar mit einer ganzjährigen Rasterbegehung nach DIN EN 16841-1. Das ist eine große wirtschaftliche Hürde für Projekte, die nicht zwangsläufig ein Echtzeit-Geruchsmonitoring benötigen. Zusätzlich kann ein IOMS nicht sofort für den aktiven Überwachungsbetrieb eingesetzt werden, da ein beträchtlicher Vorlauf für Training und Validierung benötigt wird; dies verhindert schnelle Reaktion auf akute Problemsituationen. Das bedeutet, dass Kalibrierstrategien entwickelt werden müssen, die eine geeignete „Werkskalibrierung“ beinhalten, um sofort nach Installation relevante Informationen bereitzustellen zu können, aber gleichermaßen nachträgliche Verbesserungen des Auswertealgorithmus und eine Validierung nach dem in Entstehung befindlichen Standard erlauben.

Trotz großer Sorgfalt bei der Probenvorbereitung konnte der Offset zwischen Umgebung und Nullprobe noch nicht geklärt werden. Einerseits muss die geruchsfreie Hintergrundluft repräsentativ für den Installationsort des IOMS sein, andererseits verkompliziert das die Probenherstellung und erhöht die Kosten: Wenn der Installationsort immer mehr oder weniger belastet ist, kann ein repräsentativer Hintergrund nicht am Installationsort genommen werden. Zusätzlich stellt sich die Frage, ob bei verteilten Netzwerken von IOMS jeder Installationspunkt eine eigene Hintergrundprobe benötigt. In Kombination stellen diese Punkte die Kernidee der Aufgabe vorbereiteter Proben infrage, die die Unsicherheit durch unplanbares Auftreten sporadischer Geruchsergebnisse durch geordnetes Erzeugen eines repräsentativen Probensatzes eliminieren soll. Bei urbanen Immissionsszenarien ergibt sich aus der starken Variation von Hintergrundzusammensetzungen eine notwendige Testabdeckung deutlich jenseits der acht geforderten Probenpaare. Weiterführende Arbeiten müssen zeigen, wie die Forderung nach einer Geruchskonzentrationskalibrierung für starke Hintergrundschwankungen erfüllt werden kann.

Ein weiteres, erwartbares Ergebnis ist, dass die Unterscheidung von Zielgerüchen und Hintergrund weiter verbessert werden muss. Da die Zielgeruchsdefinition anwendungsabhängig ist, kann das nicht unter allen Umständen gelingen. Für einige Komponenten kann eine selektive und sensitive Reaktion (ähnlich einem Biorezeptor) entwickelt werden. Allgemein ist jedoch festzustellen, dass sich durch starke lokale Störungen ein schwieriges Signal-Rausch-Verhältnis ergibt. Die Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden muss deshalb auch die dynamische Situation und Werte aus benachbarten Messknoten berücksichtigen. In Ergänzung dazu ist der konkrete Aufstellort der IOMS zu betrachten.

Während im vorliegenden Projekt nur immissionsseitig gemessen wurde, sollen kommende Projekte auch emissionsseitige Messungen einschließen, um Zusammenhänge zu erkunden und den Abgleich mit Ausbreitungsrechnungen zu ermöglichen.

5. Förderhinweis

Die hier vorgestellten Arbeiten wurden zum großen Teil im Rahmen des Projektes „Sensor-Netzwerke zur objektiven Perzeption von Geruchsquellen“ (SEPEG) durchgeführt und aus Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 01IS17087 gefördert.

6. Literaturangaben

- [1] Boeker, P. (2014): On 'Electronic Nose' methodology. Sensors and Actuators B 204, S. 2–17, ISSN 0925-4005; doi: 10.1016/j.snb.2014.07.087
- [2] Reimringer, W., Conrad, T., Schütze, A. (2017): Citizens Network as Reference for Odor Impact Sensors - a Case Study. Proc. ISOEN 2017 - The International Symposium on Olfaction and Electronic Nose, Montreal, Canada, May 28–31 2017, Proceedings p. 179-181.
- [3] Schmid, S., Mannebeck, B., Hauschildt, H. (2017): Odour complaints in urban environment. 7th IWA on Odours and Air Emissions, September 25.–27., 2017
- [4] Reimringer, W., Conrad, T., Schütze, A. (2017): Erprobung technischer Ansätze zum kontinuierlichen Geruchsmonitoring im Feldtest. 7. VDI-Fachtagung Gerüche in der Umwelt 2017, VDI-Berichte 2315, Nürnberg, Germany, 15.-16.11.2017, S. 147-160, ISSN 0083-6560, ISBN 978-3-18-092315-4
- [5] Boeker, P., Haas T. (2007): Die Messunsicherheit der Olfaktometrie. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 67, 331-340.

Einführung der effektiven Rauigkeitslänge aus Windmessungen bei der Prognose von Geruchsimmissionen

Dr. R. Petrich, A. Delan, T. Köhler,
IFU GmbH, Frankenberg/Sa.

Kurzfassung

Die Durchführung von Ausbreitungsrechnungen, insbesondere auch für die Prognose von Geruchsimmissionen, ist derzeit durch ein abgestimmtes Gefüge aus den Anhängen 2 und 7 der künftigen TA Luft, der bisher angewandten Geruchsimmissions-Richtlinie und einer breiten Palette von VDI-Richtlinien geregelt. Damit soll erreicht werden, dass solche Ausbreitungsrechnungen sachlich richtig, reproduzierbar und nachvollziehbar werden, um als verlässliche Erkenntnisquelle beispielsweise in Genehmigungsverfahren zu dienen.

Das Gefüge der Regelwerke hat sich größtenteils über Jahrzehnte hinweg entwickelt, wobei einerseits eine gewisse Stabilität gewährleistet werden muss, andererseits aber auch die Möglichkeit bestehen muss, Weiterentwicklungen gemäß dem aktuellen Stand des Wissens zu ermöglichen.

Eine solche Weiterentwicklung ist das Verfahren zur Bestimmung von effektiven Rauigkeiten um eine Windmessstation aus Windmessungen. Während die Bestimmung der Bodenrauigkeit am Standort einer Windmessstation bislang über die Landnutzung geschehen ist, wurde 2019 vom Deutschen Wetterdienst ein Merkblatt veröffentlicht, das Verfahren zur Bestimmung der effektiven Rauigkeit aus Windmessungen aufzeigt. Daraufhin beschäftigte sich das Fachgespräch Ausbreitungsrechnungen mit dieser Vorgehensweise. Inzwischen gehen bereits einige Landesbehörden so weit, dass sie der aus Windmessungen bestimmten effektiven Rauigkeit den Vorzug gegenüber der auf herkömmliche Weise aus der Landnutzung bestimmten Rauigkeit geben, ja dieses Verfahren sogar fordern.

Hier soll einerseits das Verfahren zur Bestimmung von effektiven Rauigkeiten aus Windmessungen genauer betrachtet werden. Andererseits soll ein Blick darauf geworfen werden, wie und an welchen Stellen die Einführung dieser Rauigkeitsbestimmung für Ausbreitungsrechnungen das bestehende Gefüge an Regeln und Verfahren beeinflusst. Insbesondere wird Bezug darauf genommen, wie sensitiv prognostizierte Geruchsimmissionen bei Ausbreitungsrechnungen auf das neue Verfahren reagieren. Auch wird dargelegt, ob es dabei zu systematischen Änderungen kommt, also ob mit den neuen Rauigkeitslängen hauptsächliche größere

oder kleinere Kenngrößen ermittelt werden, oder ob der Einfluss auf die ermittelten Kenngrößen eher zufällig verteilt ist.

1. Theoretischer Hintergrund

Mehrere Verfahren zur Bestimmung der effektiven aerodynamischen Rauigkeitslänge wurden im DWD-Merkblatt „Effektive Rauigkeitslänge aus Windmessungen“ [1] veröffentlicht. Nachfolgend wird hier beispielhaft das Verfahren nach Beljaars erklärt.

Ausgangspunkt der Betrachtungen ist, dass die Rauigkeitsinformation über luvseitig des Windmessgerätes überströmte heterogene Oberflächen aus den gemessenen Winddaten extrahiert werden kann. Insbesondere Turbulenz und Böigkeit der Luftströmung tragen diese Informationen in sich.

Der Deutsche Wetterdienst stellt die zur Auswertung benötigten Messwerte über ausreichend große Zeiträume als 10-Minuten-Mittelwerte zur Verfügung. Unter anderem sind dies die mittlere Windgeschwindigkeit \bar{u} , die maximale Windgeschwindigkeit u_{max} , die mittlere Windrichtung und die Standardabweichung der Longitudinalkomponente σ_u .

Zur Bestimmung der effektiven aerodynamischen Rauigkeit aus diesen Messwerten muss die Art des Messgerätes Berücksichtigung finden, da eine Trägheit der Apparatur Einfluss auf die Dynamik der Windmessdaten ausübt. In diesem Zusammenhang müssen Dämpfungsfaktoren bestimmt werden, die sich für digitale, nicht trägeheitslose Messverfahren nach den Verfahren von Beljaars (Dämpfungsfaktor A_B) [2], [3] und für analoge nach Wieringa (Dämpfungsfaktor A_W) [4], [5] ermitteln lassen.

Grundlage der weiteren Betrachtungen ist das logarithmische vertikale Windprofil in der Prandtl-Schicht für neutrale Schichtung. Die mittlere Geschwindigkeit nimmt dann wie folgt mit der Höhe h zu:

$$\bar{u}(h) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left(\frac{h + d}{z_0} \right) \quad (1)$$

Hierbei stellen h die Messhöhe, z_0 die Rauigkeitslänge, u_* die Schubspannungsgeschwindigkeit, die sich aus $\sigma_u = C u_*$ berechnen lässt, $\kappa \approx 0,4$ die Von-Karman-Konstante und $d = B z_0$ die Verdrängungshöhe dar. In der Praxis werden dabei Werte $C = 2,5$ (neutrale Schichtung) und $B = 6$ verwendet, die in der VDI-Richtlinie 3783 Blatt 8 [6] begründet werden. Zur Wahrung der Voraussetzungen dieser Theorie in der Prandtl-Schicht ergeben sich folgende Forderungen für die mittlere Windgeschwindigkeit \bar{u} und die Turbulenzintensität I :

$$\bar{u}_i \geq \bar{u}_{min} = 5 \text{ ms}^{-1} \quad (2)$$

und

$$I = \frac{\sigma_u}{\bar{u}} = \frac{1}{A_B} \frac{\sigma_{u,m}}{\bar{u}_m} < 0,5 \quad (3)$$

Die Forderung nach neutraler Schichtung resultiert in einer minimalen, mittleren Windgeschwindigkeit \bar{u}_{min} , die nicht unterschritten werden sollte (2), und die Einhaltung der näherungsweisen Konstanz der turbulenten Flüsse, der „eingefrorenen Turbulenz“ (3). Beides wird im Merkblatt des Deutschen Wetterdienstes [1] anhand der Literatur begründet. Der Index m steht dabei für gemessene Werte und i bezeichnet alle Werte, die nach diesen Kriterien zur Mittelung herangezogen werden können.

Damit lässt sich Gleichung (1) auflösen nach z_0 .

$$z_{0,m} = \frac{h}{e^{\left(\frac{A_B \cdot C \cdot K}{\bar{u}_m \cdot \sigma_{u,m}}\right)} + B} = \frac{h}{e^{\left(\frac{A_B \cdot C \cdot K}{I_m}\right)} + B} \quad (4)$$

Dabei ist I_m die auf die Einzelmessung m bezogene Turbulenzintensität, $z_{0,m}$ ist die aus der Einzelmessung m berechnete effektive Rauigkeit. Um einen Mittelwert z_0 über alle Einzelmessungen zu erhalten, ist die mittlere Turbulenzintensität \bar{I} über alle Einzelmessungen zu bilden und in (4) zu einzusetzen. Dies ist nach Meinung der Autoren des DWD-Merkblattes [1] entscheidend für eine sachgerechte Vorgehensweise.

$$z_0 = \frac{h}{e^{\left(\frac{A_B \cdot C \cdot K}{\bar{I}}\right)} + B} \quad (5)$$

In der Praxis werden dann alle Einzelmessungen m nach Windrichtungssektoren (30° Breite) sortiert und für jeden Sektor ein z_0 ausgerechnet. Die Sektorenwerte werden dann mit der Häufigkeit, wie oft ein Sektor für eine Einzelmessung angeströmt wurde, gewichtet gemittelt. Der sich daraus ergebende Wert stellt die effektive Rauigkeit an der Messstation dar.

2. Praktische Umsetzung

Grundvoraussetzung für die Anwendung des Verfahrens ist die Verfügbarkeit folgender Daten einer Messstation:

- Art der verwendeten Messtechnik (mechanische Messung, Ultraschallanemometer, analoge oder digitale Aufzeichnung)
- Zehn-Minuten-Mittelwerte von Windrichtung und Windgeschwindigkeit
- Zehn-Minuten-Werte der Standardabweichung der Longitudinalkomponente der Windgeschwindigkeit oder der Maximalwert der Windgeschwindigkeit im Zehn-Minuten-Intervall

Im Merkblatt des Deutschen Wetterdienstes [1] wird dem Verfahren von Beljaars [3] der Vorzug gegenüber denen nach Wieringa [4], [5] und Verkaik [7] gegeben. Deshalb soll hier auch nur auf das Beljaars-Verfahren eingegangen werden.

Für dieses Verfahren müssen zunächst die Metadaten der Station hinsichtlich der Höhe des Windgebers über Grund (Geberhöhe z) und Art des Messverfahrens durchsucht werden, um den Dämpfungsfaktor A_B zu ermitteln. Unter Beachtung von Gleichung (2) und (3) stellt man für den untersuchten Zeitraum sicher, dass mindestens 6 Werte pro Windrichtungssektor zur Verfügung stehen. Ist dies nicht der Fall, reduziert man sukzessive den Schwellwert \bar{u}_{min} von 5 ms^{-1} auf 3 ms^{-1} , bis die Bedingung erfüllt ist. Kann man darüber die Mindestzahl von 6 Messungen pro Windrichtungssektor nicht erreichen, erweitert man die zeitliche Basis über den anfänglich untersuchten Zeitraum hinaus und wiederholt die Prozedur.

Danach werden die sektorelle Mittelwerte \bar{I} für jeden Windrichtungssektor gebildet. Dies führt dann zu jeweiligen sektoriellen Rauigkeiten. Aus diesen wird schließlich durch gewichtete Mitteilung die effektive aerodynamische Rauigkeit der Station ermittelt, wobei als Wichtefaktoren der Sektoren die jeweilige Häufigkeit der Anströmung aus diesem Sektor verwendet wird.

Beim Zugriff auf die vom Deutschen Wetterdienst bereitgestellten Daten wurde festgestellt, dass diese nicht ohne weitere Prüfung auf Qualität verwendet werden können. Zum Zeitpunkt der Erstellung des Manuskripts gab es teilweise noch unplausible Verläufe in den Datenreihen, die entweder korrigiert oder aus der Verwertung heraus gelassen werden konnten.

3. Ausgewählte Ergebnisse bei der Rauigkeitsbestimmung

Das Verfahren zur Bestimmung der effektiven aerodynamischen Rauigkeitslänge nach Beljaars wurde von den Autoren inzwischen für mehr als einhundert Stationen des Deutschen Wetterdienstes durchgeführt. Dabei wurden durchweg plausible Ergebnisse erhalten. Da das Verfahren gestattet, die Rauigkeitslänge für jeden Windrichtungssektor einzeln zu bestimmen, bietet sich an, diese Windrichtungsverteilung der Rauigkeitslänge den topographischen

Gegebenheiten um die Messstationen gegenüberzustellen. Dabei ergeben sich beeindruckende Ergebnisse, die die Leistungsfähigkeit des Verfahrens unterstreichen.

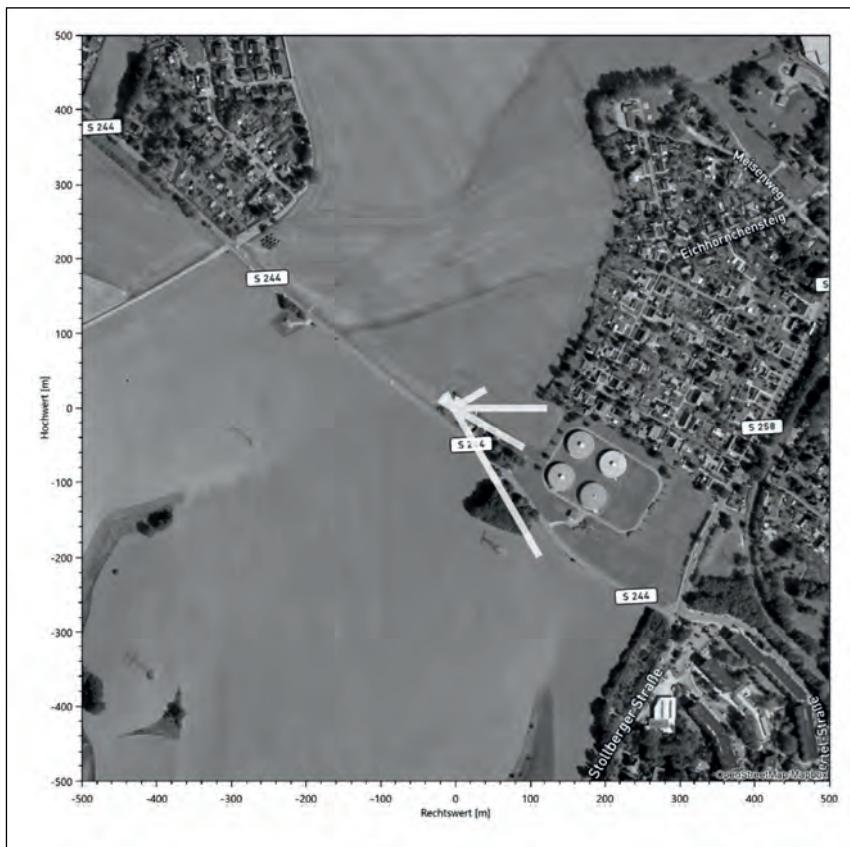


Bild 1: Windrichtungsverteilung der Rauigkeitslänge um die Station Chemnitz für das Jahr 2019

Bild 1 zeigt dazu die Windrichtungsverteilung der Rauigkeit um die Station Chemnitz, ermittelt aus Messwerten des Kalenderjahres 2019. In südwestlicher Richtung liegt freies Ackerland bis in etwa 400 m Entfernung. Die für diese Sektoren ermittelte Rauigkeit liegt bei etwa 0,3 cm und wird in der Grafik noch nicht einmal als Sektor-Balken angezeigt. Ebenso verhält es sich bei Anströmung aus Norden, dort werden 0,9 cm ermittelt. In nordwestlicher Richtung liegt

eine Straße mit etwas Bewuchs in etwa 300 m Entfernung. Die effektive Rauigkeit aus dieser Richtung liegt immerhin bei 3,7 cm. Besonders interessant sind jedoch die Verhältnisse in den östlich gelegenen Sektoren. Das Siedlungsgebiet, das östlich in etwa 150 m Entfernung beginnt, erzeugt an der Station eine Rauigkeitslänge von 20,2 cm. Die südöstlich in 150 m gelegenen großen Tanklager erzeugen zusammen mit etwas Bewuchs und dem Stationsgebäude eine Rauigkeit von 17,5 cm. Das südsüdöstlich gelegene Wäldchen mit etwa 100 m Durchmesser erzeugt schließlich eine Sektorenrauigkeit von 37,1 cm. Die Station Chemnitz wurde hierbei nicht exemplarisch für eine besonders beeindruckende Übereinstimmung der Bodenbedeckung mit der Windrichtungsverteilung der Rauigkeit gewählt, sondern weil sie der IFU GmbH am nächsten liegt. Entsprechend gute Übereinstimmungen werden für nahezu jede Station in Deutschland gefunden.

Besonders interessante Verhältnisse wurden für die Flughafenstation Frankfurt am Main beobachtet. Diese sind für den ausgewerteten Zeitraum vom 01.03.2019 bis 01.06.2019 in Bild 2 dargestellt. Die nördlich und nordöstlich gelegenen Bauten (einschließlich Tower an der Startbahn West) erzeugen Rauigkeitslängen um 10 cm. Vor allem fällt aber auf, dass die sektoriel len Rauigkeiten aus westlichen Richtungen (etwa 5 cm) deutlich geringer ausfallen als die aus östlichen Richtungen (etwa 33 cm). Gerade aus westlichen Richtungen, bei denen die Anströmung über ein geschlossenes Waldgebiet erfolgt, sollten jedoch höhere sektorelle Rauigkeiten zu erwarten sein als aus östlichen Richtungen, bei denen die Anströmung über mehrere Kilometer ebenes Flughafengelände hinweg stattfindet. Die Erklärung dafür kann sein, dass die hohen sektoriel len Rauigkeiten aus östlichen Richtungen durch eine erhöhte Turbulenz aufgrund startender, landender und sich bewegender Flugzeuge hervorgerufen werden.

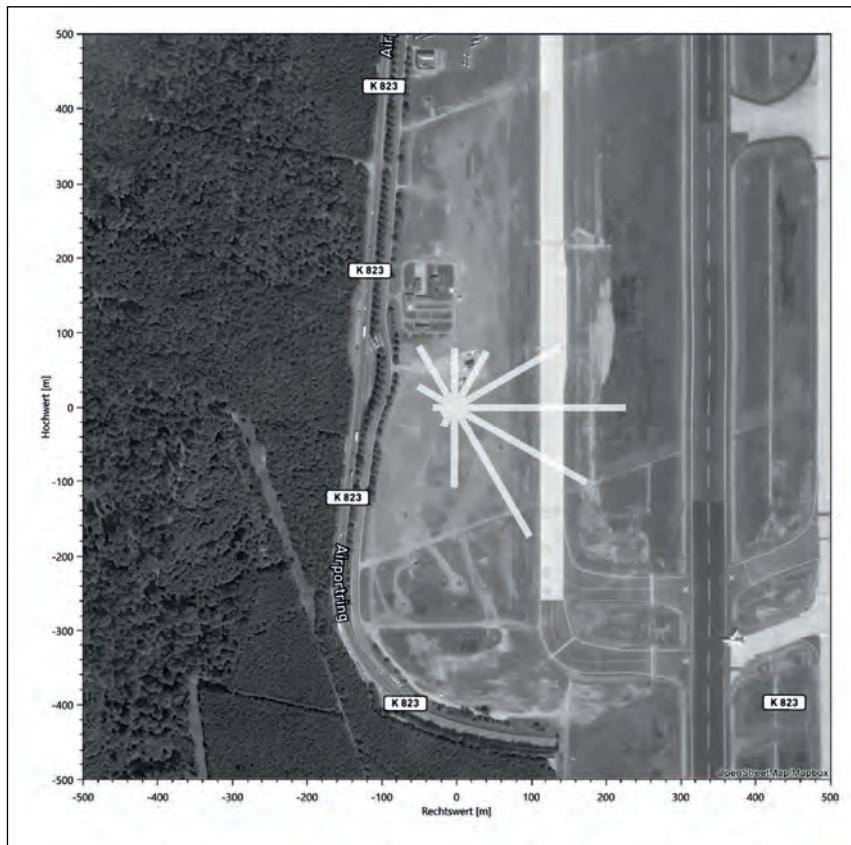


Bild 2: Windrichtungsverteilung der Rauigkeitslänge um die Station Frankfurt am Main für den Zeitraum vom 01.03.2019 bis 01.06.2019

Dieser Hypothese wurde nachgegangen. Dazu wurde für den Zeitraum vom 01.03.2020 bis 01.06.2020 (genau ein Jahr später) die gleiche Untersuchung gemacht; die Ergebnisse sind in Bild 3 dargestellt. Darin ist zu erkennen, dass die sektorellen Rauigkeiten aus östlicher Richtung nicht mehr dominieren. Aus nordwestlicher Richtung wurden nun etwa 8 cm Rauigkeitslänge ermittelt, aus westlicher Richtung wiederum etwa 5 cm. Aus östlicher Richtung sind die sektorellen Rauigkeiten jedoch von etwa 33 cm auf 7 cm zurückgegangen. Dies bekräftigt die Hypothese, dass die 2019 gemessene hohe Rauigkeit bei östlicher Anströmung durch die Turbulenz von Flugzeugen hervorgerufen wurde. Im für 2020 betrachteten, jahreszeitlich

identischen Zeitraum fanden aufgrund der Covid19-Situation deutlich weniger Flüge statt, wodurch sich die mittlere Turbulenz aus östlicher Richtung und die daraus ermittelten sektorellen Rauigkeiten wesentlich verringert haben.

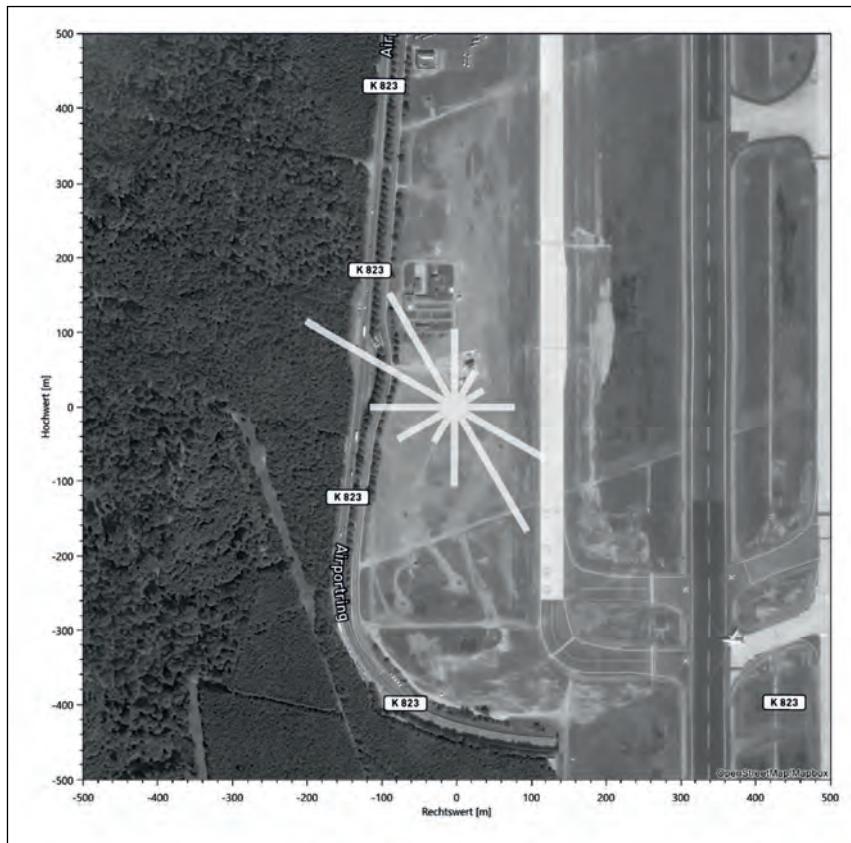


Bild 2: Windrichtungsverteilung der Rauigkeitslänge um die Station Frankfurt am Main für den Zeitraum vom 01.03.2020 bis 01.06.2020

4. Rauigkeitsbestimmung als Teil im Gefüge der Komponenten zur Windfeldmodellierung

Das in Bild 4 gezeigte Schema stellt das Gefüge von Komponenten dar, die zur Windfeldmodellierung bei Ausbreitungsrechnungen gehören. Ebenfalls notiert sind die VDI-Richtlinien, die diese Komponenten maßgeblich regeln, wobei nur die wichtigsten Richtlinien genannt sind. Die in Klammern angegebenen Richtlinien sind derzeit in Bearbeitung bzw. in Planung.

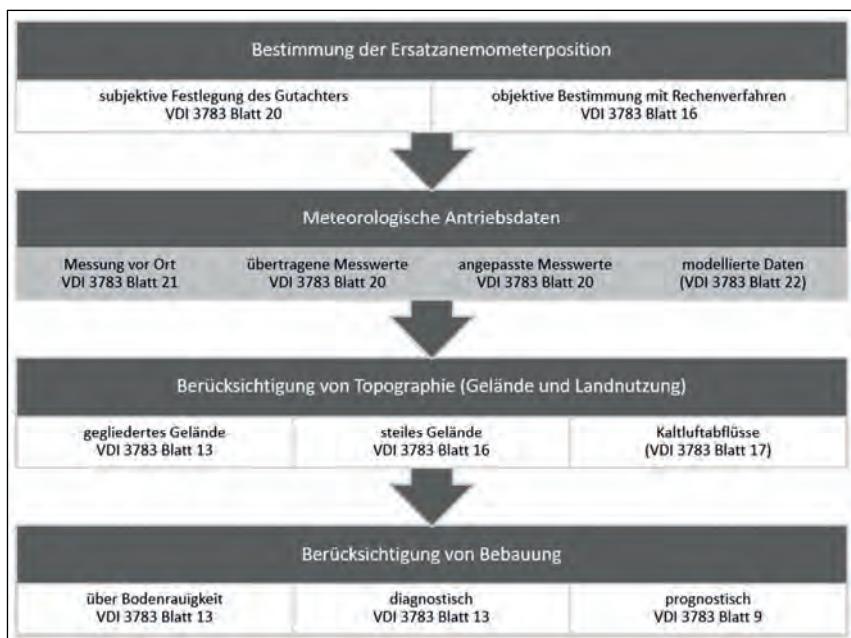


Bild 4: Gefüge der Komponenten zur Windfeldmodellierung für Ausbreitungsrechnungen

Die hellgrau hinterlegten Blöcke, die zu den meteorologischen Antriebsdaten gehören, greifen unmittelbar auf die Rauigkeitsbestimmung an meteorologischen Messstationen zurück. Insbesondere folgende Verfahren benötigen eine örtlich repräsentative Rauigkeitsbestimmung:

1. Erzeugung eines meteorologischen Datensatzes (AKTerm/AKS) aus Messwerten nach VDI-Richtlinie 3783 Blatt 21
2. Erzeugung eines meteorologischen Datensatzes (AKTerm/AKS) aus Modellrechnungen nach VDI-Richtlinie 3783 Blatt 22

3. Durchführung von Übertragbarkeitsprüfungen nach VDI-Richtlinie 3783 Blatt 20

Die Verfahren 1 und 2 benötigen die Rauigkeitsbestimmung für den zu den Datensätzen gehörenden Standort, um die zu den Rauigkeitsklassen gehörenden Anemometerhöhen zu bestimmen. Diese stehen bei einem AKTerm-Datensatz in dessen Kopf und können automatisch bei Ausbreitungsrechnungen abgerufen werden. Bei AKS-Datensätzen ist eine entsprechende Automatik nicht vorgesehen, jedoch muss auch für diese eine Anpassung der Anemometerhöhe an die in der Ausbreitungsrechnung verwendete Rauigkeit geschehen.

Verfahren 3 benötigt Rauigkeitsinformationen der Bezugswindstationen und die Rauigkeit im Zielbereich, um insbesondere die mittleren Windgeschwindigkeiten für den Vergleich auf eine einheitliche Höhe über Grund und einheitliche Rauigkeitslänge umzurechnen.

Betrachtet man nun die Komponenten zur Windfeldmodellierung als gut aufeinander abgestimmtes Gefüge, so kann die Einführung der aus Messwerten bestimmten effektiven Rauigkeit zu gewissen Verfahrensbrüchen führen. Beispielsweise würden gemessene und übertragene AKTerm/AKS-Datensätze dann aus Messwerten bestimmte effektive Rauigkeiten verwenden, modellierte AKTerm/AKS-Datensätze jedoch Rauigkeiten, die anhand der Landnutzung bestimmt wurden. Weiterhin würden bei einer Übertragbarkeitsprüfung die Rauigkeiten der Bezugswindstationen aus Messwerten bestimmt, die Rauigkeit zur Bestimmung des Erwartungswertes der mittleren Windgeschwindigkeit an der Ersatzanemometerposition aus der Landnutzung.

Wenn also die beiden Verfahren zur Rauigkeitsbestimmung nicht genau aufeinander abgestimmt sind, kann es zu systematischen Abweichungen kommen. So könnten gemessene und modellierte meteorologische Eingangsdaten derart auseinanderlaufen, dass die modellierten Daten zum Ansatz systematisch größerer Anemometerhöhen führen als gemessene Daten, oder umgekehrt. In der Übertragbarkeitsprüfung würden die genannten Abweichungen dazu führen, dass der Erwartungswert der mittleren Windgeschwindigkeit systematisch überschätzt oder unterschätzt werden würde. Dies würde letztlich bedeuten, dass Bezugswindstationen entweder mit zu hoher mittlerer Windgeschwindigkeit oder zu niedriger mittlerer Windgeschwindigkeit bevorzugt werden würden.

Um die Konsistenz im Gefüge der Komponenten zur Windfeldberechnung zu wahren, sollte also sichergestellt werden, dass bei der Einführung der Bestimmung der effektiven Rauigkeit aus Messwerten auch ein Verfahren zur Bestimmung der Rauigkeit aus der Landnutzung bereitsteht, so dass keine systematischen Abweichungen zwischen den Resultaten beider Verfahren auftreten. Mit Veröffentlichung eines weiteren Merkblattes zur Rauigkeitsbestimmung

aus topographischen Karten [8] hat der Deutsche Wetterdienst ein solches Verfahren beschrieben.

Die IFU GmbH stellt im Rahmen der MESCAL-Tools für Ausbreitungsrechnungen alle in Bild 4 gezeigten Komponenten als Dienstleistung zur Verfügung, wobei die Konformität zu den genannten VDI-Richtlinien und die oben geforderte Konsistenz der zugrundeliegenden Rechenverfahren gegeben sind.

5. Auswirkungen auf die Ausbreitungsrechnung

Die Arbeiten zum systematischen Vergleich von berechneten Geruchsimmissionen aus den beiden Verfahren in [1] und [8] sind noch nicht abgeschlossen. Es lässt sich jedoch bereits absehen, dass die nach dem Verfahren aus Windmessdaten [1] bestimmten effektiven Rauigkeiten systematisch geringer ausfallen als die anhand von topographischen Karten [8] bestimmten Rauigkeiten.

Dies wiederum führt dazu, dass die zur Rauigkeitsanpassung in den Kopfzeilen von Ausbreitungsklassenzeitreihen vermerkten Anemometerhöhen anwachsen, wenn aus Windmessdaten bestimmte effektive Rauigkeiten verwendet werden. Die dann tatsächlich im Rechengebiet zur Anwendung kommenden Windgeschwindigkeiten sinken dadurch.

Eine pauschale Aussage, wie sich dies auf berechnete Immissionskenngrößen auswirkt, lässt sich nicht treffen. Es ist lediglich zu vermuten, dass durch verringerte Windgeschwindigkeiten auch die berechnete Turbulenz und damit verbunden die vertikale Durchmischung der Atmosphäre geringer wird, was zu höheren Immissionskenngrößen führt.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Der Deutsche Wetterdienst hat mit dem von ihm veröffentlichten Merkblatt ein Verfahren zur Bestimmung der effektiven Rauigkeitslänge verfügbar gemacht, das nach gegenwärtigem Stand der Untersuchungen äußerst leistungsfähig ist. Zahlreiche Berechnungen und Betrachtungen zur Plausibilisierung belegen dies. Die hier gezeigten Beispiele verdeutlichen die Leistungsfähigkeit und Genauigkeit des Verfahrens. So wird das Umfeld einer Messstation sehr gut über die sektoriel ermittelten effektiven Rauigkeiten abgebildet. Weiterhin konnte für die auf dem Flughafen Frankfurt am Main befindliche Messstation für das Frühjahr 2020 eine deutlich verringerte mittlere Turbulenz der Anströmung nachgewiesen werden, die aus einer Verminderung der Flugbewegungen im Rahmen der Covid19-Situation resultiert.

Bei der Einführung des Verfahrens in den verschiedenen und aufeinander abgestimmten Komponenten zur Windfeldmodellierung bei Ausbreitungsrechnungen ist zu beachten, dass keine

systematischen Abweichungen zu anderen Verfahren der Rauigkeitsbestimmung, beispielsweise aus der Landnutzung, auftreten.

7. Literatur

- [1] M. Koßmann und J. Namyslo, „Merkblatt Effektive Rauigkeitslänge aus Windmessungen,“ Deutscher Wetterdienst, Offenbach, 2019.
- [2] A. C. M. Beljaars, „The influence of sampling and filtering on measured wind gusts,“ *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, Nr. 4, pp. 613-626, 1987.
- [3] A. C. M. Beljaars, „The measurement of gustiness at routine wind stations – a review,“ *Instruments and Observing Methods*, Nr. Reports No. 31, 1987.
- [4] J. Wieringa, „Gust factors over open water and built-up country,“ *Boundary-Layer Meteorology*, Nr. 3, pp. 424-441, 1973.
- [5] J. Wieringa, „An objective exposure correction method for average wind speeds measured at sheltered location,“ *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, Nr. 102, pp. 241-253, 1976.
- [6] VDI 3783 Blatt 8 - Verein Deutscher Ingenieure e.V., *Umweltmeterologie - Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle (Entwurf)*, Berlin: Beuth-Verlag, vom April 2017; in aktueller Fassung.
- [7] J. W. Verkaik, „Evaluation of Two Gustiness Models for Exposure Correction Calculations,“ *Journal of Applied Meteorology*, pp. 1613-1626, 2000.
- [8] J. Namyslo und M. Koßmann, „Bestimmung effektiver Rauigkeitslängen an Windmessstationen aus topographischen Karten (TK-Verfahren),“ Deutscher Wetterdienst, Offenbach, 2019.

Internationales Handbuch für die Beurteilung von Geruchsimmissionen mittels Ausbreitungsmodellierung

New International Handbook on the Assessment of Odour Exposure Using Dispersion Modelling

D. Öttl, Amt d. Steiermärkischen Landesregierung, Graz, Österreich;
J. Barclay, Atmospheric Science Global, Auckland, Neuseeland;
E. Berbekar, Uppenkamp und Partner, Hamburg;
L. Capelli, Politecnico di Milano, Italien;
C. Diaz, Ambiente et Odora, Bilbao, Spanien;
H. Hauschmidt, Olfasense, Kiel;
G. Schauberger, Veterinärmedizinische Univ. Wien, Österreich

Kurzfassung

Erstmals wurde eine Initiative gestartet, um ein internationales Handbuch für die Beurteilung von Geruchsimmissionen mittels Ausbreitungsmodellierung zu erstellen. Obwohl weltweit zahlreiche Experten Beiträge zu dieser Thematik erarbeiten, existiert bis dato nach unserem Wissensstand kein spezifisches umfassendes Handbuch zur Geruchsmodellierung. Die meisten der bestehenden Richtlinien bilden nicht die gesamte Komplexität des Themas ab. In vielen Fällen ist es notwendig, auf herkömmliche Methoden der Schadstoffausbreitung zu verzichten und stattdessen den Fokus auf die Geruchsexposition zu legen. Da Gerüche im Sekunden- bzw. Minutenakt wahrgenommen werden und nicht – wie bei klassischen Schadstoffen – Stundenmittelwerte für die Beurteilung herangezogen werden können, ist die korrekte Simulation von Kurzzeitwerten von ganz besonderer Bedeutung für die Beurteilung der Geruchseinwirkung. Häufig werden Gerüche während Schwachwindwetterlagen wahrgenommen, was für Ausbreitungsmodelle zusätzlich herausfordernd ist.

Die Entwicklung des Handbuchs wurde weltweit von mehr als 50 Experten auf dem Gebiet der Geruchsmodellierung angeregt, wobei die Leitung von Carlos Diaz (Spanien), Jennifer Barclay (Neuseeland) und Günther Schauberger (Österreich) übernommen wurde. Nachdem das erste Treffen im August 2020 stattfand, werden momentan in regelmäßigen monatlichen Konferenzen die Inhalte des Handbuchs erarbeitet. Ziel dieses Beitrages ist es, einen kurzen Überblick über den aktuellen Stand der Arbeiten zu bieten.

Abstract

A new development towards the first worldwide guideline on the assessment of odour exposure by using dispersion modelling is taking its first steps. At this stage, there are many initiatives around the world related to odour dispersion modelling but there is no specific handbook or guidance document for odour modelling to our knowledge. Modelling odours is complex and many of the guidelines on modelling published around the world fall short in treating this vector. Odour modelling often requires forgetting traditional dispersion modelling operating modes and focusing on exposure. Odours are perceived in seconds or minutes, not hours, and this is key in calculating their impact in the ambient air. Most odour incidents are generated during calm or very low wind speeds which do not facilitate the dispersion of an odour and that makes modelling extremely challenging.

Development of this guideline is an initiative promoted by over 50 experts around the globe in the area of modelling odours. The group is led by Carlos Diaz (Spain), Jennifer Barclay (New Zealand) and Günther Schuberger (Austria). The first meeting took place in August 2020, and there are planned monthly meetings. The aim of this paper is to report on the advances being made for this initiative.

1. Einleitung

Derzeit sind Gerüche weltweit die häufigste Ursache für Beschwerden im Umweltbereich und verursachen in einigen Ländern regelmäßig die höchste Anzahl an Verfahren bei Behörden (Schustermann [16], Kaye und Jiang [9]). Die Gründe dafür sind mannigfaltig, wie z. B. die Ausweitung von Wohngebieten in ländliche Bereiche, die früher vorwiegend durch landwirtschaftliche Nutzungen geprägt waren, stetige Vergrößerung von Tierhaltungsbetrieben, höhere Ansprüche von Bürgern bezüglich der Umweltstandards in ländlichen Gebieten mit geringerer Toleranz gegenüber Gerüchen aus der Landwirtschaft oder auch Ängste in Bezug auf Gesundheitsrisiken durch Gerüche und deren Substanzen.

Auf nationaler Ebene werden klassische Luftschadstoffe, wie NO₂ oder SO₂, auf Basis bekannter Kurzzeit- oder Langzeitexpositionswirkungen geregelt. Die Unterschiede zwischen den entsprechenden Grenzwerten einzelner Länder ist meistens nicht allzu groß. Im Gegensatz dazu weisen Regelwerke für Geruchseinwirkungen ein weites Spektrum an unterschiedlichen Beurteilungsgrundlagen auf. Diese reichen von wenig bis gar keine Beachtung in Gesetzen bis hin zu äußerst strengen Anforderungen in Bezug auf Geruchsemissionsmessungen, Ausbreitungsmodellierung, Immissionsmessungen, Mindestabstände, Geruchsmanagement und Min-

derungsmaßnahmen. Die Gesetzgebung kann dabei nicht nur in einzelnen Ländern sehr variabel gestaltet sein, sondern auch innerhalb eines Staates bzw. von Bundesland zu Bundesland variieren (Bokowa et al. [2]).

In den letzten Jahrzehnten wurde vor allem das Augenmerk auf die Entwicklung von Richtlinien gelegt, in der Hoffnung die Überwachung und Beurteilung von Gerüchen zu harmonisieren. Da hierbei vor allem der Blick auf die Etablierung von Richtwerten gelegt wurde, erfuhren Themen, wie die Entwicklung von geeigneten Methoden zur Geruchsbeurteilung (z. B. Bestimmung von Geruchsemisionen, Quellcharakterisierung, Einfluss der lokalen Meteorologie, Interpretation von Modellergebnissen, Eignung und Anwendbarkeit einzelner Ausbreitungsmodelle), zu wenig Aufmerksamkeit.

Das geplante Handbuch versucht, diese für die Geruchsbeurteilung wichtigen Themen aufzugreifen. Ein grundsätzliches Ziel ist es, Hilfestellungen sowohl für Länder mit bereits umfassenden Regelungen zu bieten als auch für Länder, die gerade dabei sind Regelwerke im Bereich des Geruchsmanagements zu entwickeln. Das Handbuch wird in Zusammenarbeit von mehr als 50 internationalen Experten im Bereich der Geruchsbeurteilung erarbeitet, welche aus 17 verschiedenen Ländern kommen: Australien, Belgien, Brasilien, Chile, China, Deutschland, Ecuador, Frankreich, Großbritannien, Irland, Italien, Neuseeland, Österreich, Peru, Katar, Spanien und USA.

Monatliche Webkonferenzen finden sowohl innerhalb der gesamten Arbeitsgruppe als auch in sechs weiteren Untergruppen statt, wovon jede etwa 5 bis 10 Mitglieder hat. In den Untergruppen werden die verschiedenen Kapitel erarbeitet und gegenseitig begutachtet. Folgende Untergruppen wurden gebildet:

- TG1 – Definitionen
- TG2 – Meteorologie
- TG3 – Emissionen und Quellcharakterisierungen
- TG4 – Ausbreitungsmodelle und Algorithmen
- TG5 – Dosis-Wirkungsbeziehungen
- TG 6 – Dokumentation

Nachfolgende Grundprinzipien wurden für die Erstellung des Handbuchs vereinbart:

- Das Enddokument wird ein Handbuch sein und keine Richtlinie, um Konflikte in Ländern zu vermeiden, wo bereits entsprechende Gesetze und Richtlinien existieren.
- Das Handbuch soll sowohl für Länder mit bereits bestehenden Regelwerken von Nutzen sein als auch für Länder, wo derzeit noch keine Regelungen vorhanden sind.
- Das Augenmerk soll weniger auf konkrete Modelle oder länderspezifische Regelungen gelegt werden, als vielmehr auf die grundlegenden Parameter und Einflussgrößen.

- Gültige und funktionierende Referenzen stellen ein weiteres Schlüsselement des Handbuchs dar. Wo möglich werden auch live links inkludiert.
- Die Unterarbeitsgruppen konzentrieren sich auf die Vor- und Nachteile der Methoden in den jeweiligen Themenbereichen. Es ist nicht Ziel des Handbuchs bestehende Regelungen zu kritisieren, da bekannt ist, dass die Überarbeitung von existierenden Bestimmungen, auch wenn diese teilweise veraltet sein sollten, ein langwieriger Prozess ist.
- Das Handbuch soll zukunftsweisend sein und die Erfahrung der mitwirkenden Experten wiederspiegeln.

2. Inhalt des Handbuchs

Nachfolgend werden die Inhalte der Hauptthemen umrissen.

2.1 Definitionen

Die Aufgabe der Arbeitsgruppe 1 (TG1) besteht in der Sammlung von gebräuchlichen Begriffen im Zusammenhang mit Gerüchen und deren Bedeutung. Die meisten Begrifflichkeiten sind weltweit bekannt, allerdings gibt es doch Ausnahmen, wo eine genauere Erklärung hilft, um Missverständnisse zu vermeiden. Als Beispiele seien

- die Definition von Geruch und dessen Einheit und
- FIDOL versus FIDOS vs FIDO

genannt.

In Australasien (Neuseeland und Australien), USA und in Europa ist der Terminus „Geruchseinheit“ für die Angabe und Messung von Geruchskonzentrationen gebräuchlich. In Australasien und den USA wird die Bezeichnung „ou“ (odour unit) und in Europa „ou_E/m³“ (GE/m³) verwendet. Die Bedeutung ist gleich, aber in einem Fall handelt es sich um die Angabe einer Verdünnung und im anderen Fall um eine Geruchskonzentration. Der Hauptunterschied der beiden Angaben liegt darin, dass bei Angabe einer Emissionsfracht für eine Flächenquelle in einem Fall „ou_E/m²/s“ (GE/m²/s) und im anderen Fall „ou.m/s“ verwendet wird (Galvin [6]), wobei der erste Fall ein wesentlich logischerer Weg für die Angabe einer Flächenemission ist.

Von besonderer Bedeutung für das Handbuch ist die Definition der Geruchseinheit. Eine Geruchseinheit ist jene Menge an Geruchsstoffen, welche in einem Kubikmeter neutraler Luft bei Standardbedingungen eine Geruchswahrnehmung (Geruchssschwelle) unter Probanden auslöst die gleich jener ist, welche durch eine Referenz-Geruchsmasse (Reference Odour Mass - ROM) in einem Kubikmeter neutraler Luft bei Standardbedingungen ausgelöst wird. Die bekannteste Referenz ist die European Reference Odour Mass (EROM), welche 123 µg von n-

Butanol entsprechend EN 13725 entspricht. Die Geruchskonzentration ist die Anzahl an Geruchseinheiten in einem Kubikmeter neutraler Luft unter Standardbedingungen in der Olfaktometrie.

Ein häufig verwendetes Akronym, um Geruchsimmissionen zu beurteilen ist der Terminus FIDOLS, der für Frequenz, Intensität, Dauer, Offensiveness (Belästigungswirkung), Location (Örtlichkeit) und Sensitivität steht. Während die ersten vier Faktoren gut in der Literatur beschrieben sind, ist vor allem der Begriff der Sensitivität weniger gut definiert. In der klassischen Psychometrie gibt es vier Faktoren, welche die Sensitivität von Individuen beeinflussen: Erfahrungen, Erwartungen, Motivation und Alarmbereitschaft der Person. Im Bereich des Geruchsmanagements sind wiederum andere Einflussfaktoren bzgl. der Sensitivität entscheidend, wie z.B. Wohnstruktur (Großstadt, Dorf, Einzelgebäude), Landnutzung (Industrie, ländlich, Spital, Schule), Aufenthalt (kontinuierlich, gelegentlich, zufällig, wiederkehrend) oder aber der Schutzanspruch eines Areals (historische Stätte, Naturdenkmal). Dies sind Beispiele häufig verwendeter Begrifflichkeiten, deren Gebrauch und Bedeutung völlig unterschiedlich sein können je nachdem wo sie verwendet werden. TG1 versucht deshalb genaue Definitionen herauszuarbeiten, die dann im Handbuch konsistent verwendet werden.

2.2 Meteorologie

In TG2 wurden vier Hauptthemen identifiziert:

- Ausbreitungsbedingungen
- Typen von meteorologischen Daten
- Meteorologische Modelle, Parameter und deren Abhängigkeit von meteorologischen Daten
- Modellevaluierung und Dokumentation

Diskutiert werden hier, wie Wetterdaten zu verarbeiten sind, der Nutzen und die Relevanz von Messdaten von Einzelstationen versus dreidimensionaler Daten für Geruchsbeurteilungen. Ebenso werden komplexe Ausbreitungsbedingungen, die Länge meteorologischer Zeitreihen (Anzahl an Jahren) und der Nutzen des Vergleichs von modellierten meteorologischen Daten mit Langzeitstatistiken beleuchtet.

Die weltweit gängigsten Modelle (CALMET, AERMET/AERMINUTE, ADMS, GRAL, AUSTAL, SWIFT) werden in Bezug auf deren Umgang mit kritischen Eingangsparametern untersucht. Beispielsweise wird die Rauigkeitslänge als wichtige Eingangsgröße in all diesen Modellen verwendet, um die Oberflächenrauigkeit abzubilden. Sie beeinflusst die Höhe der mechanischen Turbulenz sowie die bodennahen Flüsse verschiedener Größen. Die meisten Modelle verwenden die Rauigkeitslänge auf ähnliche Weise, jedoch gibt es Modelle, die entweder sehr sensibel auf unterschiedlichen Rauigkeitslängen reagieren (z. B. AERMOD) oder nur wenig

davon beeinflusst werden (z. B. CALPUFF). Im Handbuch wird es auch Hinweise in Bezug auf die Validität der meteorologischen sowie der Ausbreitungsmodelle in Bezug auf die komplexen Anforderungen von Geruchsbeurteilungen geben. Gauß'sche Fahnenmodelle können beispielsweise in ebenem, homogenen Gelände, ohne Gebäudeeinfluss, moderaten bis hohen Windgeschwindigkeiten und punktförmigen Emissionsquellen für die Anwendung geeignet sein. Bei komplexen Ausbreitungsbedingungen (instationäre Verhältnisse), wie z.B. Küstenregionen oder Gebirgsregionen, müssen die meteorologischen Eingangsdaten durch dreidimensionale diagnostische oder prognostische numerische Modelle bereitgestellt werden.

Ein bedeutendes Kapitel wird sich dem Thema der Modellevaluierung und der Dokumentation der verwendeten meteorologischen Daten (welche, wie) für die Geruchsausbreitung widmen. Neben Emissionsdaten sind meteorologische Eingangsdaten üblicherweise am wichtigsten für die Ausbreitungsrechnung. Im Kapitel werden Hinweise für geeignete und nützliche Analyse- und Evaluierungswerzeuge für meteorologische Daten sowie deren Handhabung gegeben.

2.3 Emissionen und Quellcharakterisierungen

Geruchsemisionen hängen entscheidend von der Art der Messmethode ab. Im Falle von Flächenquellen – die häufigste Art von Geruchsquellen – sind weltweit zwei unterschiedliche Methoden im Einsatz: dynamischer Windtunnel und statische Haubenmessung. In beiden Fällen wird die Emissionsstärke aus dem Produkt der Konzentration und des Volumenstroms durch die Messeinrichtung erhalten. In den letzten 30 Jahren hat es fortwährende Diskussionen in Bezug auf die Eignung und Genauigkeit beider Messverfahren zur Bestimmung von Emissionen aus Flächenquellen gegeben, da die Ergebnisse oft sehr unterschiedlich ausfallen (Smith und Watts [17], [18], Jiang und Kaye [8], Parker et al. [13], Lucernoni et al. [10], Prata et al. [14]). Die Situation wird noch verwirrender, wenn die wissenschaftliche Literatur herangezogen wird, da nur wenig Hinweise in Bezug auf die Auswahl und Verwendung der Messeinrichtungen verfügbar sind, um gesicherte Emissionsraten zu erhalten bzw. wie diese in Bezug zu Grenz- oder Richtwerten zu setzen wären.

TG3 widmet sich dem komplexen Themenbereich rund um die Bestimmung von Emissionsraten mit folgenden Punkten:

- Diskussion von Messmethoden zur Ermittlung von Emissionsraten für unterschiedliche Quellgeometrien:
 - Punktformig, wie z.B. Kamine
 - Flächig, wie z.B. Belüftungsbecken (Windtunnel vs Haubenmessung)
 - Diffus, wie z.B. Lagerboxen (Feldbegehung)
- Betrachtung der nachfolgenden Faktoren während der Messung:
 - Volumenstrom

- Interne und externe Umgebungstemperatur
- Relative Feuchte der Luftprobe
- Interner Druck (Haube, Kammer)
- Zeitl. Variabilität der Geruchsemissionsstärke aufgrund des Prozesses und Rohmaterialinputs und deren Berücksichtigung in Modellen
- Evaluierung der verschiedenen Methoden für unterschiedliche Quelltypen, z.B. flüssige oder feste Oberflächen, aktive oder passive Quellen. Sind diese in der Modellkonfiguration und Beurteilungskriterien unterschiedlich zu behandeln?

2.4 Ausbreitungsmodelle und Algorithmen

TG4 hat nachfolgende Aspekte zum Thema:

- Die Rolle von Ausbreitungsmodellen bei Gerüchen
- Beschreibung der Algorithmen in Ausbreitungsmodellen
- Existierende operationelle Modelle
- Bekannte Probleme/Einschränkungen sowie Lösungen, wie z.B. das peak to mean Verhältnis sowie Probleme in Bezug auf Emissionen oder Meteorologie
- Modelleignung

Ausbreitungsmodelle können verwendet werden, um einerseits Einwirkungen auf eine Örtlichkeit oder andererseits Emissionsraten auf Basis gemessener Konzentrationen an einem Ort abzuschätzen. Es existieren weltweit vier verschiedene Typen von operationellen Ausbreitungsmodellen, wovon drei häufiger in Verwendung sind. Erstens gibt es Gauß'sche Fahnenmodelle, wie z.B. AUSPLUME (EPA Victoria [4]), AERMOD (US EPA [21]), ADMS (CERC [3]) und ISCST3 (US EPA [20]), zweitens transiente Lagrange'sche „Puff“ Modelle, wie z.B. CALPUFF (Exponent [5]), drittens chemische Euler'sche Transportmodelle, wie z.B. CMAQ und CALGRID (Yamartino [22]) und schließlich Lagrange'sche Partikelmodelle, wie z.B. TAPM (Hurley [7]), SPRAY (Tinarelli [19]), LAPMOD (Bellasio et al. [1]) oder GRAL (Oettl [12]).

Bei Gauß'schen Fahnenmodellen (AUSPLUME, ADMS, AERMOD) wird eine geradlinige Trajektorie und zeitlich konstante Ausbreitungsbedingungen angenommen. Es werden räumliche homogene meteorologische Felder vorausgesetzt. Die Modelle sind unbeeinflusst von den freigesetzten Emissionen der vorherigen Stunde und benötigen eine Windgeschwindigkeit größer als null. Sie sind ideal als Screening-Modelle bzw. Anwendungen für ebenes Gelände im Nahfeld von Emittenten, wo zeitlich stationäre Ausbreitungsbedingungen näherungsweise angenommen werden können.

Der zweite Modelltyp, sog. Langrange'sche „Puff“ Modelle, löst die Advektion-Diffusionsgleichung für die Freisetzung von Schadstoffpaketen numerisch. Das Modell CALPUFF kann damit die Ausbreitung bei inhomogenen Ausbreitungsbedingungen (Wind, Turbulenz) berechnen,

wobei für die einzelnen Pakete eine Gauß'sche Verdünnung angenommen wird. Das Modell kann dabei vorhergehende Emissionen berücksichtigen und ist daher geeignet, um Phänomene wie inhomogene thermische Schichtungen der Atmosphäre (z.B. Fumigation), Prallhangsituationen, windschwache Wetterlagen oder Rezirkulationen abzubilden, welche häufig worst-case Situationen in der Geruchsbelastung sind.

Eulermodelle, wie z.B. CALGRID oder CMAQ, lösen die Advektions-Diffusionsgleichung in diskreter Form in einem fixen Gitter, anstelle eines mit dem mittleren Wind bewegten Koordinatensystems. Diese Modelle eignen sich sehr gut, um Atmosphärenchemie (z.B. Ozon, sekundäre Aerosole) zu berechnen, werden aber normalerweise nicht für die Geruchsausbreitung eingesetzt. In Lagrange'schen Partikelmodellen werden Schadstoffemissionen durch eine hohe Anzahl an fiktiven Partikel simuliert, deren Trajektorien durch den mittleren Wind und einem turbulenten Anteil modelliert werden. Dadurch können Quellgeometrien und die Schadstoff/Geruchsausbreitung auch bei sehr inhomogenen Verhältnissen (Wind, Turbulenz) sehr präzise simuliert werden.

Grundsätzlich wird in TG4 davon ausgegangen, dass die Ausbreitung von Gerüchen jener von anderen passiven Schadstoffen entspricht. Allerdings müssen einige spezielle Probleme beachtet werden um Geruchsimmissionen modellieren zu können. Dazu gehören die Bestimmung der Emissionsraten, die Abschätzung von Kurzzeitkonzentrationen (< 1 h Mittelungszeit), Verstärkungs- oder Abschwächungseffekte bei der Überlagerung verschiedener Geruchsstoffe sowie die unterschiedliche Sensitivität in der Bevölkerung in Bezug auf Geruchswahrnehmung.

In TG4 sollen die Schlüsselfaktoren herausgearbeitet werden, um entscheiden zu können, ob einfache Fahnenmodelle, wie ADMS oder AERMOD, oder komplexere Modelle anzuwenden sind bzw. inwiefern die Parametrisierungen in den Modellen für einen konkreten Anwendungsfall gültig sind oder nicht.

2.5 Dosis-Wirkungsbeziehungen

TG5 widmet sich dem Thema der sogenannten Dosis-Wirkungsbeziehungen, also die Reaktion der Bevölkerung auf Geruchsimmissionen. Es ist gesichert, dass die Belästigung in der Bevölkerung stark mit der Geruchskonzentration korreliert (Miedema [11]). Ebenso kritisch ist die Häufigkeit von Gerüchen. Darüber hinaus können sogar potentielle Gesundheitsrisiken nicht ausgeschlossen werden, wenn andauernde Geruchsbelästigungen nicht entsprechend gemindert werden (Schustermann [16]).

Die im Akronym FIDOLS enthaltenen Begrifflichkeiten werden in dieser Arbeitsgruppe genauer diskutiert. Es hat bisher verschiedene Versuche gegeben, um diese Faktoren in einen mathe-

matischen Zusammenhang zu bringen, eine Integration in Ausbreitungsmodelle ist jedoch aufgrund des subjektiven Charakters von Geruchswahrnehmungen unmöglich. Daher ist es alleinig auf Basis von Ausbreitungsrechnungen nicht möglich, Geruchsbeschwerden zu objektivieren. TG5 beschäftigt setzt sich neben den FIDOLS Einflussfaktoren auch besonders mit Themen wie Perzentilregelungen oder peak to mean Verhältnisse auseinander.

2.6 Dokumentation

TG6 bereitet den Themenblock der Dokumentation von Geruchsgutachten ab, wobei insbesondere der Umfang und die Art der als erforderlich erachteten Inhalte diskutiert wird. Der Hauptzweck von Geruchsgutachten basierend auf Ausbreitungsrechnungen ist die Einschätzung der zu erwartenden Auswirkungen von Geruchsemissionen einer bestimmten Quelle. Daher müssen die Resultate effektiv und prägnant dokumentiert und entsprechend der Zielgruppe dargestellt und formuliert werden. Ergebnisse müssen derart beschrieben sein, dass auch Laien auf dem Gebiet der Ausbreitungsmodellierung die entsprechenden Eingangs- und Ausgangsdaten nachvollziehen können. Zwei wesentliche Inhalte wurden in TG6 identifiziert: Zum einen eine möglichst einfache Darstellung der Modellergebnisse selbst, und zum anderen die Diskussion der potentiellen Auswirkungen der simulierten Geruchskonzentrationen für sensible Punkte.

Zusätzlich zur möglichst akkurate tabellarischen und graphischen Darstellung, sind aus Sicht der TG6 auch Angaben zu Modellunsicherheiten und –fehlern erforderlich. Das Gutachten muss jedenfalls wichtige Informationen wie Modellannahmen, Unsicherheiten in den verwendeten Eingangsdaten und Validität/Prüfung von Messdaten beinhalten.

3. Schlussfolgerungen

Seit der ersten Idee, eine weltweite Arbeitsgruppe in Bezug auf Geruchsmodellierung zu etablieren, wurden bis jetzt monatliche Treffen abgehalten. Für die einzelnen Mitwirkenden zeigt sich die gemeinsame Forschung in nachfolgenden Punkten sehr vorteilhaft:

- Fachliche Vertiefung, verbesserte Diskussionsfähigkeit und Gruppenleitung
- Auseinandersetzung und besseres Verständnis verschiedener Perspektiven
- Die Möglichkeit andersartige Methoden aus verschiedenen Ländern für die Lösung eigener Anwendungsfälle auszutesten bzw. innovative neue Ansätze daraus zu entwickeln
- Fachdiskussionen, die neue und kreative Ideen hervorbringen können
-

Anerkennung

Dieses Projekt wurde von der „Environmental International Society of Odour Managers (AMIGO)“ gefördert.

- [1] Bellasio, R., Bianconi, R., Mosca, S., Zannetti, P., 2018, Incorporation of Numerical Plume Rise Algorithms in the Lagrangian Particle Model LAPMOD and Validation against the Indianapolis and Kincaid Datasets, *Atmosphere*, 9(10), 404.
- [2] Bokowa A., Diaz C., Koziel J.A., McGinley M., Barclay J., Schaubberger G., Guillot J.-M., Sneath R., Capelli L., Zorich V., Izquierdo C., Bilsen I., Romain A.-C., del Carmen Cabeza M., Liu D., Both R., Van Belois H., Higuchi T., Wahe L., 2021, Summary and Overview of the Odour Regulations Worldwide, *Atmosphere* 12, 206.
- [3] CERC, 2016, ADMS 5 AdmospHERic Dispersion Modelling System User Guide 5.2, Cambridge UK: Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- [4] EPA Victoria, 2004. AUSPLUME Gaussian Plume Dispersion Model - Technical User Manual, Melbourne: EPA Victoria.
- [5] Exponent, 2011, Calpuff Modeling System Version 6 Users Guide, Menlo Park, California, USA: SRC/Exponent.
- [6] Galvin, G., 2005, Masters Thesis: Comparison of on-pond measurement and back calculation of odour emission rates from anaerobic piggery lagoons, Toowoomba: University of Southern Queensland.
- [7] Hurley, P., 2008, TAPM V4 Part 1: Technical Description, Canberra, Australia: CSIRO Marine and Atmospheric Research.
- [8] Jiang, K., Kaye, R., 1996, Comparision study on portable wind tunnel system and isolation chamber for determination of VOCs from areal sources, *Water Science and Technology*, 34, 583-589.
- [9] Kaye, R., Jiang, J., 2000, Development of odour impact criteria for sewage treatment plants using odour complaint history, *Water Science and Technology*, 41(6), 57-64.
- [10] Lucernoni, F., Capelli, L., Sironi, S., 2016, Odour Sampling on Passive Area Sources: Principles and Methods, *Chemical Engineering Transactions*, 54, 55-60.
- [11] Miedema, H., J.I. Walpot, H. Vos (2000) Exposure-Annoyance Relationships for Odour from Industrial Sources. *Atmos. Environ.*, 34(18), 2927-2936
- [12] Öttl, D., 2020, Documentation of the Lagrangian Particle Model GRAL (Graz Lagrangian Model) version 20.1, Graz, Landhausgasse: Government of Styria, Austria, pp 202
- [13] Parker, D. et al., 2013, Standardisation of flux chamber and wind tunnel flux measurements for quantifying volatile organic compound and ammonia emissions from area sources at animal feeding operations, *Atmospheric Environment*, 66, 72-83.
- [14] Prata, A. A. et al., 2018, Mass transfer inside a flux hood for the sampling of gaseous emissions from liquid surfaces – Experimental assessment and emission rate rescaling, *Atmospheric Environment*, 179, 227-238.

- [15] Rossi, A.N., Grande, M., Bonati, S., 2015, The olfactory impact of atmospheric emissions: classification of sensitive receptors. Rimini, Italy, Ecomondo .
- [16] Schusterman, D., 1992, Critical review: the health significance of environmental odor pollution, Archives of Environmental and Occupational Health, 47(1), 76-87.
- [17] Smith, R.J., Watts, P.J., 1994a, Determination of odour emission rates from cattle feed-lots: Part 1, A review, Journal of Agricultural Engineering Research, 57, 145-155.
- [18] Smith, R.J., Watts, P.J., 1994b, Determination of odour emission rates from cattle feed-lots: Part 2, Evaluation of Two Wind Tunnels of Different Size, Journal of Agricultural Engineering Research, 58, 231-240.
- [19] Tinarelli, G., Anfossi D., Bider M., Ferrero E., and S. Trini-Castelli (2000) A new high performance version of the Lagrangian particle dispersion model SPRAY, some case studies. Air Pollution Modelling and its Applications XIII, S.E. Gryning and E. Batchvarova (eds.) Kluwer Academic/Plenum Press, New York, pp. 499-507
- [20] US EPA, 1995, User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Disperison Models - Voulume 1 - User Instructions EPA-454/B-95-003, Research Triangle Park, North Carolina: U.S. Environmental Protection Agency.
- [21] US EPA, 2019, AERMOD Implementation Guide EPA-454/B-19-035, Research Triangle Park, North Carolina: Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency.
- [22] Yamartino, R.J., J.S. Scire, G.R. Carmichael, Y.S. Chang (1992) The CALGRID mesoscale photochemical grid model – I. Model formulation. Atmos. Environ., 26(8), 1493-1512

Emissionsfingerprints zur Abschätzung geruchsintensiver Stoffe aus der Klärschlammertrocknung

Dipl.-Ing. **Oliver Ortlinghaus**, Dipl.-Ing. **Martin Zwoll**,

Liutec Ing.-GmbH, Münster;

PD Dr.-Ing. habil. **Daniel Dobslaw**,

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft,
Universität Stuttgart;

Prof. Dr. **Isabelle Franzen-Reuter**,

Fachbereich Energie, Gebäude, Umwelt, Fachhochschule Münster

Kurzfassung

Als Folge der gesetzlich streng restriktiven Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen erfolgt heute primär die Nutzung des Klärschlammes als Ersatzbrennstoff. Daher ist ein massives Interesse an thermischen Klärschlammertrocknungen, zunehmend auch weltweit, festzustellen. Die aufgrund unterschiedlicher Trocknungstechniken, -temperaturen und nicht reproduzierbarer Schlammzusammensetzung auftretenden, in ihrer Zusammensetzung hochkomplexen Emissionen stellen somit schwer behandelbare Abluftsituationen dar. Dieses gilt im speziellen für die Geruchsemissionen aus der Trocknung, welche nach Vorgabe der TA Luft sowohl 500 GE/m³ nicht überschreiten dürfen als auch die klärschlammtypischen Rohgascharakteristika in der nach Behandlung austretenden Reinluft nicht mehr wahrnehmbar sein dürfen.

Mit Hilfe von Fingerprints wird nun die Einschätzung von Klärschlämmen hinsichtlich ihrer zu erwartenden Emissionen ermöglicht.

1. Klärschlamm-Emissionsfingerprints

Das Merkblatt DWA-M 379 „Klärschlammertrocknung“ gibt Hinweise, welche geruchsintensiven Stoffe bei der Trocknung von Klärschlämmen auftreten können und unter welchen Bedingungen mit hohen Geruchsbelastungen zu rechnen ist. Weiterhin sind die außerhalb des Merkblattes genannten Analyseverfahren, wie z.B. die Bestimmung der Essigsäure-Äquivalente, nur bedingt zielführend, da hier nicht auf die Geruchsstoffe und Geruchsstoffkonzentration zurückgeschlossen werden kann.

Daher wurde seit 2016 eine Datenbank mit stoffspezifischen Emissionswerten aus der Trocknung von unterschiedlichsten Schlämmen bei verschiedenen Trocknungstemperaturen aufgebaut, wodurch mittlerweile ein breites Spektrum an Schadstoffen abgedeckt werden kann. Parallel wurden dazu olfaktometrische Analysen durchgeführt.

Auf dieser Grundlage können die Emissionspotentiale der Schlämme untereinander abgeglichen werden. Hierdurch ist es möglich den zu trocknenden Schlamm vorab in seinem Geruchsstoffpotential in die Kategorie extrem ($> 20.000 \text{ GE/m}^3$), hoch (10.000...20.000 GE/m^3), üblich (3.000...10.000 GE/m^3) oder gering ($< 3.000 \text{ GE/m}^3$) einzustufen. Die so gewonnenen Daten geben Aufschluss darüber, welches Abluftreinigungsverfahren potenziell möglich ist und wo die Grenzen der Abscheidung liegen. Dieser Ansatz bietet speziell bei kritischen Schlämmen die Möglichkeit diese frühzeitig zu identifizieren und entsprechend im Prozess zu bewerten.

Die Zusammensetzung der Abluft und die Schadstoffkonzentrationen werden in Klärschlämmen maßgeblich von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Schlammeigenschaften (z. B. pH-Wert, Kjeldahl-Stickstoff, Konzentrationen an Ammonium, Sulfat, Gesamtschwefel und organischen Bestandteilen, insbesondere Schwefelorganika, Restfeuchte)
- Schlammherkunft (z. B. kommunales Abwasser, Industrieabwasser)
- Schlammvorbehandlung (z. B. Ausfaulung, Grad der Stabilisierung)
- Trocknungstemperatur

Die Zusammensetzung der Abluft, die während der Trocknung von Klärschlämmen entsteht, ist sehr komplex und besteht aus einer Vielzahl an flüchtigen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefel-Verbindungen. Durch Trocknungsversuche konnten Leitkomponenten wie z. B. Ammoniak, Schwefelwasserstoff, Methan, Toluol, Amine, Aldehyde, Ketone, Indole und Thiole identifiziert werden.

Um eine bessere Abschätzung der geruchsintensiven Abluftstoffe bei der Trocknung des Klärschlams tätigen zu können, wurde ein Analysestandard entwickelt. Hierbei werden zunächst die Eingangsparameter der Klärschlammproben (Gesamtkohlenstoff, Methan, Ammoniak, Schwefelwasserstoff und Sauerstoffzehrung) bestimmt. Aufbauend werden Probenauszüge des Klärschlams in einem Batch-Versuch jeweils mit 20°C, 35°C, 50°C, 75°C und 100°C getrocknet und eine Probe aus der Gas-Phase gewonnen und einem Gaschromatographen zugeführt. Ziel ist es die Potentiale und die Temperaturabhängigkeit der Emissionen aus den

Schlämmen zu bestimmen sowie einen „Fingerabdruck“ über die Indikatorverbindungen zu erhalten.

Als Ergebnis der gaschromatographischen Untersuchungen erhält man eine Vielzahl an Komponenten, welche spezifisch für den jeweiligen Klärschlamm sind und qualitativ das Emissionspektrum und semi-quantitativ die auftretenden Schadstoffkonzentrationen beschreiben. Um aufbauend eine bessere Vergleichbarkeit der einzelnen Proben in Hinblick auf das maximale Emissionspotenzial und dem damit verbundenen Geruchsstoffpotential zu erhalten, wird für jede Probe eine TOP 10 der in höchster Konzentration bei einer Trocknungstemperatur von 100°C detektierten Verbindungen erstellt und diese in Prozent gewichtet. Auf dieser Basis wurden über 80 Datensätze erzeugt, welche als Referenzen in einer Datenbank zum Abgleich des vorliegenden Schlammes genutzt werden können.

2. Auswertung und Interpretation der Emissionsfingerprints

Die Daten der untersuchten Schlammproben werden zunächst anonymisiert (Probe 1, Probe 2 etc.) und in den prozentualen Anteilen der Emissionscharakteristik in die Datenbank überführt. Hier sind alle TOP 10 Werte der bisher untersuchten Proben vertreten. Nun können die geruchsintensiven oder besonders im Fokus stehenden Einzelkomponenten ausgewählt werden. Als Resultat können die prozentualen Anteile grafisch dargestellt werden, um die einzelnen Proben miteinander in Relation stellen zu können (siehe Bild 1).

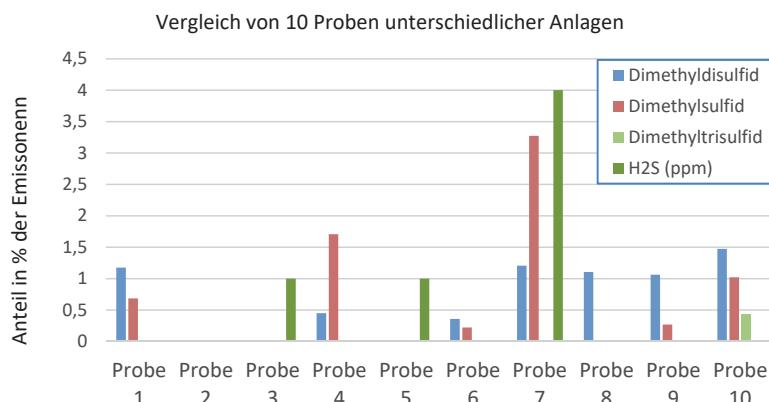


Bild 1: Anteile der Emissionen ausgewählter organischer Sulfide und Schwefelwasserstoff aus verschiedenen Schlämmen

Es ist anzumerken, dass aufgrund der Vielzahl der Daten in Bild 1 nur eine Auswahl von zehn Proben dargestellt wird, um eine bessere Übersicht zu erhalten.

Als Resultat der beispielhaften Auswertung zeigt sich, dass die Probe 7 die höchsten Emissionspotentiale an Schwefelorganika und Schwefelwasserstoff besitzt, während die Proben 2 und 6 hier keine relevanten Emissionen aufweisen. Im Falle der Probe 7 sollte deshalb ein besonderes Augenmerk auf den Klärschlamm gelegt werden, da dieser aufgrund der Zusammensetzung ein hohes Geruchsemissionspotential besitzt, d. h. es gilt

- a) die Ursache der hohen geruchsintensiven Stoffe (Herkunft, Behandlung etc.) zu finden und/oder
- b) bei der Planung der Abluftreinigung entsprechend auf die Abscheidung dieser Stoffe zu achten.

Neben der dargestellten Datenbank, die die Daten bei einer Trocknungstemperatur von 100°C abbildet, ist es in einer weiteren Datenbank möglich den Einfluss der Temperatur – auch im Vergleich zu den anderen Proben – bei 20°C, 35°C, 50°C, 75°C und 100°C aufzunehmen. Diese Abwägung ist besonders dann sinnvoll, wenn der Trocknungsprozess bekannt ist. So können sich je nach Stoffgruppe bei einer Hallentrocknung mit einer Temperatur von max. 50°C die Emissionsfrachten deutlich anders darstellen als z. B. bei einer Bandtrocknung bei Temperaturen oberhalb von 100°C.

3. Fazit

Durch Ermittlung und Abgleich der Emissionsfingerprints ist es möglich, die potenziellen geruchsintensiven Emissionen aus den Klärschlämmen zu bewerten und Abhilfe zu schaffen. Aufgrund der Vielzahl der geruchsintensiven Bestandteile kann mit der Datenbank auch spezifisch nach geruchsintensiven Inhaltsstoffen gesucht werden, welche z. B. durch das Essigsäure-Äquivalent verborgen bleiben. Grundsätzlich bleibt das Verfahren jedoch nur indikativ, da auch die Menge des analysierten Probenmaterials sehr gering ist, was bei inhomogenen Klärschlammtabletts zu Fehlern bei der Interpretation führen kann. Insbesondere die quantitative Bewertung hängt erheblich vom Probenalter ab.

Anwendung des Lagrange-Geruchsradars in der Praxis

Dr. R. Petrich, A. Delan,

IFU GmbH, Frankenberg/Sa.;

P. Fleischer,

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden

Kurzfassung

Seit 2010 arbeitet die IFU GmbH als notifizierte Messstelle für Gerüche an Methoden, Gerüche auch auf technischer Basis zu erfassen. Dazu wurde seither in verschiedenen Publikationen der Entwicklungsprozess der Smellmaster-Technologie präsentiert. Diese verwendet ein speziell zur Detektion von Gerüchen angepasstes Ionenmobilitätspektrometer (IMS).

Aufbauend auf die Erfahrungen beim Erfassen von Gerüchen mit einem IMS konnte um 2017 die Methode des Geruchs-Monitorings mit einem Smellmaster entwickelt werden. Dabei wird ein Smellmaster-Gerät über den Zeitraum von mindestens drei Monaten an einem Aufpunkt platziert und im Takt von zehn Sekunden eine Messung ausgeführt. Die sehr hohe Anzahl von Einzelmessungen über den genannten längeren Zeitraum gestattet den Einsatz von komplexen statistischen Methoden um zu ermitteln, welche und wieviel Geruchsmuster am Aufpunkt vorzufinden waren und wann genau diese auftraten. Diese Ergebnisse konnten bei gleichzeitiger zeitlich hochauflöster Windmessungen mit einem Ultraschallanemometer verwendet werden, um grobe Zuordnungen machen zu können, aus welcher Richtung ein bestimmtes Geruchsmuster hauptsächlich herangetragen wird.

2019 wurde darauf aufbauend mit dem „Lagrange-Geruchsradar“ ein grundsätzlich neuer Ansatz entwickelt, um eine Rückrechnung effektiver im Hinblick auf die Informationsausbeute zu gestalten. Dazu gehört, dass mehr Informationen in die Berechnung einfließen. Grundidee war deshalb, zeitaufgelöste Messwerte für die Immissionskonzentration in Kombination mit zeitaufgelösten meteorologischen Parametern für die Rückrechnung zu verwenden.

Dazu wurde mit dem Programmsystem LASAT ein Verfahren der Lagrange-Rückwärtstrajektorien entwickelt. Dieses basiert darauf, dass die einzelnen Lagrange-Partikel während ihrer Ausbreitung durch das Rechengebiet in jedem Zeittakt verfolgt werden können. Das stellt hinsichtlich der zu verarbeitenden Datenmenge enorme Anforderungen an die Rechentechnik, was aber durchaus zu bewältigen ist. Da im Vorfeld keine Annahmen über die Lage der Quelle gemacht werden müssen, kann mit diesem Verfahren auch ein a-priori nicht bekannter Quellort ermittelt werden, nicht nur eine Emissionsstärke. Voraussetzung dafür ist eine hinreichend

lange Beobachtung der Immissionskenngröße und eine ausreichend große Varianz in den meteorologischen Parametern.

Inzwischen wurde das Verfahren an mehreren praktischen Einsatzfällen erprobt. Neu hinzugekommen ist auch die Möglichkeit, anhand von parallel erfassten Geruchsbeobachtungen durch Anwohner (meist im Rahmen eines Beschwerdemanagements) eine Art Kalibrierung durchzuführen.

Auf dem Poster werden die Entwicklungsschritte der Smellmaster-Technologie rekapituliert, die ersten praktischen Erfahrungen mit dem Lagrange-Geruchsradar vermittelt und die Möglichkeit aufgezeigt, durch Kalibrierung mit menschlichen Beobachtungen Anhaltspunkte für die Geruchsstundenhäufigkeit der einzelnen gefundenen Geruchsmuster zu gewinnen.

1. Smellmaster-Technologie

Die der Smellmaster-Technologie zugrundeliegende Ionenmobilitätsspektrometrie (kurz: IMS) zählt zu den analytischen Methoden, die seit mehr als 40 Jahren Gegenstand vieler Forschungsarbeiten sind. Das Einsatzgebiet erstreckt sich von der Detektion von Sprengstoffen und Drogen bis hin zum Auffinden chemischer Kampfstoffe. Durch Vorteile wie

- eine schnelle Arbeitsweise und ein rein physikalisches Messprinzip bei Atmosphärendruck (kein Vakuum notwendig),
- ein empfindlicher Nachweis von Substanzen bis in den ppb-Bereich,
- eine hohe Selektivität und die Möglichkeit der Detektion von organischen und anorganischen Komponenten sowie
- die Möglichkeit zum portablen Einsatz bei kleinen Abmaßen und Akkubetrieb

findet die Ionenmobilitätsspektrometrie gegenüber den teuren und zeitaufwendigen Analyseverfahren (Gaschromatographie, Massenspektroskopie) zunehmend Anwendung in den Bereichen der Pharmazie, Biotechnik und Umwelttechnik.

Stoffgemische, die Geruchswahrnehmungen auslösen, bestehen aus einer Vielzahl von Einzelsubstanzen, die in ihrer Wirkung kaum quantitativ beschreibbar sind. So können sich Einzelsubstanzen in ihrer Wirkung überlagern, verstärken oder auch aufheben. Technische Ansätze, mit denen anhand von Messungen an Stoffgemischen auf deren physiologische Geruchswirkung auf den Menschen geschlossen werden kann („elektronische Nasen“) wurden in der Vergangenheit untersucht und in der Literatur vorgestellt. Jedoch konnte keiner dieser Ansätze umfassend den Anspruch erfüllen, aus rein technisch (ohne die menschliche Nase) erhobenen Messdaten zuverlässige Aussagen über die physiologische Geruchswirkung der untersuchten Substanzen abzuleiten. Einzelne erfolgreiche Realisierungen ermöglichten die

Lösung von Spezialaufgaben, wie beispielsweise das Auffinden von „Geruch nach Verdorbenem“ in der Lebensmittelindustrie.

Die Erfassung von Gerüchen über die Smellmaster-Technologie zielt nicht auf die Realisierung einer „elektronischen Nase“ ab, sondern ermöglicht bereits an der Geruchsschwelle das Wiedererkennen, Zählen und Unterscheiden von Geruchsmustern, deren Wirkung auf den Menschen bereits bekannt ist.

2. Lagrange-Rückrechnung

Als ein Ansatz zur Verbesserung der Effizienz bei Rückrechnungen wurde die Rückverfolgung von Trajektorien bei der Lagrange-Ausbreitungsmodellierung untersucht. Lagrange-Ausbreitungsmodelle beruhen auf beweglichen Lagrange-Partikeln, die an den Quellpunkten starten und sich geführt von Windfeld und Turbulenzfeld durch das Rechengebiet bewegen. Dabei wird angenommen, dass jedes Lagrange-Partikel eine definierte Masse an Luftbeimengung trägt, deren Ausbreitung modelliert werden soll. Die Anzahl der pro Zeiteinheit emittierten Lagrange-Partikel hat die Dimension Masse pro Sekunde, was dem Emissionsmassenstrom entspricht. Zu jedem Zeitpunkt der modellierten Ausbreitung ist es dann möglich, die Anzahl von Lagrange-Partikeln in einer Gitterzelle zu zählen. Diese Anzahl pro Volumeneinheit hat die Dimension einer Konzentration, woraus über die den Partikeln zugeordnete Masse auf die Konzentration der Luftbeimengung in dieser Zelle zu schließen ist.

Damit ergibt sich eine räumliche (über die Gitterzellen) und zeitliche (über die Zeitschritte der Ausbreitungsmodellierung) Verteilung der Konzentration der Luftbeimengung im ganzen Rechengebiet.

Grundidee der Rückrechnung mit Rückwärts-Trajektorien ist, dass die an einem Aufpunkt eintreffenden Lagrange-Partikel auf ihrer simulierten Flugbahn (Trajektorie) zurückverfolgt werden können. Eine am Aufpunkt gemessene Konzentration muss sich im Kontext der Lagrange-Modellierung über Lagrange-Partikel abbilden lassen, die zuvor am Ort einer Quelle emittiert wurden und sich hin zum Aufpunkt ausgebreitet haben. Für den vereinfachten Fall einer einzigen Punktquelle bedeutet diese Überlegung, dass alle am Aufpunkt ankommenen Lagrange-Partikel am Ort dieser Punktquelle emittiert worden sein müssen. Damit ist es durch Rückverfolgung der Lagrange-Trajektorien möglich, ein Gebiet zu finden, in dem die Punktquelle liegt. Da für die Auswertung möglichst viele Lagrange-Partikel statistisch betrachtet werden, ergibt sich für den gesuchten Quellort natürlich nicht ein einziger Punkt, sondern eine Wahrscheinlichkeitswolke. Für eine stationär modellierte Ausbreitung, also bei als zeitlich konstant angenommenen Parametern für Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Schichtung, entspricht

diese Wahrscheinlichkeitswolke dem Luv-Bereich vor dem Aufpunkt. Sie lässt sich als eine Art rückwärts gerichtete Fahne verstehen.

Eine Bestimmung der Entfernung wird darüber hinaus möglich, wenn man anstelle der statio-när modellierten Ausbreitung eine instationäre Modellierung durchführt.

Bisher wurden mehrere Projekte mit dem vorgestellten Verfahren bearbeitet, die dem Charak-ter nach sowohl Forschungsprojekte als auch konkrete Anwendungsfälle waren.

3. Kalibrierung mit Geruchsbeobachtungen

Jüngst durchgeführte Messprojekte mit der Smellmaster-Technologie bezogen neben einer hochauflösenden Windmessung auch protokolierte Geruchswahrnehmungen von Bewohnern ein. Da für jedes vorgefundene Geruchsmuster ein Zeitverlauf für das Vorhandensein dieses Geruchsmusters im Untersuchungsgebiet bekannt ist, können für jedes Geruchsmuster Korre-lationen mit protokollierten Geruchswahrnehmungen untersucht werden.

Dabei wurde bei mehreren Messprojekten gefunden, dass die protokollierten Geruchswahr-nehmungen gut mit mindestens einem der messtechnisch gefundenen Geruchsmuster korre-lieren. Liegt eine solche Korrelation vor, so kann davon ausgegangen werden, dass genau dieses Geruchsmuster von den Bewohnern wahrgenommen wird und, so häufig auch die Mo-tivation der Messung überhaupt, zu Beschwerden führt.

Da andererseits das betreffende Geruchsmuster auch über die Lagrange-Rückrechnung einer Quelle oder einem Quellgebiet zugeordnet werden kann, lässt sich über eine Schlusskette darstellen, welche Quelle vermutlich zu den Wahrnehmungen bzw. Beschwerden beiträgt.

Darüber hinaus lässt der Vergleich zwischen messtechnisch ermittelter Intensität des jeweili-gen Geruchsmusters und den protokollierten Geruchswahrnehmungen ein Schwellwert finden, ab welcher Intensität ein Geruchsmuster zu Wahrnehmungen führt. Eine Betrachtung des Zeit-verlaufs der gemessenen Intensität des Geruchsmusters erlaubt dann Abschätzungen, wie häufig diese Intensitätsschwelle überschritten wurde. Daraus wiederum können sich Anhalts-punkte dafür ergeben, wie groß die Wahrnehmungshäufigkeit für dieses Geruchsmuster sein könnte.

Durch den Vergleich subjektiver Wahrnehmungen mit objektiven Messungen können ebenfalls fehlerbehaftete Protokolleinträge erkannt und aus der Auswertung herausgelassen werden.

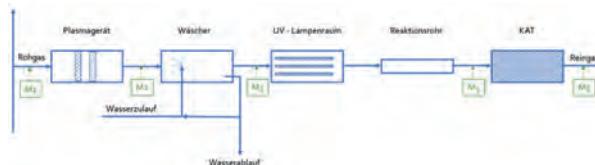
Die Arbeiten zu dieser Thematik in Kooperation mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig wurden im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme "Validierung des technologischen und ge-sellschaftlichen Innovationspotenzials wissenschaftlicher Forschung - VIP+" bundesweit mit einem dritten Preis ausgezeichnet.

Reduzierung der Gerüche und des Gesamtkohlenstoffgehalts bis 3.000mg/m³ aus chemischen Reaktoren mit einer Plasma/UV-C-Kombination

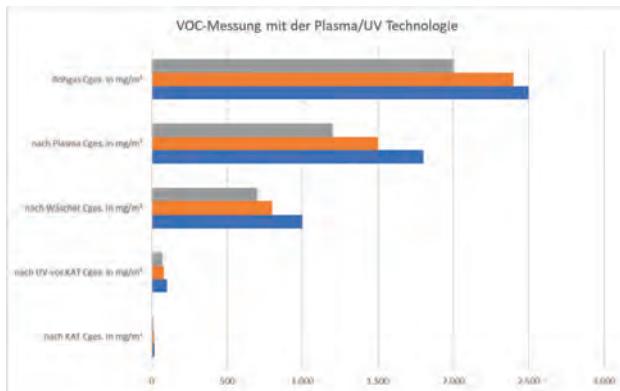
Dr. Dieter Böttger, oxytec GmbH, Hamburg

In der chemischen Industrie werden zur Herstellung chemischer Produkte für die unterschiedlichsten Applikationen unterschiedliche organische Verbindungen wie stickstoffhaltige gesättigte polycyclische Aliphaten und langkettigen aliphatischen Estern sowie aromatische Verbindungen verwendet. Die Produktion wird in vielen Fällen im diskontinuierlichen Betrieb betrieben. Während der Produktion werden bei der jeweiligen Reaktionsführung VOCs (Volatile Organic Components) emittiert, die als Gesamtkohlenstoff (C_{ges}) unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors (FID) im Abluftstrom der Produktion mit einem Maximum auch oberhalb von 3.000mg/m³ aber im Mittel von nur 200mg/m³ Abluft detektiert werden können.

Zur Reinigung der Abluft wurde ein neues kombiniertes Verfahren, bestehend aus einem NT-Plasma- mit einem nachgeschalteten UV-Modul aufgebaut (siehe Abb.), um die VOC-Fracht zu reduzieren.



Das Ergebnis der Betriebsuntersuchungen war, dass der Gesamtkohlenstoff nach dieser Reinigung unter 50mg/m³ lag, also der TA-Luft entspricht.



Mit diesem Verfahren konnte gezeigt werden, dass bei einem diskontinuierlichen Betrieb in der chemischen Industrie eine wirtschaftliche Abluftreinigung auch ohne den Einsatz einer thermischen Behandlungsanlage bei VOC-Gehalten deutlich oberhalb von 1.500mg/m³, die für einen autothermen Betrieb benötigt werden, möglich ist.

Betriebsergebnisse zur Reduzierung des Geruchs und des VOC-Gehalts der Abluft nach der Klärschlammtröcknung (Einsatz eines wirtschaftlichen Anlagenkonzepts zur UV-Technologie)

Dipl.-Ing. Anja Toussaint, oxytec GmbH, Hamburg

1. Einleitung

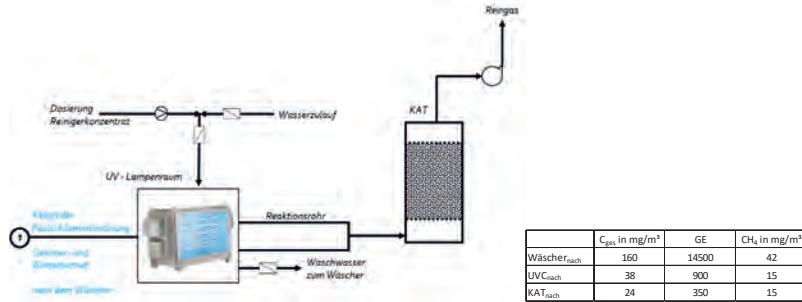
In kommunalen Kläranlagen wird Abwasser aus Haushalten oder Tierverwertungsanstalten, aber auch nur leicht verschmutzte Industrieabwässer mit Hilfe eines aeroben biologischen Abbaus mineralisiert. Nach dem aeroben Abbau wird der Belebtschlamm und der Vorklärung im Faulturm gelagert und einem Faulungsprozess unterworfen. Der Faulschlamm wird danach einer Schlammtennwäscherung zugeführt, um den Trockenstoffgehalt (TS) von ca. 3 bis 5%TS auf 25 bis 30%TS zu erhöhen.

2. Klärschlammtröcknung

Durch die Änderungen der Gesetzgebung für die Ausbringung der Klärschlämme werden in den letzten Jahren Klärschlämme im zunehmenden Maße verbrannt und dienen somit als Energieträger. Dazu muss jedoch nach der Schlammtennwäscherung der TS-Gehalt erhöht werden. Mit diesem Teilschritt der Klärschlammtröcknung soll erreicht werden, dass das Wasser im Klärschlamm mit der aufgeheizten Luft direkt oder indirekt verdampft wird, um die Energieverluste in der nachfolgenden Verbrennungsanlage durch Verdampfen von hohen Wassermengen im Klärschlamm zu reduzieren. Die Temperaturen der Klärschlammtröcknungsanlagen liegen in der Regel zwischen 80°C (Niedertemperaturtröcknung) und 130°C (Hochtemperaturtröcknung), um Restfeuchtegehalte auf bis zu 98% TS zu erhöhen. Beim Trocknungsprozess gelangen Emissionen wie Staub, Schwefelwasserstoff und VOCs wie z.B. Ketone, Aldehyde, Aromaten oder Alkohole in der Abluft. Dadurch können dann bis zu 20.000 und mehr Geruchseinheiten sowie VOC-Gehalte als Cges von 100 bis 300mg/m³ und überschüssige Methan- und Schwefelwasserstoffgehalte in der Abluft nach dem Wäscher gemessen werden.

3. Betriebsergebnisse

Zur Reinigung der Abluft nach dem H₂S-Wäscher wurde ein UV-Verfahren, bestehend dem UV-Lampenmodul mit einem Reaktionsrohr sowie einem Katalysator aufgebaut (siehe Abb.), um den VOC-Gehalt und die Geruchseinheiten zu reduzieren.



Mit diesem Anlagenkonzept wird ein wirtschaftliches Verfahren präsentiert, mit dem der Geruch und der VOC-Gehalt um 85 bis 95% reduziert werden kann. Zusätzlich werden ebenfalls Abluftinhaltsstoffe wie Methan deutlich um ca. 64% reduziert.

Die Neue Fotooxidation in der Abluftreinigung – Biofilter und UV-Technik im Vergleich anhand des großflächigen Einsatzes im Emscherkanal

Dr.-Ing. Frank Seitz, DNFO Abluftconsulting Seitz, Ludwigshafen a. Rh.

Über Jahrzehnte galt für die Abluftbehandlung für geringe bis mittlere Schadstoff- und Geruchsemissionen die Biofiltration und die VDI-Richtlinie 3477 „Biologische Abluftreinigung – Biofilter“ als Stand der Technik und wurde bundesweit zur Einhaltung eines Grenzwerts von < 500 GE/m³ als Verfahren der Wahl eingestuft. Nach Jahren der Entwicklung und Praxiserprobung wurde 2016 mit der VDI-Richtlinie 2441 „Prozessgas- und Abgasreinigung durch ... UV-Strahlung“ u.a. Verfahren auch die UV-Technologie als Stand der Technik akzeptiert und als Lösung anerkannt. Seither steigt die Nachfrage nach dieser Technologie für die Geruchselimination und VOC-Reduktion rapide an. Die Vorteile für Planer und Betreiber hinsichtlich von Platzbedarf, Kosten, Betriebsstabilität und -flexibilität setzen sich am Markt nach und nach durch. Gleichwohl unterscheiden sich beide Verfahren hinsichtlich Leistung und Kosten wie auch im Vergleich zu sonstigen Verfahren (RTO, TNV, etc.) und werden in Fachkreisen unterschiedlich wahrgenommen bzw. interpretiert. Das liegt zum Teil an den verschiedenen Herangehensweisen und Blickwinkeln, mit der man an die Thematik herantritt. So wird bei einer Kostenerhebung oftmals der erhebliche Platzbedarf von biologischen Systemen bzw. der Pflegeaufwand im Betrieb unterschätzt.

So wurden beim Abwasserverband Emschergenossenschaft in Essen nach einem langjährigen Prozess der Projektentwicklung im Rahmen des Generationenprojektes „Emscherkanal“ die bereits vorliegende Genehmigung für Biofilterverfahren zugunsten der UV-Bestrahlungstechnologie geändert und realisiert. 2018 wurden und 2021 werden in zwei Bauabschnitten rund 50 Anlagen zur Geruchsbehandlung der Bewetterungsabluft aus dem ca. 50 km langen Kanal in Betrieb genommen. In Summe werden hier über 1 Million m³/h Abluft von unangenehmen Gerüchen befreit. Dieses Projekt bei einem der größten Wasserwirtschaftsverbände Deutschlands zwischen Dortmund und Duisburg besitzt Leuchtturmcharakter. Viele weitere Wasserverbände stellen sich an ebenfalls von den Vorteilen der Fotooxidation zu profitieren.

Dieser Beitrag soll Anregungen geben, sich mit den Ergebnissen beispielhafter Lösungen kritisch auseinanderzusetzen. Es werden neben den technischen Grundlagen beider Technologien die Herangehensweise im Emscher Projekt sowie Realkostenbetrachtungen aus der Praxis vorgestellt.



Bild 1: Beispielhafte Biofilter- und Fotooxidationsanlagen zur Geruchselimination

Erfahrungen des Projekts Distributed Network for Odour Sensing, Empowerment and Sustainability (D-NOSES) zur Bewertung von Geruchsbelastung durch einen ko-kreativen bürgerwissenschaftlichen Ansatz

G. Schleenstein,

Verein der europäischen Bürgerwissenschaften (ECSA) e.V., Berlin;

C. Diaz,

Ambiente et Odora S.L., Bilbao, Spanien

Kurzfassung

Das von der EU geförderte Projekt *Distributed Network for Odour Sensing, Empowerment and Sustainability* (D-NOSES) gilt als das weltweit größte, zu Geruchsbeeinträchtigungen durchgeführte, bürgerwissenschaftliche Projekt. Es postuliert einen kollaborativen Ansatz aller Beteiligten, um mit Geruchsproblemen umzugehen. Ein zentraler Aspekt sind Bürgerbeobachtungen von Geruchsepisoden, die transparent gesammelt, veröffentlicht und ausgewertet werden.

1. Das D-Noses Projekt

Das D-NOSES Projekt wurde von der EU über das Horizon 2020-SwafS (Science with and for Society) Programm gefördert. Mit drei Jahren Laufzeit (2018-2021), einem Budget von ca. 3,4 Mio. Euro, 14 Konsortiumsteilnehmern, sowie zehn Fallstudien innerhalb und außerhalb Europas (Deutschland, Großbritannien, Portugal, Italien [1], Griechenland [2], Bulgarien, Spanien, Chile [3], Uganda) gilt es als das weltweit größte, zu Geruchsbeeinträchtigungen durchgeführte, bürgerwissenschaftliche Projekt.

2. Die D-Noses Methodologie

Als Prämisse arbeitet das Projekt mit *Responsible Research and Innovation* als Kooperation in der Vierfach-Helix (Wissenschaft, Verwaltung, Wirtschaft, Zivilgesellschaft) und beschreitet einen integrativen, bottom-up Ansatz [4]: Die Bürger sind oftmals als Urheber vieler geruchsintensiver Produkte (z.B. Abfälle und Abwasser) für die Geruchsemissionen mitverantwortlich. Durch ihre Einbindung in lokale Entscheidungs- und Verwaltungsprozesse, können sie sich für Umweltprobleme sensibilisieren, ihr Verhalten anpassen und lokale

Vorschriften für eine nachhaltige Gesellschaft mitgestalten. Durch ihre Partizipation können die Geruchsemittenten ihre Beziehungen zur Gesellschaft verbessern, und die lokalen Behörden können Transparenz und das Vertrauen in öffentliche Einrichtungen erhöhen.

Ein typischer D-NOSES Projektzyklus sieht die folgenden acht Phasen vor:

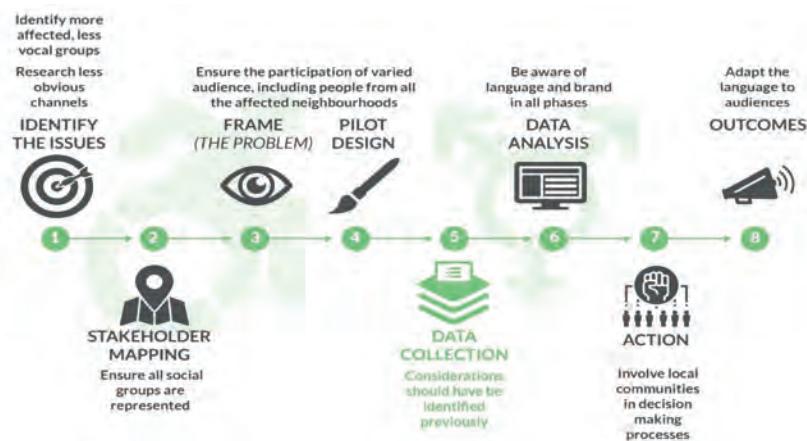


Bild 1: Die acht Phasen des D-NOSES Engagement Model

Ein wichtiger Aspekt ist hierbei die aktive Einbeziehung der Bürger in allen acht Phasen. Dieser Ansatz wurde in der letzten Dekade unter dem Begriff *Extreme Citizen Science* von einer Forschungsgruppe des University College London entwickelt. Dies geht weit über klassische bürgerwissenschaftliche Ansätze hinaus, in der die Bevölkerung lediglich zur Datensammlung herangezogen wird. Entscheidend für die Qualität der erhobenen Geruchsbeobachtungen im Rahmen des D-NOSES Projekts ist die Schulung der Teilnehmer, sei es in Techniken der Rasterbegehung, Geruchstraining (z.B. mit sniffin' sticks oder an der Geruchsquelle gezogenen Proben) zur Diskrimination bzw. Identifikation von Geruchsstoffen, der Hedonik oder der Intensität von Gerüchen.

3. Die D-Noses Produkte und Ergebnisse

Die mobile Applikation OdourCollect

Die Bewertung von Empfindlichkeit und Geruchsbelästigung kann mit Hilfe traditioneller psychometrischer Verfahren (z.B. VDI-Richtlinie 3883 Blatt 1 und 2) erfolgen. Diese haben jedoch eine Einschränkung in dem Sinne, dass sie kein Echtzeitregister von Geruchsbeobachtungen vorsehen, welches für die Bewertung der Rezeptorempfindlichkeit

entscheidend ist. Aus diesem Grund wurde von D-NOSES die gemeinschaftliche Kartierungs-App OdourCollect weiterentwickelt. OdourCollect ist eine quelloffene, sogenannte Freie Software, deren „copy-left“ Lizenzierung Veränderungen und Weitergabe durch Nutzer zulässt. Der Quellcode ist auf dem GITHUB Portal (<https://github.com/lbercivis/odourcollect.eu>) verfügbar. Das Front-end der Applikation ist für intelligente Mobiltelefone mit Android oder iOS Plattformen kostenfrei in den jeweiligen Stores erhältlich oder kann per Webbrower plattformübergreifend genutzt werden. Das Back-end stellt einfache Möglichkeiten zur Datenauswertung zur Verfügung, allerdings können auch Module zur Quelltermrückrechnung („inverse Ausbreitungsrechnung“) hinzugefügt werden.

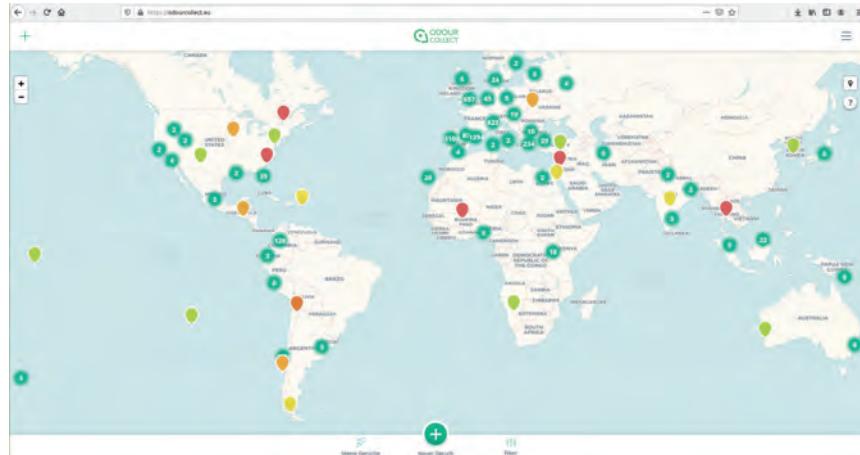


Bild 2: Oberfläche OdourCollect.eu

Das Internationale Geruchsobservatorium

Das Internationale Geruchsobservatorium (<https://odourobservatory.org>) wurde entwickelt, um die Lücke beim Zugriff auf Informationen in Bezug auf Geruchsprobleme zu schließen. Diese Ressource wurde erstellt, um allen zu helfen, die eine Rolle bei der Verursachung oder Bekämpfung von Geruchsverschmutzung spielen, einschließlich Einzelpersonen und Bürgervereinigungen; politische Entscheidungsträger und Regulierungsbehörden; Wissenschaftler und Industrie. Es enthält Informationen zu Geruchsproblemen, Vorschriften, Forschung, Datenerhebungsmethoden und Technologien zu Geruchsminderungsmaßnahmen.

4. Ausblick

Die Erkenntnisse des D-NOSES Projekts fließen derzeit in Spanien in ein Standardisierungsvorhaben ein, welches Kriterien für die Auswertung von Geruchskatastern auf Basis von Bürgerbeobachtungen liefern soll [5].

Aber auch staatliche Stellen setzen auf offene bzw. öffentliche Plattformen, wie eine jüngste Initiative aus der Lombardei in Italien zeigt. Dort wurde im Oktober 2020 entschieden, eine Plattform zu entwickeln, mittels derer Geruchsmissionen durch Bürgerbeobachtungen kontrolliert und überwacht werden sollen [6].

Danksagung

Das Projekt wurde im Rahmen der Finanzhilfevereinbarung Nr. 789315 aus dem Forschungs- und Innovationsprogramm der Europäischen Union Horizon 2020 finanziert.

Literaturangaben

- [1] Lotesoriere, B. J.; Giacomello, A. D.; Bax, C.; Capelli, L. (2021): The Italian Pilot Study of the D-noses Project: an Integrated Approach Involving Citizen Science and Olfactometry to Identify Odour Sources in the Area of Castellanza (va). *Chemical Engineering Transactions*, 85: 145-150, Mailand.
- [2] Vlachos, S.; Karakosta, Ch.; Sideri, V.; Antoniadis, K.; Siskos, A. (2021): Improving the Impact of Odour Nuisance in Thessaloniki: a Stakeholder Engagement Approach. *Chemical Engineering Transactions*, 85: 133-138, Mailand.
- [3] Schleenstein, G.; Muñoz, N.; Balestrini, M.; Righi, V.; Errandonea, L. (2021): Outcomes of a Citizen Science Methodology and Traditional Odour Impact Evaluation Techniques Applied in a Chilean Pilot Study. *Chemical Engineering Transactions*, 85: 139-144, Mailand.
- [4] Arias, R.; Capelli, L.; Diaz, C. (2018): A new methodology based on citizen science to improve environmental odour management. *Chemical Engineering Transactions*, 68: 7-12, Mailand.
- [5] Izquierdo, C.; Diaz, C.; Anton, A.; Kavanagh, R.; Burbano, J.; Hernandez, M.; Salas Seoane, N.; Arias, R. (2021): Standardizing the monitoring of odour pollution through citizen science: the experience in Spain, D-NOSES, H2020-SwafS-23-2017-789315.
- [6] Consiglio Regionale Della Lombardia (2020): Ordine del giorno concernente le risorse finanziarie a favore dello sviluppo di una piattaforma per implementare un sistema di controllo e monitoraggio delle immissioni odorigene. Deliberazione Consiglio regionale 28 luglio 2020 n. XI 1258, Bollettino Ufficiale Regione Lombardia, 6. Oktober 2020.

Geruchsemissionsfaktoren für Kompostierungs- und Vergärungsanlagen

Dipl.-Ing. (FH) **Volker Kummer**,
Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie,
Wiesbaden

Im Rahmen der Planung und Genehmigung von biologischen Abfallbehandlungsanlagen ist es notwendig u.a. die Geruchsimmissionen im Umfeld der Anlage durch Ausbreitungsrechnung zu ermitteln. Dazu sind u.a. die spezifischen Emissionen in die Ausbreitungsrechnung einzubinden.

Für Kompostierungs- und Vergärungsanlagen gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Anlagenkonzepte und eine entsprechende Varianz der Geruchsemissionen. Dies führt im Genehmigungsverfahren häufig zu unterschiedlichen Ansätzen der Emissionen.

In der VDI 3475 Blatt 7 (2021) wurden Geruchsemissionsfaktoren für Kompostierungs- und Vergärungsanlagen auf der Grundlage von praktischen Untersuchungen, Literaturdaten und Sachverständigengutachten ermittelt und als Konventionswerte zusammengefasst. In dem Vortrag werden die Ergebnisse dargestellt.

Geruchsmessung per App

Digitalisierung der Gerüche

Kai Bender, BenLoTech, Leichlingen

Kurzfassung

Bei der Messung von Gerüchen in der Umwelt gibt es eine Vielzahl an Möglichkeiten zur Digitalisierung. Die Datenerhebung von Prüfern im Feld ermöglicht durch die Nutzung einer App viel Potenzial zur Steigerung der Effizienz des Vorgangs.

1. Die Vorteile

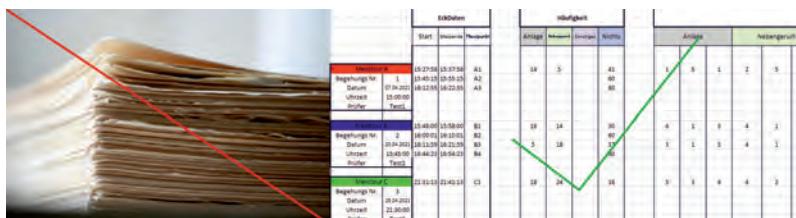
Der offensichtlichste Vorteil der App Nutzung ist die Einsparung von Papier und dem benötigten Personal um die ermittelten Daten in besser auswertbare Formate zu übertragen. Darüber hinaus gibt es weitere Vorteile wie einer geringeren Wetterabhängigkeit. Handys lassen sich zum Beispiel bei Regen einfacher bedienen als Papier.

Weiterhin lassen sich in eine App mehr Funktionen einbauen um Eingaben einfach, intuitiv bedienbar und richtig zu halten. Dazu gehören Tooltips, Ausschluss unmöglicher Eingaben, Vervollständigung und weiteres. Mit den Möglichkeiten des Internets können nun auch Änderungen leicht vorgenommen werden, es können Prüfer Synchronisiert werden und es kann auf Ergebnisse in Echtzeit reagiert werden.

2. Neue Möglichkeiten

Neben den bereits genannten direkt umsetzbaren Vorteilen gibt es auch weitere mögliche Funktionen, welche nach Bedarf in der Zukunft implementiert werden könnten. Zwei Optionen über die man nachdenken könnte wären zunächst die Reduktion von Kontroll-Personal durch

GPS/Mobilfunk Anwesenheitskontrolle. Ebenfalls könnten Messpunkte sogar dynamisch geplant werden da Gerüche per App-Interface Zeitlich genauer festgehalten und einem Ort zugeordnet werden können.



Messreihen zur Ermittlung der Labor-Geruchsschwellen für die Prüfgase THT und ETX

Vergleich mit Geruchsschwellen aus Ringversuchen

Dipl.-Ing. **Beate Kyriazis**,
Braunschweiger Umwelt-Biotechnologie GmbH (BUB)

1. Kurzfassung

Für definierte Konzentrationen der Prüfgase ETX (Ethylbenzol, Toluol, o-, m-, p-Xylol) und THT (Tetrahydrothiophen) wurden durch die BUB GmbH (akkreditiertes Prüflabor für Geruch) Messreihen durchgeführt zur Ermittlung der Labor-Geruchsschwellen. Die ermittelten Werte wurden mit anderweitig ermittelten Geruchsschwellen (z.B. aus Ringversuchen) verglichen. Der Schwankungsbereich von Einzelprüfern wird dargestellt mit einem Vergleich hinsichtlich der Empfindlichkeit auf Butanol und auf die verwendeten Prüfgase ETX und THT.

2. Bestimmung Labor-Geruchsschwellen

Die Bestimmung der Labor-Geruchsschwellen erfolgte mittels Olfaktometrie gem. DIN EN 13725 bzw. VDI 3884 Bl.11 [1+2]

Zur Ermittlung der Labor-Geruchsschwellen werden gem. DIN EN 13725 auf Butanol geprüfte und geeignete Prüfer eingesetzt.

1.1 Einsatz von Prüfgasen

Die Ermittlung der Laborgeruchsschwelle für THT und ETX erfolgte mit Prüfgasen einer konstanten Zusammensetzung und Konzentration über einen Zeitraum von 9 Monaten.

ETX mit 49,3 ppm und THT mit 1,19 ppm. Die ETX-Anteile sind dabei in gleichen Massen-Prozenten vorhanden.

Für die Prüfgase wurde eine Stabilität gewährleistet, bzw. die Konzentration wurde in regelmäßigen Abständen kontrolliert.

1.2 Durchführung der Ermittlung der Schwellenwerte

Die Werte für die Prüfgase wurden an verschiedenen Tagen über ca. 9 Monate jeweils mit einem Prüferkollektiv aus 4 Personen ermittelt. Dabei wurden die Werte der letzten 10 – 20 Messungen betrachtet.

Zur Bestimmung eines Mittelwertes wurden alle Einzelergebnisse betrachtet und geometrisch gemittelt.

1.3 Ergebnisse

ETX:

Keine Einhaltung der Wiederholpräzision r

$r > 0,477$

Zeitliche Tendenz von Januar bis September

Wert ansteigend

- Labor-Geruchsschwelle durch BUB GmbH ermittelt für ETX: **272 $\mu\text{g}/\text{m}^3$**
- Zum Vergleich: Geruchsschwelle Ringversuch 2020 **225 $\mu\text{g}/\text{m}^3$**

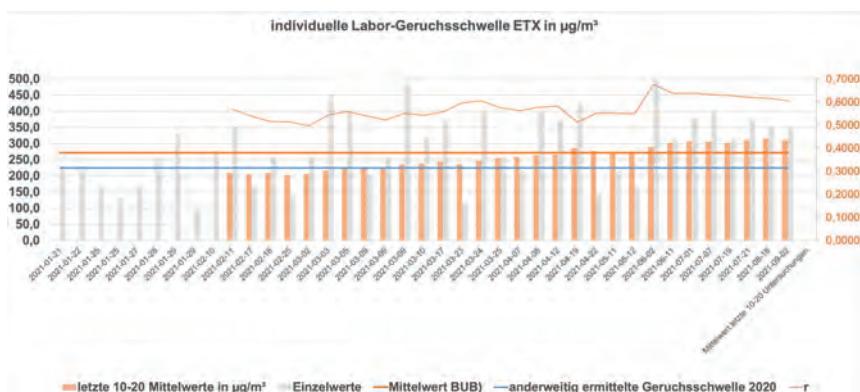




Bild 2: Labor-Geruchsschwelle THT

1.4 Bewertung

Für ETX ist eine etwas höhere Labor-Geruchsschwelle erkennbar als im Ringversuch ermittelt. Die Schwankungen sind hoch, so dass eine Wiederholpräzision r nicht eingehalten werden kann.

Die THT Schwelle ist deutlich höher als im Ringversuch 2020 ermittelt, jedoch ungefähr in der gleichen Größenordnung wie im Ringversuch von 2019.

Eine mögliche Ursache ist eine zu hohe Unsicherheit (große Streuung) bei Anwendung von relativ geringen Konzentrationen.

3. Darstellung Einzelprüfer und Zusammenhang der Empfindlichkeit auf Geruchsstoffe

3.1 Darstellung Einzelprüfer

In den Diagrammen in der Präsentation sind für Einzelprüfer die Schwankungsbereiche für die Prüfgase ETX und THT dargestellt. Dabei wurde jeweils der Mittelwert (durch BUB GmbH) der Einzelergebnisse dargestellt mit dem definierten Schwankungsbereich von 50% - 200% vom Mittelwert.

Letztendlich wurden die Mittelwerte der letzten 20 Ergebnisse für die Einzelprüfer für die Stoffe Butanol, ETX und THT aufgetragen.

Das Sortierkriterium war dabei die Butanol-Konzentration in aufsteigender Reihenfolge. Aus dem Diagramm ist ersichtlich, dass kein Zusammenhang besteht zwischen Prüferempfindlichkeit auf Butanol und Prüferempfindlichkeit auf ETX bzw. THT.

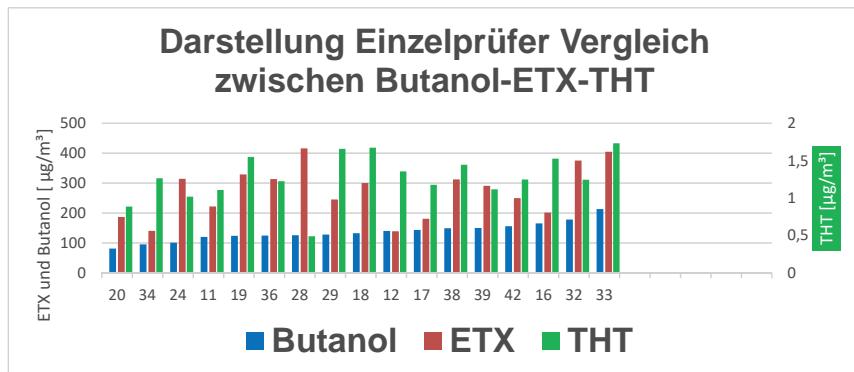


Bild 3: Geruchsschwellen Einzelprüfer mit Werten für Butanol, ETX und THT

Literatur

- [1] DIN EN 13725-07/2003 Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie
- [2] VDI 3884 Bl.11 Olfaktometrie- Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie

Immissionsschutz bei Tierwohlställen in Bayern

Schwerpunkt Schweinehaltung

F. Krischke, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

Kurzfassung

Nachdem die Entwicklung bei der Schweine- und Geflügelhaltung in den letzten Jahrzehnten hauptsächlich unter dem Fokus einer möglichst kosteneffizienten Produktion lag, steigt gegenwärtig der gesellschaftliche Anspruch nach mehr Tierwohl und umweltgerechteren Produktionsverfahren. Letzteres wurde nun sowohl von der Politik, als auch vom Handel durch gezielte Förderungsmaßnahmen für sog. "Tierwohlställe" aufgegriffen. Eine Umstellung von zwangsgelüfteten Stallungen (teilweise mit Abgasreinigung) und mit guten Ableitbedingungen (Kamine) hin zu frei gelüfteten Ställen mit bodennahen Emissionsquellen, z.T. mit Auslauf, kann jedoch zu einem höheren Belastungspotential insbesondere für Geruch in der näheren Umgebung führen. Bei den Ammoniakemissionen kann derzeit nicht ausgeschlossen werden, dass durch die Zunahme von verschmutzen Flächen auch die Emissionen steigen. Dabei sind gerade in diesem Bereich zukünftig hohe Minderungsziele von der EU für Deutschland vorgegeben (NEC-RL (EU) 2016/2284 vom 14.12.2016).

Bundesweit gibt es keine einheitliche Vorgehensweise, wie diese Anlagen aus immissionsschutzfachlicher Sicht bewertet werden sollen. Ebenso gibt es kaum Untersuchungen, durch welche technischen Maßnahmen und Managementvorgaben die Emissionen bei diesen Stallsystemen gemindert werden können.

Im Projekt "Immissionsschutzanforderungen bei der Errichtung von Tierwohlställen in Bayern" werden Immissionen von bestehenden Tierwohlställen im Bereich der Schweinehaltung erfasst, bewertet und mit Immissionsprognosen verglichen.

Durch die Zusammenführung von Recherche- und Untersuchungsergebnissen sollen Handlungsempfehlungen für den Vollzug in Bezug auf eine einheitliche und rechtssichere Vorgehensweise bei der Genehmigung erstellt werden.

1. Einleitung

Gegenwärtig steigt der gesellschaftliche Anspruch nach mehr „Tierwohl“ und umweltgerechteren Produktionsverfahren. Dies wurde sowohl von der Politik, als auch vom Handel durch gezielte Förderungsmaßnahmen für sog. „Tierwohlställe“ aufgegriffen. Das Kompetenznetzwerk Nutztierhaltung empfiehlt eine Umstellung auf Außenklimaställe bis 2040 [1]. Diese Position wurde auch im Papier der Zukunftskommission Landwirtschaft [2] übernommen. Im Konjunkturprogramm sollen dazu deshalb für die Jahre 2020 und 2021 bis zu 300 Millionen an Geldern für den Umbau von Ställen bereitgestellt werden [3]. Insbesondere aber der Druck durch den Lebensmitteleinzelhandel auf Produkte aus besonders artgerechter Tierhaltung umzusteigen [4] wird die Transformation in Zukunft noch beschleunigen. Derzeit laufende Genehmigungsverfahren werden jedoch durch Wissenslücken im Emissionsverhalten dieser Anlagen erschwert. Der Widerstand gegen geplante Ausläufe und Offenställe in der benachbarten Wohnbebauung wächst, eine rechtssichere Beurteilung ist oft schwierig.

2. Untersuchungsrahmen und Zielsetzung

Das Projekt soll Wege zur Genehmigungsfähigkeit von Tierwohlställen aufzeigen. Hierzu können Erfahrungen der bereits existierenden Betriebe genutzt und Praxisuntersuchungen durchgeführt werden. Die Praxiserfahrungen der letzten Jahre werden dann in eine Bewertungsmatrix einfließen. Messungen von notwendigen Geruchsabständen durch Begehungen und Erfassung von Ammoniakkonzentrationen im Umfeld der Anlage helfen die Anforderungen in Bezug auf den Immissionsschutz besser einzuschätzen. So können schädliche Umwelteinwirkungen verhindert und ein möglicher Zielkonflikt von Umweltschutz und Tierwohl minimiert werden. Dadurch wird eine einheitliche und rechtssichere Genehmigungspraxis in Bayern möglich.

Der folgende Untersuchungsrahmen ist im Projekt vorgesehen:

- Vertiefte Recherche zu bereits bestehenden Tierwohlställen im Bereich Schweinehaltung in Bayern, um Kenntnisse über das Immissionspotential im Rahmen von Genehmigungsverfahren zu erlangen.
- Durchführung von Immissionsmessungen an 3 – 4 verschiedenen Tierwohlställen.
 - Fahnenbegehungen gemäß DIN EN 16841-2 [5],
 - Polaritätenprofile gemäß VDI 3940 Blatt 4 [6],
 - Intensitäten und Hedonik gemäß VDI 3940 Blatt 3 [7],
 - Passivsammlermessung für Ammoniak nach VDI 3869 Blatt 4 für Probenahme und Analytik [8],

- ggf. Bulksammler für die Stickstoffdeposition nach VDI 4320 Blatt 1 [9],
 - ggf. Staubmessung nach VDI 4285 Blatt 3 [10],
 - und ggf. Bioaerosolmessung nach VDI 4253 Blatt 3 [11].
- Erstellung von Immissionsprognosen an ausgewählten Beispielen.
 - Zusammenführung von Recherche- und Untersuchungsergebnissen als Handlungsempfehlung für den Vollzug in Bezug auf Einheitlichkeit und rechtssichere Vorgehensweise bei der Genehmigung und im Beschwerdefall trotz noch vorhandener Wissenslücken.

Dabei wird während der gesamten Laufzeit besonders auf die intensive Zusammenarbeit und den Austausch mit der Landwirtschaft und dem Gewässerschutz (z. B. bei Auslaufhaltung) Wert gelegt. In diesem Zusammenhang werden derzeit bundesweit Forschungen zu Tierwohlställen durchgeführt. Die Mitarbeit in bundesweiten Arbeitsgruppen ist vorgesehen.

Insbesondere durch die kleinstrukturierten Gebiete im Süden Deutschlands können durch die Berücksichtigung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes andere Lösungsansätze notwendig sein als bei Großstallungen, wie sie z. B. im Nordosten Deutschlands dominieren. Hier gilt es in Zusammenarbeit mit den Vertretern der Landwirtschaft in Bayern und evtl. auch in anderen kleinstrukturierten Ländern wie z. B. Baden-Württemberg gemeinsam eine sachgerechte Lösung aufzuzeigen.

Das Projekt hat eine Laufzeit bis November 2023. Erste Ergebnisse der Untersuchungen sind im Jahr 2022 zu erwarten. Es wurden bereits Untersuchungen zu verschiedenen artgerechten Stalltechniken durchgeführt und einzelne Ställe bei Ortsbesichtigungen näher betrachtet. Die Erkenntnisse werden für die Bewertung der Tierwohlställe mit einbezogen.

3. Literatur

- [1] Kompetenznetzwerk Nutztierhaltung, „Empfehlungen des Kompetenznetzwerks Nutztierhaltung,“ 2020.
https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Tiere/Nutztiere/200211-empfehlung-kompetenznetzwerk-nutztierhaltung.pdf?__blob=publicationFile&v=3.
- [2] Zukunftskommission Landwirtschaft, „Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe,“ 2021.
https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Landwirtschaft/abschlussbericht-zukunftskommission-landwirtschaft.pdf?__blob=publicationFile&v=2.
- [3] Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, „Pressemitteilung Nr.145/2020,“ 2020. <https://www.bmel.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2020/145-sonderamk.html>.
- [4] DPA, „Handel setzt auf mehr Tierwohl: Abschied vom Billigfleisch,“ 2021.
- [5] DIN EN 16841-2:2017-03 . (Außenluft - Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen - Teil 2: Fahnenmessung; Deutsche Fassung EN 16841-2:2016
- [6] VDI 3940 Blatt 4:2010-06. Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung – Polaritätenprofile
- [7] VDI 3940 Blatt 3:2010-01. Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen - Ermittlung von Geruchsintensität und hedonischer Geruchswirkung im Feld.
- [8] VDI 3869 Blatt 4:2012-03. Messen von Ammoniak in der Außenluft - Probenahme mit Passivsammlern - Fotometrische oder ionenchromatografische Analyse.
- [9] VDI 4320 Blatt 1:2010-01. Messung atmosphärischer Depositionen - Probenahme mit Bulk- und Wet-only-Sammlern - Grundlagen.
- [10] VDI 4285 Blatt 3:2015-11. Messtechnische Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen - Quantifizierung von diffusen Feinstaubemissionen aus industriellen Anlagen einschließlich landwirtschaftlicher Quellen.
- [11] VDI 4253 Blatt 3:2019-05. Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft - Verfahren zum quantitativen kulturellen Nachweis von Bakterien in der Luft - Verfahren nach Abscheidung in Flüssigkeiten.

Neufassung TA Luft: Schornsteinhöhenbestimmung (Geruch)

H. Lauerbach, Lohmeyer GmbH, Dresden

Das zentrale Regelwerk zur Luftreinhaltung in Bezug auf immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Anlagen in Deutschland, die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft), tritt in seiner Neufassung im Dezember 2021 in Kraft. Es wird im Poster dargestellt, welche Anforderungen sich aus der novellierten TA Luft für die Schornsteinhöhenermittlung (besonders für Geruch) ergeben und welche Werkzeuge zur Verfügung stehen. Außerdem werden wesentliche Änderungen zur TA Luft 2002 benannt.

Ableitung von Abgasen nach Nr. 5.5 TA Luft (2021)

Für eine Schornsteinhöhenermittlung von Quellen mit Geruchsstoffen sind zwei Bereiche der TA Luft zu beachten: die Nr. 5.5 (Ableitung von Abgasen) und Anhang 7 (Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen).

Die Nr. 5.5 der TA Luft gliedert sich in eine Abfolge aus Berücksichtigung des Gebäudeumströmungseinflusses (Nr. 5.5.2.1), Berücksichtigung der Quellstärke (Nr. 5.5.2.2) und der Überprüfung bzw. Korrektur der erforderlichen emissionsbedingten Schornsteinhöhe nach NR. 5.5.2.2 wegen geschlossener Bebauung/Bewuchs und Gelände (Nr. 5.5.2.3). Nr. 5.5.2.2 und Nr. 5.5.2.3 kommen nur zur Anwendung, wenn es sich nicht um Quellen mit ausschließlich Geruchsstoffen handelt.

Die Neufassung der TA Luft sieht bzgl. der Schornsteinhöhenermittlung nach Nr. 5.5.2.1 die Anwendung der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Juli 2017) vor. Die nach dieser Richtlinie bestimmte Mindesthöhe genügt den Anforderungen nach Nr. 5.5.1 zum ungestörten Abtransport der Abgase mit der freien Luftströmung und zur ausreichenden Verdünnung der Abgase. Die Formeln der VDI 3781 Blatt 4 (Juli 2017) können eigenständig angewendet werden, alternativ kann ein vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten Excel-Arbeitsblatt verwendet werden. Als Instrumente stehen hierfür auch kostenpflichtige softwaretechnische Umsetzungen der VDI-Richtlinie zur Verfügung (siehe Abb. 1).

Für die Ermittlung der emissionsbedingten Schornsteinhöhe (Nr. 5.5.2.2) sind vereinfachte Ausbreitungsrechnungen nach Anhang Nr. 14 Anhang 2 (Ausbreitungsrechnung zur Bestimmung der Schornsteinhöhe) durchzuführen. Dafür wird mit den Programmen BesMIN (Einzel schornstein, Abb. 2) und BesMAX (Überlagerung mehrerer Schornsteine) eine öffentliche Referenzlösung vorgesehen, welche ab Oktober auf der UBA-Homepage zum Download bereit steht.

Diese emissionsbedingte Schornsteinhöhe muss bei umgebender geschlossener Bebauung oder geschlossenem Bewuchs oder Lage in einer geländebedingten Kavitätszone des Windfeldes ggf. noch nach Nr. 5.5.2.3 korrigiert werden.

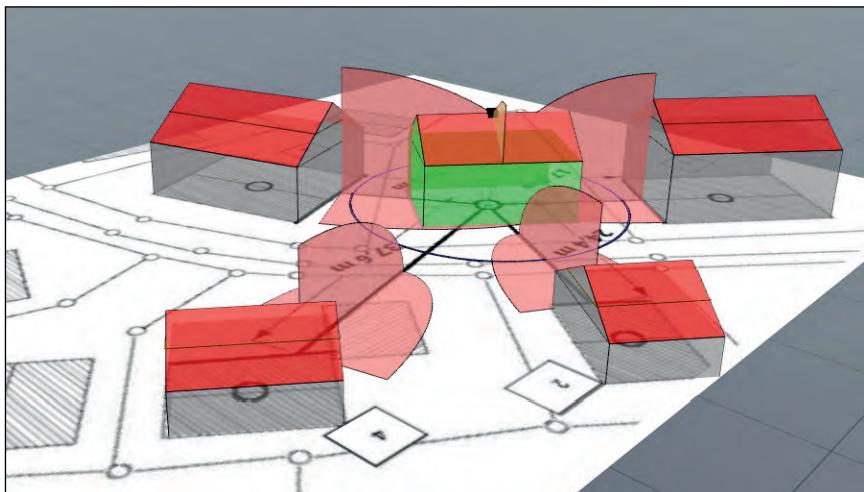


Bild 1: Beispielhaftes Ergebnis einer Berechnung der gebäudebedingten Schornsteinhöhe nach VDI 3781 Blatt 4 (2017) mit WinSTACC

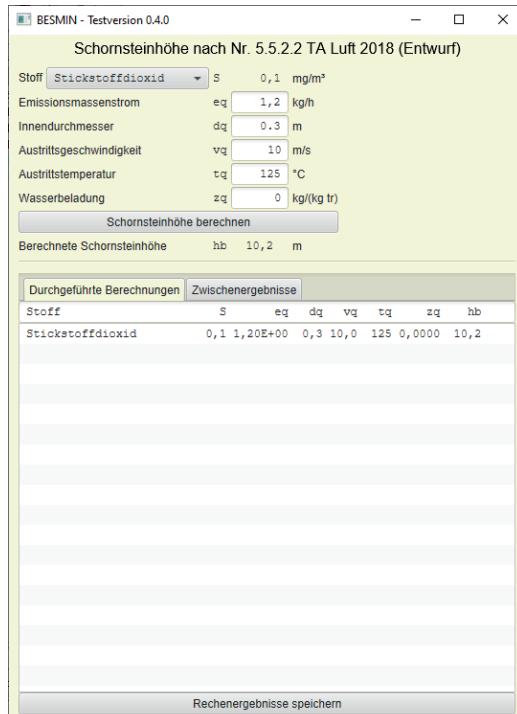


Bild 2: Programmoberfläche BesMIN zur Ermittlung der emissionsbedingten Schornsteinhöhe nach Nr. 5.5.2.2 TA Luft

Dazu sind zum einen die größten mittleren Höhen der Hindernisse (Bebauung/Bewuchs) von 5 % einer Fläche mit einem Radius der 15-fachen Schornsteinhöhe (nach Nr. 5.5.2.2) zu ermitteln. Zum anderen soll bei Tallage der Winkel zum Landschaftshorizont von der Schornsteinmündung aus betrachtet, in einem 20° breiten Sektor kleiner gleich 15° sein. Hierfür stehen u.a. GIS-gestützte Vorgehensweisen zur Verfügung (siehe Abb. 3).

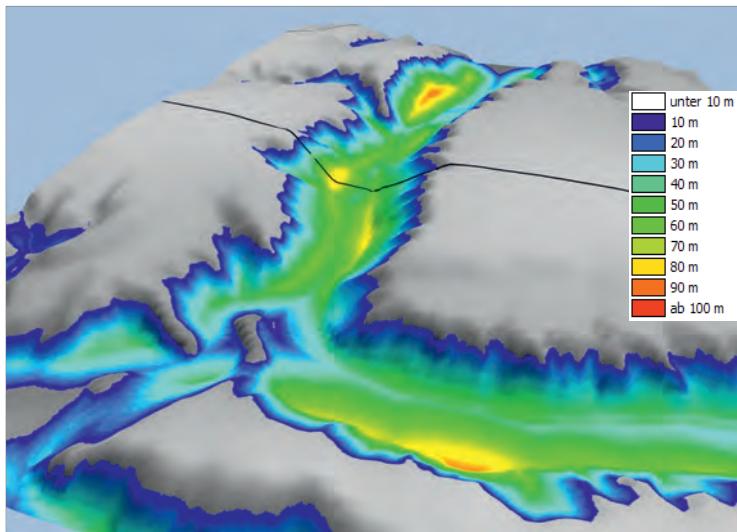


Bild 3: Beispielhaftes Ergebnis einer flächenhaften Berechnung der erforderlichen geländebedingten Schornsteinhöhen nach Nr. 5.5.2.3 TA Luft mit LohKav (LfUG Sachsen)

Ableitung von Geruchsemissionen nach Nr. 2 Anhang 7 TA Luft (2021)

Zusätzlich zu den Anforderungen an die Abgasableitung nach Nr. 5.5 der TA Luft ist bei der Untersuchung von Geruchsstoffen der Anhang 7 TA Luft (ehem. Geruchs-Immissionsrichtlinie - GIRL) zu beachten. In Nr. 2.1 wird beschrieben, dass die Schornsteinmindesthöhe i.D.R. so zu bemessen ist, dass die zu erwartende Zusatzbelastung des untersuchten Schornsteins an Geruchsstundenhäufigkeit auf keiner Beurteilungs-fläche den Wert 0.06 überschreitet. Für die Bestimmung der Zusatzbelastung steht das Ausbreitungsmodell nach Anhang 2 TA Luft frei zur Verfügung (vgl. Abb. 4). Bei der Immissionsermittlung ist zu beachten, dass für die Schornsteinhöhenbestimmung die Gewichtungsfaktoren nach Anhang 7, Nr. 5 und Tabelle 24, Nr. 4.6, keine Anwendung finden.

Änderungen im Vergleich zur TA Luft 2002

Der Ablauf zur Ermittlung der Schornsteinhöhe hat sich im Vergleich zur TA Luft 2002 nicht grundsätzlich geändert. Die wesentlichen Änderungen sind im Folgenden zusammengefasst.

Die bisher definierten Mindestbedingungen nach Nr. 5.5.1 und 5.5.2 TA Luft 2002 sind durch die Einbindung der VDI 3781 Blatt 4 (2017) nun konkretisiert. Das Merkblatt Schornsteinhöhenbestimmung wurde mit Stand März 2021 (LAI, 2021) entsprechend aktualisiert.

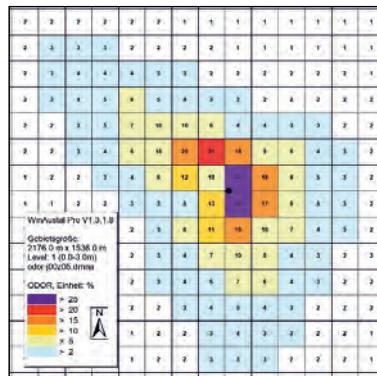


Bild 4: Beispielhaftes Ergebnis einer Geruchsausbreitungsberechnung mit AUSTAL

Die Eingangsdaten für die Ermittlung der emissionsbedingten Schornsteinhöhe (Nr. 5.5.2.2 TA Luft 2021) sind erweitert um den Abgasfeuchteparameter Wasserbeladung. Das bisher angewendete Nomogramm wird durch vereinfachte standardisierte Ausbreitungsrechnungen ersetzt. Die Berücksichtigung der Umwandlungsrate von Stickstoffmonoxid zu Stickstoffdioxid von 60 % bleibt bestehen. Das aktualisierte Ausbreitungsmodell der TA Luft (2021) enthält u.a. Änderungen im Bereich des Grenzschichtmodells und der Abgasfahnenüberhöhung, was zu abweichenden Immissionen und somit ggf. zu abweichenden Schornsteinhöhen nach Anhang 7 (für Geruch) führen kann.

Die bisher erforderliche u.U. komplexe Untersuchung nach VDI 3781 Blatt 2 (1981) bei Berücksichtigung von Tallagen und Geländeerhebungen wird auf die Überprüfung der Kavität vereinfacht.

Die Geruchsimmisions-Richtlinie und damit die Anforderungen an die Ableitung von Geruchsemissionen ist nun Bestandteil der TA Luft (Anhang 7).

Literatur:

LAI (2021): Merkblatt Schornsteinhöhenberechnung zur TA Luft 2002. Überarbeitete Version

unter Berücksichtigung der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Ausgabe 04.03.2021). Hrsg.:

Fachgespräch Ausbreitungsrechnung, 06.11.2012.

https://www.hlnug.de/fileadmin/downloads/luft/20210304_Merkblatt_Schornsteinhoehenberechnung.pdf

LfULG Sachsen: Forschungsvorhaben: Sachsenkarte mit topografisch bedingten Mindest-schornsteinhöhen nach Entwurf TA Luft (2020). Bearbeitung: Lohmeyer GmbH, Dresden. Unveröffentlicht.

TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI. 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605)

TA Luft (2021): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Vom 18.August 2021

VDI 3781 Blatt 2 (1981): Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre; Schornsteinhöhen unter Berücksichtigung unebener Geländeformen. Richtlinie VDI 3781 Blatt 2. Hrsg.: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, August 1981.

VDI 3781 Blatt 4 (2017): Umweltmeteorologie - Ableitbedingungen für Abgase - Kleine und mittlere Feuerungsanlagen sowie andere als Feuerungsanlagen. Richtlinie VDI 3781 Blatt 4. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, Juli 2017.

WinSTACC: siehe www.lohmeyer.de/Software

Optimierte Fahnenbegehungen zur Ermittlung von Geruch aus der Tierhaltung

Dr. M. Keck, Dr. S. Schrade,
Agroscope, Tänikon, Ettenhausen, Schweiz

Kurzfassung

Bei Tierhaltungsverfahren mit räumlich ausgedehnten, diffusen, bodennahen Quellen mit freier Lüftung ist für belastbare Daten zur immissionsseitigen Geruchsbewertung eine Optimierung der Erhebungsmethoden erforderlich. Der Einsatz von Hauben oder Windtunneln eignet sich zwar für einen Vergleich der Geruchskonzentration von Einzelquellen, jedoch nicht für die Ermittlung absoluter Emissionswerte. Beispiele für optimierte immissionsseitige Geruchserfassungsmethoden werden vorgestellt. Bei einer Vielfalt von Einzelquellen steht immissionsseitig Mischgeruch im Vordergrund. Bei Fahnenbegehungen ermöglicht die kombinierte Auswertung von Häufigkeit und Intensität als gewichtete mittlere Geruchsintensität eine differenziertere immissionsseitige Bewertung im Vergleich zur Erhebung der Häufigkeit von ausschließlich erkennbarem Geruch. Mit einer Positionierung der Testpersonen in der Längsachse der Fahne kann das Abklingen von Geruch mit der Distanz ermittelt werden. Mit beschreibenden Parametern auf Betriebsebene (Art, Größe und räumliche Konstellation der Geruchsquellen), betrieblichen Aktivitäten und Wetterdaten während den Geruchserhebungen können relevante Einflussgrößen auf die Geruchsimmission aufgezeigt werden.

1. Ausgangslage

Bisher fokussierten Methoden zur Ermittlung von Geruch aus der Tierhaltung vor allem auf die Geruchskonzentration und den Luftvolumenstrom von geführten Quellen mit Zwangslüftung und beschrieben damit die Geruchsemision. Auf diesem Prinzip basieren meist die auf Ausbreitungsmodellierung gestützten Immissionsprognosen [1]. Um die heute vielfältigen Tierhaltungsverfahren mit räumlich ausgedehnten, diffusen Geruchsquellen mit freier Lüftung abzubilden, ist eine Optimierung der Erhebungsmethoden notwendig. Die Ermittlung der Geruchskonzentration von diffusen Quellen mit Hauben oder Windtunneln allein erlaubt keine Angaben zur Geruchsemision und eignet sich noch weniger für die Abschätzung von Immissionen. Weiter dominiert auf der Immissionsseite bei großer Vielfalt an Einzelquellen meist Mischgeruch von der Gesamtanlage. Ein Fokussieren auf das Vorhandensein von erkennbarem Geruch in der Fahne oder an Rasterpunkten wird somit nicht deckungsgleich

sein mit der tatsächlichen Geruchssituation in der Umgebungsluft, da diese durch Mischgeruch geprägt ist. Im Folgenden werden Beispiele für eine optimierte immissionsseitige Geruchs-erhebung vorgestellt.

2. Passive Flächenquellen

Räumlich ausgedehnte, diffuse bodennahe Quellen, wie z.B. der Tierbereich von Ställen mit kombiniertem Auslauf sowie Lager von Gärfutter und Wirtschaftsdünger stellen Passivquellen ohne kontrollierten Abgasstrom dar. Die räumliche Ausdehnung solcher Flächen kann sich von einzelnen Quadratmetern bis hin zu mehreren hundert Quadratmetern bei einem Betrieb mit Tierhaltung erstrecken. Zur Ermittlung einer Emissionsrate für diese Einzelquellen wurde bisher das Abdecken mit einer Probenahmehaube, das Überströmen und das Sammeln einer Luftprobe gewählt [2]. Dazu wurden verschiedene Methoden mit Hauben, Kammern und Windtunneln genutzt. Für eine vergleichende Betrachtung und einen relativen Vergleich von verschiedenen Einzelquellen ist dieser Ansatz hilfreich [3]. Damit können innerhalb eines Versuchsdesigns die geruchsintensiven Einzelquellen identifiziert werden, welche auch An-satzpunkte zur Geruchsminderung darstellen. Doch dies ist nur mit identischer Vorge-hensweise und Probenahme-Vorrichtung aussagekräftig. Experimente haben gezeigt, dass Unterschiede zwischen verschiedenen Geräten zu Unterschieden in der Geruchskonzen-tration der Proben bis zu einem Faktor 100 führen können [4]. Aussagen zur absoluten Geruchsemision lassen sich von Hauben- oder Windtunnelmethoden nicht ableiten. Im Rahmen der Revision der EN 13725:2021 konnten bisher keine standardisierten meteoro-logischen oder betrieblichen Betriebsbedingungen für die Geruchsemissionsmessung bei passiven Flächenquellen definiert werden [5]. Eine Probenahme mit durchströmter Haube über Flächenquellen greift in die freie Überströmung der Fläche ein. Auch kurzzeitige dynamische Aktivitäten werden dabei nicht berücksichtigt.

Weitere methodische Herausforderungen sind bei gesammelten Geruchsproben neben Lager-dauer und -bedingungen substanz-spezifische Effekte von Beutelmaterialien wie auch Bau-teile von Olfaktometern, welche die Wiederfindung von Geruchsstoffen betreffen [1, 5].

3. Unterschied zwischen Geruch an der Emissionsquelle und am Immissionsort

Ausbreitungsmodellierung wird weit verbreitet als Instrument zur Geruchsbewertung herange-zogen. Es sollte jedoch immer berücksichtigt werden, dass es Geruchsquellen wie z. B. diffuse Quellen, flüchtige Emissionen oder intermittierende Quellen gibt, die sich nicht ohne weiteres modellieren lassen und daher die Modellergebnisse möglicherweise kein vollständiges Bild zur

Geruchseinwirkung an einem konkreten Standort erlauben [6]. Grenzen der Ausbreitungsmodellierung zeigen sich, wenn Informationen mit großen Unsicherheiten behaftet sind oder in denen ein falscher Eindruck von Genauigkeit und Präzision der erzeugten Zahlen vermittelt wird (z.B. Fehlen standortbezogener Winddaten) [1, 6]. Von diffusen Quellen sind zuverlässige quantitative Emissionsdaten oft nicht verfügbar [5]. In solchen Fällen kann eine qualitative Schätzung besser geeignet sein. Auch wenn im Labor für einzelne Geruchsstoffe unter kontrollierten Bedingungen Freisetzungs-/Emissionsmodelle entwickelt wurden, liegen für Mischgeruch unter realen Bedingungen in Umgebungsluft diese Erkenntnisse bisher nicht vor [6].

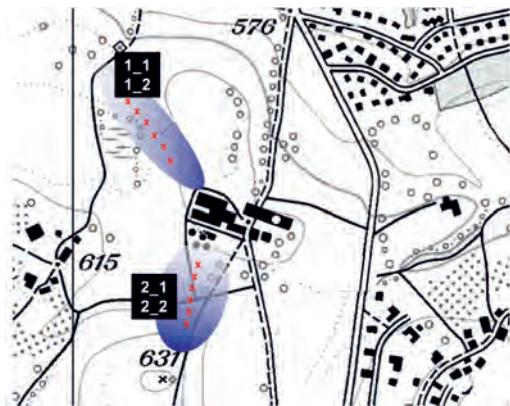
4. Geruchsfahnenbegehungen

Oft kommen bei Tierhaltungsanlagen mehrere Einzelquellen wie Laufflächen, Futter- und Hofdüngerlager mit heterogener Ausprägung und tiefen Geruchskonzentrationen vor. Eine Alternative zur Probenahme bei Einzelquellen und zur Beurteilung mittels Olfaktometer stellen Begehungen an Rasterpunkten oder zur Ausdehnung der Fahne dar. Bisher erfolgen bei Fahnenmessungen Begehungen in Schnittlinien zeitlich aufeinanderfolgend bzw. mit der Zick-Zack-Methode an Übergangspunkten. Bei Tierhaltung mit verschiedenen Geruchsquellen und -arten macht immissionsseitig Mischgeruch einen wesentlichen Zeitanteil aus. Das Vorhandensein nur von erkennbarem Geruch an Rasterpunkten oder in der Fahne mit Ja/Nein-Antworten zu erfassen, vernachlässigt einen wesentlichen Zeitanteil mit Mischgeruch. An folgendem Beispiel wird dies aufgezeigt. Das methodische Vorgehen ist in [7] ausführlich beschrieben.

Testpersonen registrieren ihre Geruchswahrnehmung entlang der Fahnenachse als Geruchsintensität mit siebenstufiger Ordinalskala für jedes 10-Sekunden-Intervall während zehn Minuten (Bild 1). Zusätzliche Begehungsrunden mit den Testpersonen an derselben Position ermöglichen eine Abstimmung der Intensitäten und Kontrolle der synchronen Reaktion. Durch die kombinierte Auswertung von Häufigkeit und Intensität als gewichtete mittlere Geruchsintensität wird eine differenzierte immissionsseitige Erfassung möglich.

Aus den zeitlich höher aufgelösten Variablen wurden 10-Minuten-Mittelwerte gebildet. Aus den Intensitätsstufen ($I = 1\text{--}6$ bzw. $I = 3\text{--}6$) der einzelnen Intervalle ($n = 1\text{--}60$) wurde eine gewichtete mittlere Geruchsintensität I_R (Formel 1) der einzelnen Begehungsrunde R pro Testperson berechnet:

$$I_R = \frac{n_{I1} \cdot 1 + n_{I2} \cdot 2 + n_{I3} \cdot 3 + n_{I4} \cdot 4 + n_{I5} \cdot 5 + n_{I6} \cdot 6}{\sum n_{I0\text{--}I6}} \quad (1)$$



Quelle: map.geo.admin.ch

Bild 1: Geruchsfahnenbegehung in der Längsachse der Geruchsfahne mit sechs Testpersonen (x), jeweils in zwei Begehungsrunden (1_1, 1_2 und 2_1, 2_2).

In vier Begehungsruunden zu zehn Minuten waren sechs Testpersonen jeweils entlang der Fahnenachse positioniert, verteilt auf Distanzen zwischen 100 und 235 m zur Tierhaltungsanlage (Bild 1). Betriebsangaben, Angaben zur Standortsituation und zu den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen sind in [8] detaillierter beschrieben. Dargestellt ist in Bild 2 oben die relative Geruchshäufigkeit ab der Intensitätsstufe 3 für erkennbaren Geruch. Deutlich wird dabei das Abklingen von Geruch mit der Distanz in den ersten beiden Begehungsruunden 1_1 und 1_2. Zu den Begehungsruunden 2_1 und 2_2 waren diesbezüglich keine Aussagen möglich.

Demgegenüber sind in Bild 2 unten die mit der Häufigkeit gewichtete Geruchsintensität ab der «Intensitätsstufe 1 wahrnehmbar» und ab der «Intensitätsstufe 3 erkennbar» dargestellt. Wie schon bei der Darstellung mit der Geruchshäufigkeit ist für die ersten beiden Begehungsruunden 1_1 und 1_2 das Abklingen mit der Distanz ersichtlich. In den Begehungsruunden 2_1 und 2_2 wird eine Zunahme der gewichteten Geruchsintensität ab Intensitätsstufe 1 sichtbar. Dass Geruch an weiter entfernten Punkten an diesem Standort mehr zum Tragen kommt als an den nahegelegenen Punkten, konnte durch die topografische Situation mit einer Muldenlage erklärt werden [8]. Mit einer Kombination der beiden Parameter Geruchshäufigkeit und -intensität kann die immissionsseitige Geruchswahrnehmung während Geruchsbegehungen damit treffender abgebildet werden als nur mit der Häufigkeit von erkennbarem Geruch.

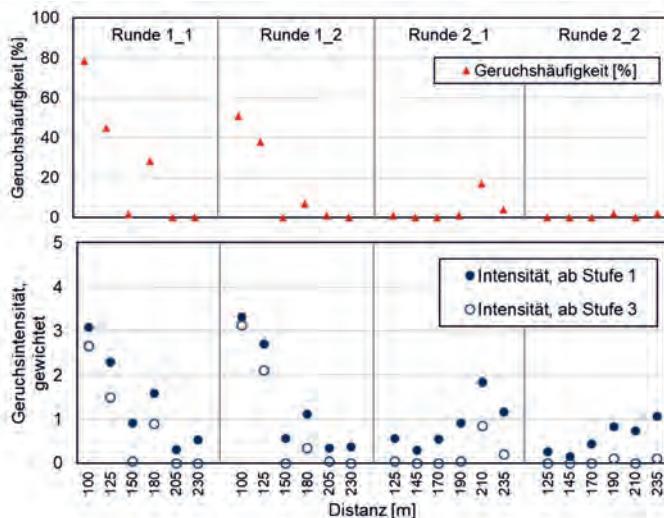


Bild 2: Geruchswahrnehmung während vier Begehungsrounden in sechs Distanzen, dargestellt als Geruchshäufigkeit (oben) bzw. als mit der Häufigkeit gewichtete Geruchsintensität (unten).

Weiter konnte mit der Positionierung von Testpersonen entlang der Fahnenachse das Abklingen von Geruch mit der Distanz mit relevanten Einflussgrößen in linearen Gemischte-Effekte-Modellen über verschiedene Untersuchungen hinweg sehr konsistent erklärt werden [6]. Dazu wurden parallel beschreibende Parameter auf Betriebsebene (Art, Größe und räumliche Konstellation der Geruchsquellen), betriebliche Aktivitäten und Wetterdaten während den Geruchserhebungen erfasst. Mit diesen methodischen Optimierungen können auch für die aktuellen Tierhaltungsverfahren Datengrundlagen zum Immissionsschutz systematisch und belastbar erarbeitet werden.

5. Fazit

Bei Tierhaltungsanlagen mit vielen unterschiedlichen, räumlich ausgedehnten, diffusen Quellen kommt der immissionsseitigen Geruchsermittlung eine große Bedeutung zu. Die Kombination von Geruchshäufigkeit und –intensität erlaubt eine differenziertere immissionsseitige Bewertung als lediglich die Ermittlung der Geruchshäufigkeit von erkennbarem Geruch. Bei einer grossen Vielfalt an Einzelquellen ist die immissionsseitige Erfassung von Mischgeruch

unter realen Bedingungen aussagekräftiger als die Reduktion auf erkennbaren Anlagengeruch.

5. Literatur

- [1] D-NOSES consortium, Distributed Network for Odour Sensing, Empowerment and Sustainability (2019): Odour Pollution – A growing societal concern. D-NOSES Policy Brief #1. <https://dnoses.eu/policy-brief/>.
- [2] Capelli I., Sironi S., Del Rosso R. (2013): Odor sampling: techniques and strategies for the estimation of odor emission rates from different source types. Sensors 13, 938–955. <https://doi.org/10.3390/s130100938>.
- [3] Keck M., Keller M., Schrade S. (2021): Odour concentration of various emitting area sources from cattle farms. 9th IWA Odour & VOC/Air Emission Conference, 26–27 Oct 2021, Bilbao, Spain.
- [4] Guillot J.M., Clicke A.S., Guilleman M. (2014): Odour emission from liquid and solid area sources: a large intercomparison of sampling devices. Chem. Eng. Trans. 40, 151–156. <https://doi.org/10.3303/CET1440026>
- [5] Harreveld A.P. (2021): Update on the revised EN 13725:2021. Chem. Eng. Trans. 85, 115–120. <https://doi.org/10.3303/CET2185020>.
- [6] Bull M. et al. (2018): IAQM Guidance on the assessment of odour for planning – version 1.1. Institute of Air Quality Management, London. <https://www.iaqm.co.uk/text/guidance/odour-guidance-2014.pdf>.
- [7] Keck M., Mager K., Weber K., Keller M., Frei M., Steiner B., Schrade S. (2018): Odour impact from farms with animal husbandry and biogas facilities. Sci. Total Environ. 645, 1432–1443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.182>.
- [8] Keck M., Frei M., Steiner B., Schrade S. (2017): Influence of local terrain on odour attenuation over distance in a dairy farm with biogas plant. 7th IWA Conference on Odours & Air Emissions, 25–27 Sept 2017, Warsaw, Poland.



ISBN 978-3-18-092383-3

Bildquelle: Dipl.-Met. Uwe Hartmann (links), Volker Lannert, Bonn (rechts)