



8. VDI-Fachtagung

Gerüche in der Umwelt 2019

Bremen, 20. und 21. November 2019

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 2019

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 Manuskriptdruck.

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 978-3-18-092363-5

► **Aktuelles zur Geruchsbewertung**

Erarbeitung einer Geruchsimmissionsrichtlinie für die Bundesländer Steiermark und Salzburg1
D. Öttl, M. Mandl, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Salzburg, Österreich;
H. Moshhammer, L. Weitensfelder, Abt. für Umwelthygiene und Umweltmedizin,
Medizinische Universität Wien, Österreich

Validierung der Bestimmung und Beurteilung der Wahrnehmungsintensität in der Geruchsimmissionsprognose.13
K. Braunnmiller, Müller-BBM GmbH, Karlsruhe;
B. Zimmermann, Müller-BBM GmbH, Gelsenkirchen;
M. Kortner, Müller-BBM GmbH, Linsengericht

Rastermessung und Immissionsprognose: vergleichen wir Vergleichbares?25
L. Bergamin, KBP GmbH, Bern

► **Geruchsemissionswerte und deren Anwendung in Genehmigungsbescheiden**

Bilanzierung von Geruchsemissionen durch im Modellversuch ermittelte Emissionsfaktoren und Geruchsschwellen, dargestellt an Beispielen in Genehmigungsverfahren (Phenoplast-Verarbeitung, Lackieranlagen, SMC-Verarbeitung)37
A. Harbusch, Modern Testing Services (Germany) GmbH, Augsburg

Fallbeispiel der Entwicklung der anzuwendenden Grenzwerte im Rahmen der Genehmigungssituation einer Meierei von Planung der Anlage bis zur Überwachung im Regelbetrieb.47
B. Mannebeck, H. Hauschildt, Olfasense GmbH, Kiel

Welcher Geruchs-Emissionswert sollte für biologische Abluftreinigungsanlagen in der Landwirtschaft angesetzt werden?57
L. Broer, LUFA Nord-West, Oldenburg

Der Grenzwert für Gerüche der 30. BImSchV in der Praxis.63
N. Kubitschke, T. Liebich, TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Hannover

Geruchs-Emissionswerte und ihre immissionsseitige Relevanz73
B. Zimmermann, Müller-BBM GmbH, Gelsenkirchen

► Messen von Gerüchen

- Vorverdünnung mit Gasstrahlpumpen in der olfaktometrischen Messpraxis 81
T. Liebich, TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Hannover
- Überblick über die Anforderungen der EN 13725:2003 im Vergleich zu den Änderungen
im Entwurf 06/2019. 91
D. Mannebeck, Olfasense GmbH, Kiel
- Vergleich der statischen und dynamischen Methode der Fahnennmessung gemäß
Europäischer Norm DIN EN 16841-2. 103
F. Müller, Pia Leuker, Uppenkamp + Partner GmbH, Ahaus

► Praxisbeispiele und Fallstudien

- Minderung von Geruchsemissionen – Verfahrenstechnische Herausforderungen aufgezeigt
an Beispielen aus der Nahrungs-, Genussmittel- und gummiverarbeitenden Industrie. 113
M. Morsch, S. Meyer, Dürr Systems AG, Bietigheim-Bissingen
- Geruchsimmissionen und relevante Einflussgrößen bei Tierhaltung mit Biogasanlagen 123
M. Keck, M. Keller, S. Schrade, Agroscope, Tänikon, Ettenhausen, Schweiz

► Geruchsausbreitungsrechnung

- Qualitätssicherung von Geruchsimmissionsprognosen in Zeiten der Auditierung der
VDI 3783 Blatt 13 135
U. Hartmann, N. Borchering, ANECO Institut für Umweltschutz GmbH & Co.,
Mönchengladbach
- Neuartige Lagrange-basierte Rückrechnung auf Emissionsstärken und Emissionsorte
unter Einbeziehung prognostischer Windfeldmodelle. 145
R. Petrich, A. Delan, IFU GmbH, Frankenberg/Sachsen
- Die Bedeutung der Zahl der Simulationspartikel in der Geruchsprognose in Abhängigkeit
der Quellen- und Gitterstruktur und daraus abgeleitete Anforderungen 155
M. Kortner, Müller-BBM GmbH, Linsengericht

► Posterpräsentation

Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gestank und Duft für die Tierarten Ziegen und Schafe	171
S. Stoll, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe	
Die Neue Fotooxidation in der Abluftreinigung – Großflächiger Einsatz im Projekt Emscherkanal.	175
F. Seitz, DNFO Abluftconsulting Seitz, Ludwigshafen a. Rh.	
European project ODORPREP: experiences and results	181
C. Rossini, Lab Service Analytica srl, Anzola Emilia, Bologna, Italy	
Einführung eines neuen Olfaktometergerätetyps im Geruchs-Messlabor – Vergleichsmessungen zweier Gerätetypen mit 22 Prüfern	183
H. Hauschildt, B. Mannebeck, P. Hollingsworth, Olfasense GmbH, Kiel	
Qualitätssicherung im Prüfertraining für geruchliche Charakterbestimmungen im Rahmen von Rasterbegehungen sowie für den Nachweis anlagenspezifischer Gerüche.	193
T. Sommer, B. Mannebeck, H. Hauschildt, Olfasense GmbH, Kiel	
Erfolgreiche Fotolyse zur Reduzierung des Gesamtkohlenstoffs, des Formaldehyds sowie den Gerüchen der Ölindustrie und Lebensmittelindustrie an Hand von Betriebsergebnissen gemäß der neuen TA-Luft	199
A. Toussaint, D. Böttger, oxytec GmbH, Hamburg	

Erarbeitung einer Geruchsimmissionsrichtlinie für die Bundesländer Steiermark und Salzburg

Mag. Dr. **D. Öttl**, Dipl.-Ing. **M. Mandl**,
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Salzburg, Österreich;
Priv.-Doz. Dr. **H. Moshhammer**, MMag. Dr. **L. Weitensfelder**,
Abt. für Umwelthygiene und Umweltmedizin,
Medizinische Universität Wien, Österreich

Kurzfassung

Im Gegensatz zu Deutschland existiert in Österreich keine einheitliche Regelung zur Beurteilung von Geruchsimmissionen. Daher wurde im Jahr 2016 das nationale „Forum Geruch“ ins Leben gerufen, um die Geruchsbeurteilung zu harmonisieren. Bislang ist dies noch nicht gelungen, jedoch wurde 2018 erstmalig eine Geruchsrichtlinie für die Bundesländer Steiermark und Salzburg verabschiedet. Dabei wurde möglichst versucht, die Erfahrungen aus Deutschland mit der GIRL einfließen zu lassen. Einige Inhalte, wie z. Bsp. die Beurteilung der Geruchsbelastung auf Basis von Geruchsstunden, die Abgrenzung des Untersuchungs- und Beurteilungsraumes, wurden mit nur marginalen Änderungen aus der GIRL übernommen. Der wesentliche Unterschied zur GIRL besteht in der konsequenten Differenzierung der Richtwerte entsprechend dem Belästigungspotential. Es werden vier Stufen verwendet: mäßig, mittel, hoch und sehr hohes Belästigungspotential. Eine weitere Differenzierung nach der Flächenwidmung (Wohnen, Dorf, Freiland) wird ausschließlich für Gerüche aus der Tierhaltung vorgenommen. Folgende Richtwerte werden beispielsweise für Gerüche aus der Schweinehaltung (mittleres Belästigungspotential) angewendet: 15 % für Wohngebiete, 20 % für Dorfgebiete und 30 % für bebautes Freiland. Im Unterschied zur GIRL, welche ekelhafte Gerüche in der Einzelfallprüfung behandelt, wurde für Gerüche mit sehr hohem Belästigungspotential (z. Bsp. offene Kompostieranlagen ohne Abluftreinigung) ein Richtwert von 2 % eingeführt. Die einzelnen Richtwerte beruhen dabei auf Untersuchungen zu Dosis-Wirkungsbeziehungen aus Deutschland, Niederlande sowie eigener Auswertungen bestehender Belästigungsfälle. Weiterer Forschungsbedarf ist im Bereich der Dosis-Wirkungsbeziehungen für eine möglichst große Palette an Geruchsarten sowie im Bereich einer objektivierbaren Zuordnung einer Geruchsart zum entsprechenden Belästigungspotential gegeben. Umfangreiche Versuche mit dem Polaritätenprofil zeigten bislang leider keinen Erfolg.

1. Einleitung

In Österreich gibt es in Bezug auf die Beurteilung von Geruchsimmissionen keine einheitliche Vorgehensweise. Es war daher das Ziel der Richtlinie, auf Basis von aktuellen fachlichen Grundlagen aus der Immissionstechnik bzw. Umweltmedizin (z. Bsp. Dosis-Wirkungsbeziehungen, Bild 1 und Bild 2), eine umfassende und fundierte Beurteilungsgrundlage zu schaffen.

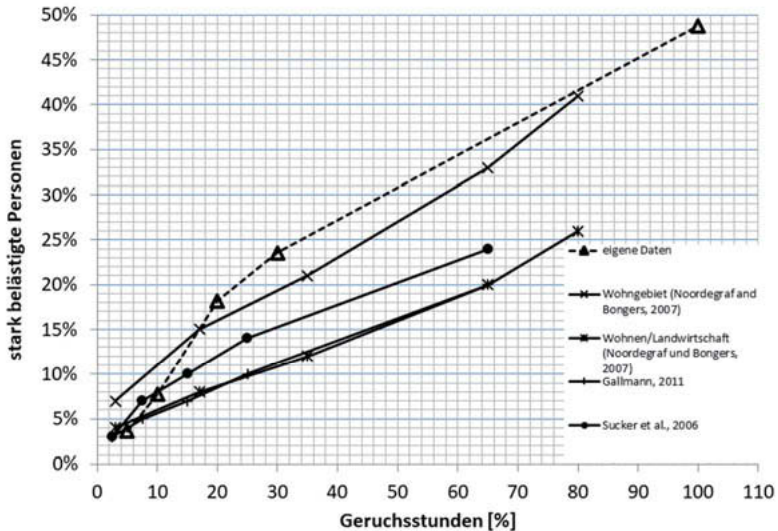


Bild 1: Dosis-Wirkungsbeziehungen für Schweinegeruch aus eigenen Untersuchungen und aus der Literatur

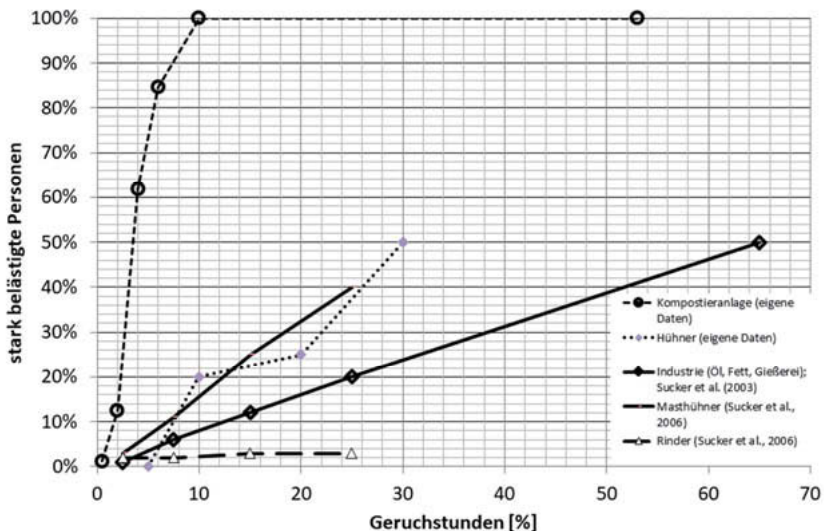


Bild 2: Dosis-Wirkungsbeziehungen für verschiedene Geruchsarten aus eigenen Untersuchungen und aus der Literatur

Entsprechend Hutter et al. [8] hängen Geruchsbelästigungen neben den - noch relativ objektiv feststellbaren - Einflussfaktoren Häufigkeit, Intensität, Qualität und Hedonik der Geruchsimmission, zusätzlich von Faktoren wie Art und Zusammensetzung der Bevölkerung, Mobilität der Bevölkerung, der im Freien verbrachten Zeit, Vorhandensein anderer Umweltstressoren sowie von der Charakteristik der betroffenen Person (Expositionsgeschichte, Tätigkeit während der Exposition, psychologische Bewältigungsmechanismen etc.) ab. Demgegenüber legt die österreichische Gesetzgebung den Begriff der Zumutbarkeit/Erheblichkeit einer Geruchseinwirkung fest, wobei diese auf ein gesundes, normal empfindendes Kind bzw. einen Erwachsenen zu beziehen ist. Dies impliziert, dass in Behördenverfahren subjektive Charakteristika von Einzelpersonen, die zweifelsohne eine bedeutende Rolle für eine mögliche Geruchsbelästigung spielen, nicht Teil des Beweisthemas sind. Die in der Richtlinie angeführten Beurteilungskriterien basieren daher ausschließlich auf den Einflussfaktoren Häufigkeit, Intensität, Qualität und Hedonik einer Geruchseinwirkung.

Für die Bestimmung der Häufigkeit und Intensität einer Geruchsimmission haben sich im Wesentlichen zwei unterschiedliche Methoden entwickelt:

- I. Konzept der Geruchsstunde mit Angabe der sogenannten Jahresgeruchsstunden (JGS) in Prozent in Abhängigkeit einer bestimmten Geruchsschwelle in Geruchseinheiten pro Kubikmeter [GE/m³].
- II. Konzept der Geruchskonzentration in [GE/m³], die mit einer bestimmten Häufigkeit überschritten wird, wobei die Geruchskonzentration als Stundenmittelwert berechnet wird.

Bei der zweiten Methode werden Beurteilungswerte meist als 98 Perzentile angegeben. Diese Methode hat den Vorteil, dass Stundenmittelwerte einer Geruchskonzentration verwendet werden. Stundenmittelwerte können von den meisten gängigen Ausbreitungsmodellen mit guter Genauigkeit (vor allem für Jahresstatistiken) simuliert werden. Der Nachteil dieser Methode liegt vor allem darin, dass die auf diese Weise formulierten Beurteilungskriterien ausschließlich auf Basis von Modellrechnungen bewertet werden können. Feldbegehungen sind unmöglich, da Probanden nur zwischen wenigen Geruchsintensitäten, nicht aber absoluten Geruchskonzentrationen unterscheiden können. Für Geruchsemissionen, die nicht genau oder gar nicht bestimmbar sind, ergibt sich im Rahmen von Beschwerde- oder Genehmigungsverfahren ein erheblicher Nachteil in der Beurteilungspraxis.

JGS der Methode I können einerseits durch Ausbreitungsrechnungen, andererseits aber auch durch Feldbegehungen erhoben werden. In Deutschland ist diese Methode in der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL [7]) verankert. Dadurch eröffnet sich grundsätzlich auch die Möglichkeit Ausbreitungsmodelle anhand von Feldbegehungen zu evaluieren und umgekehrt (z. Bsp. Öttl et al. [10]). Bei der Vergleichbarkeit von Begehungen mit Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die Teilnehmer einer Feldbegehung auch bei Einhaltung der Anforderungen der EN 13725 [4] eine gewisse Bandbreite in Bezug auf die Erkennungsschwelle von Gerüchen aufweisen. Daher wird entsprechend VDI 3788 [14] eine Geruchsstunde wie folgt definiert:

$$\kappa(c) = \int_0^{\infty} P_0(c) f(c) dc > 0.9 \quad (1)$$

$\kappa(c)$: Häufigkeit der Geruchswahrnehmung

$P_0(c)$: Wahrscheinlichkeit einer Geruchswahrnehmung eines Probandenteams

$f(c)$: Verteilungsdichte der Geruchskonzentrationsfluktuationen

c : Geruchskonzentration in GE/m³

Die Funktion $P_0(c)$ kann im Rahmen der Olfaktometrie bestimmt werden und wird gewöhnlich durch eine logarithmische Normalverteilung beschrieben:

$$P_0(c) = 0.5 \left[1 + \operatorname{erf}\left(\frac{\ln(c/c_{GS})}{\sqrt{2}\lambda}\right) \right] \quad (2)$$

erf: Fehlerfunktion

Dabei ist c_{GS} die Geruchsschwelle des jeweiligen Stoffes und λ das Auflösungsvermögen. Aufgrund dieser Definition der Geruchsstunde werden besondere Anforderungen an Ausbreitungsmodelle gestellt, da nicht Stundenmittelwerte von Geruchskonzentrationen berechnet werden müssen sondern die Verteilungsdichte der Konzentrationsfluktuationen $f(c)$.

JGS sind demnach die Summe aller Geruchsstunden eines gesamten Kalenderjahres ausgedrückt in Prozent aller 8760 Stunden eines Jahres.

2. Beurteilungskriterien

In der Richtlinie werden Beurteilungskriterien für JGS für vier unterschiedliche hedonische Kategorien empfohlen. Für Gerüche aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung zeigten Untersuchungen aus Holland (Noordegraaf und Bongers [9]), dass die Belästigungswirkung in agrarisch geprägten Gebieten signifikant schwächer ausgeprägt ist als in Gebieten mit überwiegender Wohnnutzung (Bild 1). Daher wurde für diese Geruchsarten eine widmungsspezifische Differenzierung empfohlen.

In der Regel obliegt es dem medizinischen Sachverständigen, die zu beurteilende Geruchsqualität einer entsprechenden hedonischen Wirkung zuzuordnen bzw. im Zuge einer Einzelfallprüfung davon abweichende Beurteilungskriterien anzuwenden. Einige Geruchsqualitäten werden beispielhaft bei den entsprechenden Beurteilungskriterien aufgelistet. Im Einzelfall können die angeführten Geruchsqualitäten auch in eine andere Kategorie verschoben werden, wenn offensichtlich davon abweichende hedonische Wirkungen vorhanden oder zu erwarten sind. Für den Fall, dass Gerüche mit einer positiven Hedonik als belästigend erlebt werden, empfiehlt sich die Anwendung der Beurteilungskriterien für geringes Belästigungspotential.

Für die Beurteilung von diskontinuierlichen emittierenden Quellen wurde eine andersartige Vorgehensweise gewählt, die neben JGS auch Geruchsintensitäten berücksichtigt. Dementsprechend wurden eigene Beurteilungskriterien entwickelt, die auf einer maximalen Überschreitungshäufigkeit von 2,0 % der in Tabelle 3 und Tabelle 4 angegebenen Geruchskonzentrationen basieren. Da bei diskontinuierlichen Quellen Feldbegehungen wenig sinnvoll sind (hoher Stichprobenfehler aufgrund insgesamt geringer Geruchshäufigkeiten), kann hier eine Beurteilung meist nur mit einer Ausbreitungsmodellierung erfolgen. Während die Beurteilungskriterien für kontinuierliche Quellen für eine Geruchsschwelle von 1 GE/m^3 für das 90. Perzentil der Geruchskonzentrationsverteilung einer Stunde definiert sind, wurden die entsprechenden Geruchsschwellen für diskontinuierliche Quellen so festgelegt, dass eine möglichst übereinstimmende Beurteilung mit kontinuierlichen Quellen gegeben ist.

Kontinuierliche Emissionsquellen sind solche, die in mindestens 60 % der Stunden eines Jahres Gerüche emittieren. Diskontinuierliche Emissionsquellen sind solche, die in weniger als 40

% der Stunden eines Jahres Gerüche emittieren. Für Betriebe, die zwischen 40 % und 60 % der Stunden eines Jahres Gerüche freisetzen, sollen beide Kriterien erfüllt werden.

2.1 Bewertung von kontinuierlichen Emissionsquellen

Tabelle 1: Immissions-Beurteilungskriterien für kontinuierliche Quellen: max. Überschreitungshäufigkeiten für eine Geruchskonzentration von 1 GE/m³ für C₉₀

Belästigungspotential	Beispiele	Max. Jahresgeruchsstunden
<i>Gering</i>	Biofilter	40 %
<i>Mittel</i>	Hausbrand, Schokoladefabrik, Ölmühle, Brauerei	15 %
<i>Hoch</i>	Generell chemische, unnatürliche Gerüche wie Bitumen oder Lösungsmittel, Küchenabluft, Raffinerie	10 %
<i>Sehr hoch</i>	Verwesung, Verfaulen, ekelerregende Gerüche: z. Bsp. Tierkörperverwertung, Darmreinigung, unbelüftete Kompostieranlagen ¹ , Gerbereien, Kläranlagen (Vorrechen)	2 %

Tabelle 2: Immissions-Beurteilungskriterien für kontinuierliche Quellen aus Tierhaltungsbetrieben: max. Überschreitungshäufigkeiten für eine Geruchskonzentration von 1 GE/m³ für C₉₀

Belästigungspotential	Beispiele	Max. Jahresgeruchsstunden		
		Wohngebiete, sonstige sensible Gebiete	Wohn-Mischgebiete, Dorfgebiete	Sonstige, Freiland, Industrie-, Gewerbegebiete
<i>Gering</i>	Rinder-, Pferde-, Alpaka-, Schaf- und Ziegenhaltung (Stall, Gülle, Mist), Biofilter, Silage	40 %	50 %	Einzelfallprüfung
<i>Mittel</i>	Schweinehaltung (Stall, Gülle, Mist)	15 %	20 %	30 %
<i>Hoch</i>	Hühnerhaltung (Stall, Kotlager)	10 %	15 %	20 %

2.2 Bewertung von diskontinuierlichen Emissionsquellen

¹ Bei Kompostieranlagen kann die hedonische Wirkung von der Betriebsführung abhängen, sodass unter Umständen auch der Beurteilungswert für Gerüche mit hohem Belästigungspotential herangezogen werden kann. Für offene, unbelüftete Anlagen ist aber in der Regel der Beurteilungswert für Gerüche mit sehr hohem Belästigungspotential anzuwenden, da hier anaerobe Bereiche nie gänzlich verhindert werden können.

Tabelle 3: Immissions-Beurteilungskriterien für diskontinuierliche Quellen: max. 2,0 % Überschreitungshäufigkeit der angegebenen Geruchskonzentrationen in [GE/m³] für C₉₀

Belästigungspotential	Geruchskonzentration
Gering	15 GE/m ³
Mittel	5 GE/m ³
Hoch	4 GE/m ³
Sehr hoch	1 GE/m ³

Tabelle 4: Immissions-Beurteilungskriterien für diskontinuierliche Quellen aus Tierhaltungsbetrieben: max. 2,0 % Überschreitungshäufigkeit der angegebenen Geruchskonzentrationen in [GE/m³] für C₉₀

Belästigungspotential	Geruchskonzentration		
	Wohngebiete, sonstige sensible Gebiete	Wohn-Mischgebiete, Dorfgebiete	Sonstige, Freiland, Industrie-, Gewerbegebiete
Gering	15 GE/m ³	20 GE/m ³	Einzelfallprüfung
Mittel	5 GE/m ³	7 GE/m ³	10 GE/m ³
Hoch	4 GE/m ³	5 GE/m ³	7 GE/m ³

2.3 Einzelfallprüfung

Die Richtwerte müssen in jedem Einzelfall im Kontext aller Aspekte betrachtet und überprüft werden. So werden die Notwendigkeit bzw. Vermeidbarkeit von Geruchsimmissionen, allfälliger Gemeinnutzen der Emissionsquelle, andere Gerüche oder sonstige Umweltdeterminanten vor Ort („Ortsüblichkeit“) zu berücksichtigen sein. Bei folgenden Fällen sind jedoch immer Einzelfallbetrachtungen notwendig, weil diese Szenarien nicht durch die Richtwerte abgedeckt werden können:

- Bei Wohnnutzung in landwirtschaftlichen Betrieben können aufgrund der Eigenbelastung, (aktuelle Tierhaltung an der Hofstelle oder bestehender Konsens zur Tierhaltung) höhere Beurteilungsgrenzen angewendet werden
- Beurteilung von wenig belästigenden Gerüchen im Außenbereich/Freiland/Industrie
- Beurteilung von Bereichen im Freiland/Außenbereich/Industrie mit geringen Aufenthaltswahrscheinlichkeiten ein und derselben Person, wie folgt:

Aufgrund gesetzlicher Regelungen bzw. auch oberstgerichtlicher Auslegung ist es erforderlich Immissionsbelastungen auch an der Grundstücksgrenze und nicht nur unmittelbar im Wohnbereich zu beurteilen. Die Richtwerte orientieren sich an Studien zum Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Geruchswahrnehmungen und der Belästigungswahrscheinlichkeit.

Für die Häufigkeit von Geruchswahrnehmungen ist einerseits die Geruchsstundenhäufigkeit, andererseits die Aufenthaltswahrscheinlichkeit entscheidend. An anderen Immissionsorten als dem Wohnbereich wird daher vorab zu prüfen sein, von welcher Aufenthaltswahrscheinlichkeit bzw. Dauer auszugehen ist. Hierbei ist es auch eine rechtliche Frage, ob nur die aktuelle tatsächliche Aufenthaltszeit oder auch die in Zukunft allenfalls (z.B. aufgrund der Flächenwidmung, der bereits eingereichten Bauvorhaben, usw.) zu erwartende Aufenthaltszeit zu berücksichtigen sein wird.

Die Daten zum Zusammenhang zwischen Geruchshäufigkeit und Belästigung wurden in Studien erhoben, die auf die Immission an den Wohngebäuden und deren jeweiligem näheren Umfeld (Terrasse, Balkon, Garten) abgezielt haben. Für Immissionspunkte fernab der Wohnbebauung („im Freiland“) sind sie daher nicht unmittelbar anwendbar. Diese Studien haben auch gezeigt, dass für das Belästigungsempfinden besonders die bewusste Wahrnehmung (also im Wachzustand) entscheidend ist. Nächtliche Gerüche haben daher einen geringeren Einfluss auf das Belästigungsempfinden. In einer groben Schätzung wird man annehmen können, dass Bewohner im Durchschnitt ein Drittel ihres Tages auswärts (z.B. bei der Arbeit), ein Drittel schlafend und ein Drittel im Wachzustand daheim verbringen. Die Richtwerte beziehen sich daher grob gesprochen auf eine tägliche wache Aufenthaltszeit von zumindest 8 Stunden. Dies ist zu berücksichtigen, wenn an Immissionspunkten im Freiland von kürzeren Aufenthaltszeiten auszugehen ist.

Neben der Aufenthaltsdauer und damit der Häufigkeit von Geruchswahrnehmungen spielen aber sicher auch situative Faktoren eine Rolle. Die Art der Tätigkeit bzw. der Grund des Aufenthaltes (Arbeit, Erholung, Vergnügen, soziale Aktivitäten) beeinflussen die Stimmung, die Erwartungen hinsichtlich der Umweltqualität und die Einstellungen. Alle diese Faktoren beeinflussen wiederum die Belästigungswahrscheinlichkeit und müssen daher ebenfalls im Einzelfall vom Sachverständigen berücksichtigt werden.

3. Vergleich mit der GIRL

Einige Inhalte, wie z. Bsp. die Beurteilung der Geruchsbelastung auf Basis von Geruchsstunden, die Abgrenzung des Untersuchungs- und Beurteilungsraumes oder die Beurteilung von Mischgerüchen wurden mit meist nur marginalen Änderungen aus der GIRL übernommen. Der wesentliche Unterschied zur GIRL besteht in der konsequenten Differenzierung der Richtwerte entsprechend dem Belästigungspotential. Manche Richtwerte sind identisch mit etablierten Werten der GIRL, wie z. Bsp. 20 % JGS für Schweinegeruch im Dorfgebiet oder 10 % JGS für industrielle Gerüche mit hohem Belästigungspotential. Für Gerüche aus der Tierhaltung wurden aber in der Regel mildere Richtwerte als in der GIRL formuliert. Beispielsweise wurden für

Gerüche aus der Rinderhaltung für Dorfgebiete 50 % JGS als Richtwert festgelegt, während die GIRL unter Berücksichtigung des tierspezifischen Faktors von 0,5 einen Grenzwert von 30 % definiert.

Für ekelhafte Gerüche definiert die GIRL keinen expliziten Grenzwert sondern sieht für derartige Gerüche eine Einzelfallprüfung vor. Demgegenüber wird in der Richtlinie für Steiermark und Salzburg, auf Basis der Dosis-Wirkungsbeziehung für Gerüche aus offenen Kompostieranlagen, ein Richtwert von 2 % JGS empfohlen. Dieser auf den ersten Blick sehr strenge Richtwert wird aber auch in der Region Quebec (Kanada) für Abfallbehandlungsanlagen angewendet (Brancher et al. [1]). Ein vergleichbarer Wert (definiert jedoch über das 98 Perzentil der Stundenmittelwerte eines Jahres) wird auch in Großbritannien von der IAQM für Gerüche mit sehr hohem Belästigungspotential für die Planung vorgeschlagen (Bull et al. [3]).

Beim Vergleich der GIRL mit der neuen Richtlinie für die Steiermark und Salzburg ist generell zu beachten, dass es mittlerweile auch wesentliche Unterschiede in den Berechnungsmethoden gibt. Es werden zwar keine speziellen Methoden für die Berechnung von Geruchsstunden in der Steiermark und in Salzburg vorgegeben, allerdings haben sich doch bestimmte Verfahren, wie z. Bsp. das Konzentrations-Varianz-Verfahren zur Ermittlung einer Geruchsstunde (z. Bsp. Öttl und Ferrero [11]) durchgesetzt. Dieses Verfahren führt erfahrungsgemäß zu einem jahresdurchschnittlichen Peak-to-Mean Verhältnis, welches mit etwa 2,0 – 2,5 wesentlich niedriger liegt, als das konstante Peak-to-Mean Verhältnis von 4, welches in der GIRL für Ausbreitungsberechnungen anzuwenden ist. Dadurch ergibt sich grundsätzlich ein deutlich milderes Beurteilungsregime mit Ausnahme von Schweine- und Hühnergerüchen, da hier mittlerweile wesentliche höhere Emissionsfaktoren gegenüber den Konventionswerten der VDI 3894-1 [15] in der Steiermark in Verwendung sind [1].

Die größte Herausforderung bei der Anwendung der neuen Richtlinie ist die Zuordnung von Gerüchen, die bislang noch nicht exemplarisch den verschiedenen Belästigungspotentialen zugeordnet sind. Umfangreiche Versuche mit der Methode der Polaritätenprofile (VDI 3940 – 4 [16]) erbrachten leider, dass damit eine weitere Differenzierung von belästigenden Gerüchen (Gestank) nicht möglich ist. Es obliegt daher momentan dem Sachverständigen nicht bereits eingestufte Gerüche einem entsprechenden Belästigungspotential zuzuordnen.

Von größerer praktischer Bedeutung hat sich jedoch die Bewertung von Gerüchen aus Biofiltern herausgestellt. Zwar wurden in der Richtlinie klare Richtwerte festgesetzt, es ist jedoch schwierig, für eine bestimmte Anlage entsprechende Reingasfrachten des Eigengeruchs zu bestimmen. Der nahestehende Ansatz, den Volumenstrom mit dem festgelegten Grenzwert für Reingasgerüche zu verwenden, führt in der Regel zu einer sehr konservativen Bewertung, was dazu führen kann, dass Biofilter letztendlich nicht genehmigungsfähig sind. Besonders für

tierhaltende Betriebe im Dorfgebiet ist es in diesem Fall fast unmöglich wirksame Maßnahmen zur Geruchsreduktion im Fall von gerechtfertigten Geruchsbelästigungen zu setzen.

Abschließend sei noch angemerkt, dass es seit der Einführung der neuen Richtlinie im September 2018 noch zu keinen Rechtsstreitigkeiten in Bezug auf die Richtwerte gekommen ist und die Richtlinie bisher von den Gerichten durchaus als neuer Stand der Technik gewürdigt wurde. Mittlerweile gibt es auch seitens anderer Bundesländer Interesse die Richtlinie anzuwenden. Inwieweit sich diese in der Zukunft österreichweit etablieren wird, ist aber derzeit völlig ungewiss.

4. Literaturverweise

- [1] Amt der Stmk. Landesregierung (2018): Geruchsemissionen aus der Tierhaltung. Bericht Nr. LU-06-18, 16 S
- [2] Brancher, M., K.D. Griffiths, D. Franco, H. Melo Lisboa (2017): A review of odour impact criteria in selected countries around the world. *Chemosphere*, 168, 1531-1570
- [3] Bull et al (2018). IAQM Guidance on the assessment of odour for planning – version 1.1, Institute of Air Quality Management, London. www.iaqm.co.uk/text/guidance/odour-guidance-2018
- [4] EN 13725 (2006): Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 71 S
- [5] EN 16841 – 1 (2017): Außenluft – Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen. Teil 1: Rastermessung. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 60 S
- [6] Gallmann, E. (2011): Beurteilung von Geruchsimmissionen aus der Tierhaltung. Habilitationsschrift der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim, Deutschland, 255 S
- [7] GIRL (Geruchsimmissions-Richtlinie) (2008): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen. http://www.hlug.de/fileadmin/downloads/luft/LAI-GIRL_2008_mit_Ergaenzung-10092008.pdf
- [8] Hutter, H. P., D. Altenburger, N. Bauer, R. Cervinka, C. Ekmekcioglu, K. Kociper, M. Kundi, H. Moshammer, E. Neudorfer, G. Schauburger, R. Schlacher, P. Tappler, P. Wallner (2016): Leitfaden – Medizinische Fakten zur Beurteilung von Geruchsimmissionen. Wien, 161 S
- [9] Noordeggraaf, D. und M. Bongers (2007): Relatie tussen geurimmissie en geurhinder in de intensive veehouderij. Rapportnummer VROM07A3, April 2007, Opdrachtgewer Ministerie VROM, Den Haag, Nederland; Opdrachtnemer PRA Odournet, Amsterdam, Niederlande, 41 S
- [10] Öttl, D., M. Kropsch, and M. Mandl (2018): Odour assessment in the vicinity of a pig-fattening farm using field inspections (EN 16841-1) and dispersion modelling. *Atmos Environ*, 181, 54-60
- [11] Öttl, D., and E. Ferrero (2017): A simple model to assess odour hours for regulatory purposes. *Atmos Environ*, 155, 162-173
- [12] Sucker, K., Bischoff M., Krämer U., Kühner D. und Winneke G. (2003): Untersuchungen zur Auswirkung von Intensität und hedonischer Geruchsqualität auf die Ausprägung der Geruchsbelästigung. Forschungsbericht des MIU, Düsseldorf und der Fa. deBAKOM, Odenthal im Auftrag des MUNLV NRW (Hrsg.), Düsseldorf, 126 S

- [13] Sucker, K., F. Müller, R. Both (2006): Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft. Bericht zu Expositions-Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeit, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofilen. Materialien 73, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 120 S.
- [14] VDI 3788-1 (2015): Umweltmeteorologie – Ausbreitung von Geruchsstoffen in der Atmosphäre – Grundlagen. Düsseldorf, 25 S
- [15] VDI 3894-1 (2009): Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen. Haltungsv erfahren und Emissionen Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. 46 S
- [16] VDI 3940-4 (2010): Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung - Polaritätenprofile. Düsseldorf, 44 S.

Validierung der Bestimmung und Beurteilung der Wahrnehmungsintensität in der Geruchsimmissionsprognose

Validation of approach to determination and assessment of odour intensity in the framework of dispersion modelling

M.Sc. **K. Braunmiller**, Müller-BBM GmbH, Karlsruhe;
Dipl.-Geol. **B. Zimmermann**, Müller-BBM GmbH, Gelsenkirchen;
Dipl.-Geoökol. **M. Kortner**, Müller-BBM GmbH, Linsengericht

Kurzfassung

Die Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL) führt unter Nr. 4.4.7 aus, dass ein hinreichender Zusammenhang zwischen der Geruchsintensität und der Ausprägung der Geruchsbelästigung nicht nachgewiesen werden konnte. Im Regelfall spielt die Geruchsintensität bei der Bewertung von Geruchsimmissionen daher keine Rolle. Gleichzeitig wird unter Nr. 5 der GIRL dargestellt, dass eine Beurteilung der Geruchs-Immissionshäufigkeiten anhand der Immissionswerte nicht ausreichend ist, wenn u. a. Anhaltspunkte für außergewöhnliche Verhältnisse hinsichtlich Hedonik und Intensität der Geruchswirkung bestehen, so dass trotz Einhaltung der Immissionswerte schädliche Umwelteinwirkungen hervorgerufen werden oder trotz Überschreitung der Immissionswerte eine erhebliche Belästigung der Nachbarschaft oder der Allgemeinheit nicht zu erwarten ist. Vor diesem Hintergrund nimmt die Berücksichtigung der Geruchsintensität, gerade auch im Zuge von Geruchsimmissionsprognosen, eine zunehmend gewichtige Rolle in der gutachtlichen Praxis ein.

Hierfür stehen im Ergebnis äquivalente, sich im Flächen- bzw. Punktbezug unterscheidende modelltechnische Herangehensweisen zur Verfügung, die sich auf die Weber-Fechner-Gleichung inklusive der Konventionswerte für den Weber-Fechner-Koeffizient und die Integrationskonstante in Verbindung mit der Kategorienskalisierung von „sehr schwach“ (1) bis „extrem stark“ (6) gemäß VDI 3940 Blatt 3 stützen.

Anhand des vorgenommenen Abgleichs gemessener und berechneter Geruchsintensitäten ergeben sich jedoch Hinweise auf eine systematische Unterschätzung der Geruchsintensitäten im Zuge von entsprechend durchgeführten bzw. ausgewerteten Ausbreitungsrechnungen.

Auf Basis der festgestellten Differenzen zwischen Begehung und Modell wird ein pragmatischer Lösungsvorschlag erarbeitet und diskutiert, welcher der systematischen Unterschätzung berechneter Geruchsintensitäten entgegenwirkt.

1. Einleitung

Die Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL [1]) führt unter Nr. 4.4.7 aus, dass ein hinreichender Zusammenhang zwischen der Geruchsintensität und der Ausprägung der Geruchsbelästigung nicht nachgewiesen werden konnte. Im Regelfall spielt die Geruchsintensität bei der Bewertung von Geruchsimmissionen daher keine Rolle.

Nach Nr. 5 der GIRL ist für die Beurteilung, ob schädliche Umwelteinwirkungen durch Geruchsimmissionen hervorgerufen werden, ein Vergleich der nach der GIRL zu ermittelnden Kenngrößen mit den in Nr. 3.1 der GIRL festgelegten Immissionswerten jedoch nicht ausreichend, wenn

- a) auf einzelnen Beurteilungsflächen in besonderem Maße Geruchsimmissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr, dem Hausbrandbereich oder anderen nicht nach Nr. 3.1 Abs. 1 der GIRL zu erfassenden Quellen auftreten oder
- b) Anhaltspunkte dafür bestehen, dass wegen der außergewöhnlichen Verhältnisse hinsichtlich Hedonik und Intensität der Geruchswirkung, der ungewöhnlichen Nutzungen in dem betroffenen Gebiet oder sonstiger atypischer Verhältnisse
 - trotz Einhaltung der Immissionswerte schädliche Umwelteinwirkungen hervorgerufen werden (z. B. Ekel und Übelkeit auslösende Gerüche) oder
 - trotz Überschreitung der Immissionswerte eine erhebliche Belästigung der Nachbarschaft oder der Allgemeinheit durch Geruchsimmissionen nicht zu erwarten ist (z. B. bei Vorliegen eindeutig angenehmer Gerüche).

Außergewöhnliche Verhältnisse können zum Beispiel darin bestehen, dass ein Betrieb nur über geringe Emissionszeiten verfügt (vgl. [3]). In einem solchen Fall könnten die emittierten Geruchsstoffkonzentrationen bzw. Frachten ggf. beliebig hoch sein, da theoretisch allein aufgrund geringer Geruchsemissionszeiten die Einhaltung der Immissionswerte sichergestellt sowie die Anforderungen der Nr. 2 GIRL an die Schornsteinhöhe erfüllt werden können.

Außergewöhnliche Verhältnisse können aber auch dahingehend vorliegen, dass ein Betrieb (ggf. neben wesentlichen Hauptquellen) über ein räumlich weit verteiltes Vielquellensystem konstant hohe Volumenströme relativ gering konzentrierter Abluft emittiert. In diesem Fall können insbesondere im unmittelbaren Nahbereich der Anlage teils hohe Geruchswahrnehmungshäufigkeiten auftreten und ggf. Immissionswerte überschritten werden. Gleichzeitig ist

jedoch zu erwarten, dass auch im näheren Umfeld sehr schwache und schwache Geruchsintensitäten dominieren. Im Einzelfall könnte gegebenenfalls trotz hoher Geruchswahrnehmungshäufigkeiten keine erhebliche Belästigung der Nachbarschaft vorliegen (vgl. [3]).

Die Frage der Geruchsintensität kann auch für die Bewertung von emissions- bzw. immissionsreduzierenden Maßnahmen z. B. im Rahmen einer Verbesserungsgenehmigung nach § 6 (3) BImSchG eine zentrale Rolle spielen. So kann, insbesondere bei Anlagen, die im Bestand stark geruchsbeladene Abluft emittieren, durch emissionsmindernde Maßnahmen oder auch Verbesserungen der Ableitbedingungen eine erhebliche Reduktion der (hier nicht zuletzt auf hohe Geruchsintensitäten zurückzuführenden) Belästigungswirkung einer Anlage erzielt werden, ohne dass sich diese signifikant auf die Geruchsstundenhäufigkeit auswirken würde (vgl. [3]).

In derartigen oder ähnlichen Konstellationen, die oftmals in Zusammenhang mit Änderungen an bestehenden Anlagen Gegenstand gutachtlicher Betrachtungen sind, kann die Quantifizierung der zu erwartenden Intensität der Geruchswahrnehmungen im Zuge von Ausbreitungsrechnungen wertvolle Grundlagen für die Beurteilung im Einzelfall liefern.

2. Ansatz zur Beschreibung und Quantifizierung der Geruchsintensität bei Erhebungen im Feld

Die Beschreibung und Bewertung der Geruchsintensitäten im Feld erfolgt in der Regel anhand einer Kategorisierung in einer Ordinalskala, deren Klassen in einer definierten Reihenfolge angeordnet sind:

sehr schwach < schwach < deutlich < stark < sehr stark < extrem stark

Jeder Klasse wird dabei gemäß Richtlinie VDI 3940 Blatt 3 [2] eine ganzzahlige Intensitätsstufe zugeordnet (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Kategorienskalisierung zur Angabe der Geruchsintensität nach VDI 3940 Blatt 3 [2].

Geruch	Intensitätsstufe
extrem stark	6
sehr stark	5
stark	4
deutlich	3
schwach	2
sehr schwach	1

Die unterste Stufe der Intensitätsskala (1 = „sehr schwach“) beschreibt dabei die Geruchsintensität, wenn die Erkennungsschwelle im Feld gerade überschritten wurde. Das heißt, dass der zu beurteilende Geruch (z. B. Anlagengeruch) klar erkannt und einer Geruchsart aus dem Qualitätsschlüssel eindeutig zugeordnet werden kann. Bewertungen über „extrem stark“ hinaus werden mit der Stufe 6 beurteilt.

In Rahmen von Geruchsrasterbegehungen kann an jedem Messpunkt im Anschluss an die Ermittlung der Geruchszeitanteile u. a. eine Bewertung festgestellter Geruchszeitanteile im Hinblick auf die Geruchsintensität im Feld entsprechend VDI 3940 Blatt 3 [2] erfolgen. Eine Bewertung erfolgt hierbei für jeden unmittelbar zuvor festgestellten Anlagengeruch in den oben genannten Kategorien „sehr schwach“ (1) bis „extrem stark“ (6).

Die gewonnenen Zusatzinformationen zur Intensität können, bezogen auf die einzelnen Messpunkte (punktbezogenes Intensitätsmaß), die einzelnen Rasterflächen (flächenbezogenes Intensitätsmaß) oder auf die einzelnen Anlagen/Emittenten (anlagenbezogenes Intensitätsmaß) ausgewertet werden. Exemplarisch ist die Bestimmung der mittleren Intensität pro Rasterfläche gemäß Richtlinie VDI 3940 Blatt 3 dargestellt, die über die nachfolgende Gleichung erfolgt.

$$\bar{I}_R = a \times \lg \frac{\sum_{k=1}^N \left(10^{\frac{ID_k}{a}} \times \delta_k \right)}{n_R} \quad (1)$$

Dabei ist

\bar{I}_R =	Mittlere Intensität pro Rasterfläche R
a =	Konvention für den Weber-Fechner-Koeffizienten F_{W_i} ; $a = 2$
k =	Laufindex der Begehung
N =	Gesamter Stichprobenumfang (i. d. R. $N = 104$ oder 52 pro Rasterfläche)
ID_k =	Durchschnittlicher Eindruck auf der Intensitätsskala (1 bis 6) bei der Begehung k
δ_k =	Auswahlkriterium für Takte mit Geruch bei Begehung k $\delta_k = 0$, wenn weniger als 6 Takte mit Geruch $\delta_k = 1$, wenn 6 und mehr Takte mit Geruch
n_R =	Anzahl der Begehungen auf der Rasterfläche R , bei denen das Geruchsstundenkriterium erfüllt wurde

3. Ansätze zur Umsetzung in Geruchsimmissionsprognosen

Zur Beschreibung der Geruchsintensitäten im Anlagenumfeld können neben den messtechnischen Erhebungen im Feld auch Ergebnisse von Ausbreitungsrechnungen herangezogen werden.

Für die Bestimmung der Geruchsintensität in Geruchsimmissionsprognosen wurde in Hartmann & Grabowski (2011) [4] ein Modell- und Auswerteansatz vorgeschlagen, der die Bestimmung der Kenngrößen „mittlere Geruchsintensität für Intensitätsstufen > 0“ und „Anzahl der Stundenwerte je Intensitätsstufe > 0“ an einzelnen Eckpunkten von gewählten Rasterflächen vorsieht. Der Berechnungsansatz liegt auch dem Beispiel im Anhang C der VDI 3940 Blatt 5 zu Grunde.

Mit Hilfe der Ausbreitungsrechnung werden hierzu Stundenwerte der Geruchsstoffkonzentration c in GE_E/m^3 berechnet. Die Ermittlung der Geruchsintensität erfolgt dann gemäß Richtlinie VDI 3940 Blatt 5 [3] über die (nachfolgende) Weber-Fechner-Gleichung.

$$I = F_w \times \lg \frac{c}{c_0} \quad (2)$$

Dabei ist

$I =$	Intensität der Geruchsempfindung (siehe Tabelle 1)
$F_w =$	Weber-Fechner-Koeffizient = 2 (nach VDI 3940 Blatt 3 [2])
$c =$	Geruchsstoffkonzentration am Immissionsort
$c_0 =$	Integrationskonstante = $0,2 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ (nach Hartmann & Grabowski (2011) [4])

Die Kategorisierung der Intensitätsstufen erfolgt dabei analog zu den Felderhebungen gemäß Tabelle 1.

Aufgrund der (modelltechnischen) Einschränkungen bei dieser Punktauswertung im Hinblick auf eine flächenhafte Bewertung der Geruchsintensitäten wurde in Kortner et al. (2015) [5] ein alternativer Modell- und Auswerteansatz vorgestellt, der auch eine Auswertung der berechneten Intensitäten im Rechengebiet für jede Rasterfläche ermöglicht.

Unabhängig von den unterschiedlichen modelltechnischen Herangehensweisen beziehen sich beide Ansätze auf die oben genannte Weber-Fechner-Gleichung inklusive der Konventionswerte für den Weber-Fechner-Koeffizient und die Integrationskonstante in Verbindung mit der Kategorienskalisierung von „sehr schwach“ (1) bis „extrem stark“ (6) gemäß VDI 3940 Blatt 3 [2]. Bezogen auf eine Punktauswertung, die mit beiden Herangehensweisen möglich ist, ergeben sich daher mit beiden modelltechnischen Herangehensweisen bei der Berechnung der

Kenngößen „mittlere Geruchsintensität für Intensitätsstufen > 0 “ und „Anzahl der Stundenwerte je Intensitätsstufe > 0 “ (mit AUSTAL2000G [10] oder LASAT [11]) identische Ergebnisse.

4. Validierung der Umsetzung in Geruchsimmissionsprognose

Die dargestellten Herangehensweisen zur Ermittlung der Geruchsintensität mittels Ausbreitungsrechnungen gehen mit den aktuellen VDI-Richtlinien, insbesondere der VDI 3940 Blatt 3 [2], konform. In einem Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes (UBA) zu Geruchsimmissionen im Bereich der Holzwerkstoffindustrie [6] wurde jedoch festgestellt, dass die entsprechend prognostisch ermittelten Intensitäten signifikante Abweichungen zu den bei Rasterbegehungen erfassten Intensitäten aufweisen. Dabei wurden die Geruchsintensitäten im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen unterschätzt.

Auf Basis dieser ersten Hinweise erfolgten bei der Müller-BBM GmbH intern weitere Untersuchungen zum Abgleich gemessener und berechneter Geruchsintensitäten, welche die Tendenz zu signifikanten Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Geruchsintensitäten bestätigten.

Diese Abweichungen traten auf, obwohl die prognostizierten Häufigkeiten eine hohe Übereinstimmung mit den gemessenen aufzeigten bzw. diese im Modell tendenziell überschätzten. Dies lässt den Schluss zu, dass das verwendete Ausbreitungsmodell zwar in Bezug auf Geruchs-Immissionshäufigkeiten, nicht jedoch für Geruchsintensitäten ausreichend validiert ist. Mit der Annahme, dass die Wahrheit in der Messung liegt, wurden die Ergebnisse der Rasterbegehungen als maßgebende Größe angesehen. Entsprechend wurde keine Anpassung der Messergebnisse in Betracht gezogen.

Auf Basis der nachfolgenden Fallbeispiele wurde daher in einem ersten Schritt versucht, das jeweilige Ausbreitungsmodell, neben der berechneten Geruchs-Immissionshäufigkeit, auch im Hinblick auf die berechneten Geruchsintensitäten zu validieren. In einem zweiten Schritt erfolgte dann der Versuch aus den zur Verfügung stehenden Fallbeispielen die den Auswertungen zugrunde liegende Weber-Fechner-Gleichung so zu modifizieren, dass eine bessere Vergleichbarkeit zwischen gemessenen und berechneten Geruchsintensitäten erreicht werden kann.

Fallbeispiel 1

Als Fallbeispiel 1 wird die Untersuchung des UBA zur Holzwerkstoffindustrie [6] näher betrachtet. Rasterflächen, die bezüglich der Geruchsstundenhäufigkeit zwischen der Begehung (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) und dem Modell eine gute Übereinstimmung aufweisen, werden in Ergänzung separat ausgewertet. Das Modell ist daher zumindest in diesen

Bereichen bezüglich der Geruchs-Immissionshäufigkeiten valide. Die mittlere Geruchsintensität wird im Median um eineinhalb Intensitätsstufen unterschätzt, d. h. bezogen auf die Auswahl um -1,7 (Spannweite -0,6 bis -2,1) und bezogen auf alle Rasterflächen um -1,3 (Spannweite -0,4 bis -2,1). Da an keiner Rasterfläche der Vergleichswert der Messung überschätzt wurde, kann von einer systematischen Unterschätzung durch das Modell ausgegangen werden.

Fallbeispiel 2

Als weiteres Fallbeispiel wird eine Untersuchung an einer Anlage der Lebensmittelindustrie herangezogen. Rasterflächen, die bezüglich der Geruchsstundenhäufigkeit zwischen der Begehung und dem Modell eine gute Übereinstimmung aufweisen, werden auch hier zusätzlich ausgewertet, so dass das Modell zumindest in diesen Bereichen bezüglich der Geruchs-Immissionshäufigkeiten als valide zu beurteilen ist. Die mittlere Geruchsintensität wird im Median um knapp über eine Intensitätsstufe unterschätzt, d. h. bezogen auf die Auswahl um -1,3 (Spannweite -0,6 bis -1,9) und bezogen auf alle Rasterflächen um -1,2 (Spannweite -0,3 bis -1,9). Da an keiner Rasterfläche der Vergleichswert der Messung überschätzt wurde, kann auch hier von einer systematischen Unterschätzung durch das Modell ausgegangen werden.

Unklar und aus den Daten nicht ermittelbar sind die möglichen Gründe für die systematische Unterbewertung. Eine denkbare Ursache kann im regulär für die Bestimmung der Geruchsstundenhäufigkeit genutzten Fluktuationsfaktor liegen; dieser beträgt 4 (korrespondierend mit einer Beurteilungsschwelle für die Geruchsstunde in Höhe einer stundenmittleren Geruchstoffkonzentration von $c_{BS} = 0,25 \text{ GE/m}^3$) und bewegt sich damit im oberen Bereich der in experimentellen Studien bestimmten Werte. Vergleiche von Rasterbegehungs- und Prognose-Ergebnissen gerade für Vielquellensysteme weisen darauf hin, dass die Anwendung dieses Faktors in derartigen Konstellationen oftmals als ausgesprochen konservative Vorgehensweise mit im Vergleich zur „gemessenen Realität“ überbewertenden Prognoseergebnissen zu bewerten ist. [7][8] Eine weitere wichtige Einflussgröße kann in zeitlich subskaligen Variationen des atmosphärischen Strömungs- und Turbulenzfelds sowie nicht durch die Windfeldmodellierung in Verbindung mit einem eindimensionalen Grenzschichtmodell abbildbaren Prozessen in der atmosphärischen Grenzschicht liegen (interne Grenzschichten, instationäre Situationen (beispielsweise eine sich vom Boden aus in den Morgenstunden entwickelnde Mischungsschicht, über der noch Reste der nächtlichen Bodeninversion liegen, oder kohärente Strukturen in der nächtlichen Grenzschicht)), die durch den Fluktuationsfaktor zwar im Hinblick auf die Jahreshäufigkeit an Geruchsstunden implizit abgefangen werden, nicht jedoch im Hinblick

auf höhere (und damit seltener auftretende) Geruchsintensitäten, die ggf. insbesondere an solche Zustände gekoppelt sein können.

Unabhängig von dem Ausbreitungsmodell liegen auch bei der Geruchsmessungen durch Rasterbegehung Unsicherheiten vor. In Bezug auf die Ermittlung der Geruchsstundenhäufigkeit wird durch das in der DIN EN 16841-1 [9] beschriebene Verfahren im Wesentlichen die prüfbedingte Messunsicherheit berücksichtigt. Die verfahrensbedingte Messunsicherheit, die insbesondere aus der statistischen Verteilung der Begehungstermine und dem Begehungsumfang resultiert, kann hierbei nicht ermittelt werden.

Im Hinblick auf die Bestimmung der Geruchsintensität liegt derzeit kein Verfahren zur Bestimmung einer Messunsicherheit vor, welche mit vertretbarem Aufwand umzusetzen wäre.

5. Modifizierung der Umsetzung in Geruchsimmissionsprognose

Aufgrund der festgestellten Differenzen wurde für die Anpassung der prognostizierten Intensität ein Korrekturfaktor K_{BM} in der Weber-Fechner-Gleichung ergänzt und iterativ angepasst. Das Ziel der Anpassung war der anzunehmend systematischen Unterschätzung entgegenzuwirken. Als Abbruchkriterium wurde daher definiert, im Median aller Rasterflächen eine möglichst geringe Abweichung ($\pm 0,5$) zwischen Begehung (B) und Modell (M) zu erlangen.

$$I = K_{BM} \times F_w \times \lg \frac{c}{c_0} \quad (3)$$

Dabei ist

$I =$	Intensität der Geruchsempfindung (siehe Tabelle 1)
$F_w =$	Weber-Fechner-Koeffizient = 2 (Konvention nach VDI 3940 Blatt 5 [3])
$c =$	Geruchsstoffkonzentration am Immissionsort
$c_0 =$	Integrationskonstante = 0,2 GE _E /m ³ (Konvention nach VDI 3940 Blatt 5 [3])
$K_{BM} =$	Korrekturfaktor = 1,5 (empirisch ermittelt)

Bei dem Fallbeispiel 1 (Anlage der Holzwerkstoffindustrie) differiert nach Anwendung eines Korrekturfaktors K_{BM} von 1,5 die mittlere Intensität im Median um -0,7 (Spannweite 0,4 bis -0,9) bezogen auf die Auswahl und um -0,3 (Spannweite 0,6 bis -0,9) bezogen auf alle Rasterflächen. Da an den Rasterflächen die gemessenen Intensitäten sowohl unter- als auch überschätzt wurden sowie der Median der Differenzen eine hohe Übereinstimmung zwischen Modell und Begehung aufzeigt, kann davon ausgegangen werden, dass nach Anwendung des

Korrekturfaktors K_{BM} keine systematische Unterschätzung durch das Modell mehr vorliegt. Bezüglich des Medians und der maximalen Differenzen liegt jedoch tendenziell weiterhin eine Unterschätzung vor. Diese ist aber deutlich geringer als ohne Anwendung des Korrekturfaktors.

Bei dem Fallbeispiel 2 (Anlage der Lebensmittelindustrie) differiert nach Anwendung eines Korrekturfaktors K_{BM} von 1,5 die mittlere Intensität im Median um 0,5 (Spannweite 1,1 bis -0,4) bezogen auf die Auswahl und um 0,1 (Spannweite 1,1 bis -0,4) bezogen auf alle Rasterflächen. Da an den Rasterflächen die gemessenen Werte sowohl unter- als auch überschätzt wurden sowie der Median der Differenzen eine hohe Übereinstimmung zwischen Modell und Begehung aufzeigt, kann davon ausgegangen werden, dass nach Anwendung des Korrekturfaktors K_{BM} keine systematische Unterschätzung durch das Modell mehr vorliegt. Bezüglich des Medians und der maximalen Differenzen liegt nun tendenziell eine Überschätzung vor.

Unter Verwendung der bisherigen Modellansätze liegt über beide Fallbeispiele hinweg der Median der Abweichung der mittleren Geruchsintensität bei -1,3. Unabhängig von der Übereinstimmung der Geruchsstundenhäufigkeit zwischen Modell und Begehung wird die mittlere Geruchsintensität im Modell im Vergleich zur Begehung sehr leicht ($0,0 < -0,5$) bis sehr deutlich (ca. -2,0) systematisch unterschätzt. Eine Korrelation zwischen den Differenzen der Häufigkeiten und denen der mittleren Intensitäten ist entsprechend nicht erkennbar.

Die iterativen Anpassungsrechnungen mit variablen Korrekturfaktoren K_{BM} ergaben, dass das definierte Abbruchkriterium bei beiden Fallbeispielen bei einem Korrekturfaktor K_{BM} von 1,5 erfüllt wird und durch dessen Anwendung eine deutlich bessere Übereinstimmung zwischen Begehung und Modell erzielt werden kann. Über beide Fallbeispiele hinweg liegt dabei der Median der Abweichung der mittleren Geruchsintensität bei -0,2. Die mittleren Intensitäten weichen dabei im Modell bis zu ca. $\pm 1,0$ von der Begehung ab. Eine systematische Unterschätzung liegt entsprechend nicht mehr vor. Da durch die Berücksichtigung des Korrekturfaktors K_{BM} die mittleren Intensitäten relativ gleichmäßig auf der Intensitätsskala nach oben verschoben wurden, ist zwischen den Differenzen der Häufigkeiten und denen der mittleren Intensitäten auch weiterhin keine Korrelation erkennbar.

Von weiteren Iterationsrechenläufen mit dem Ziel einer geringeren Abweichung im Median zwischen Begehung und Modell auf Basis der zwei Fallbeispiele wird abgesehen. Eine weitere Anpassung des Korrekturfaktors K_{BM} auf dieser Basis würde eine Überinterpretation der Ergebnisse darstellen und sollte entsprechend vermieden werden. Sobald eine größere Anzahl

an Fallbeispielen zur Verfügung steht, wäre ein geringeres Abbruchkriterium für die Modellmodifizierung (z. B. $\leq \pm 0,0$) erstrebenswert. Da von einer systematischen und nicht fallspezifischen Abweichung ausgegangen wird, ist unabhängig davon ein geringeres Abbruchkriterium für einzelne Fallbeispiele mit Ermittlung verschiedener Korrekturfaktoren K_{BM} nicht sinnvoll.

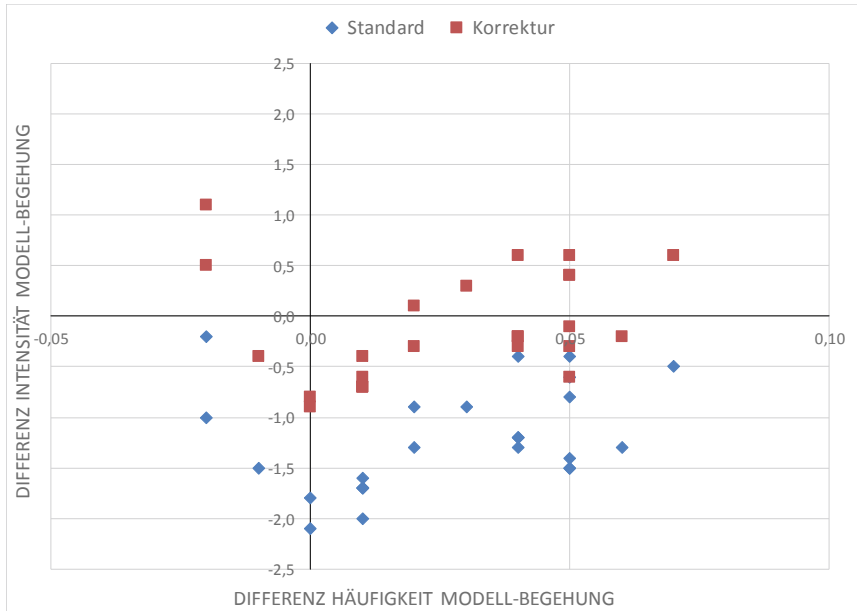


Bild 1: **Differenzbetrachtung:** Gegenüberstellung Differenz der Geruchsstundenhäufigkeit sowie der mittleren, flächenbezogenen Geruchsintensität zwischen Modell (M) und Begehung (B). Darstellung für Fallbeispiel 1 und 2 ohne „Standard“) als auch mit Berücksichtigung des Korrekturfaktors K_{BM} von 1,5 („Korrektur“).

Determiniert durch verfügbare Rasterbegehungsdaten mit Intensitätserfassung sowie valider Geruchsimmissionsprognosen an denselben Standorten erfolgte die Untersuchung nur für eine geringe Anzahl an Vielquellensystemen. Aufgrund der Übereinstimmung des in beiden Fallbeispielen ermittelten Korrekturfaktors K_{BM} kann jedoch von einer Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Vielquellensysteme ausgegangen werden.

Bezüglich der Anwendbarkeit dieser Erkenntnisse auf Anlagen mit wenigen Quellen, kann auf Basis dieser Untersuchung keine eindeutige Antwort gegeben werden. Sofern jedoch ein systematischer Fehler vorläge, wäre der Korrekturfaktor K_{BM} für alle Quellkonstellationen anzuwenden.

6. Fazit

Die Berücksichtigung der Geruchsintensität spielt, gerade auch im Zuge von Geruchsimmissionsprognosen, eine zunehmend gewichtige Rolle in der gutachtlichen Praxis: Sie stellt eine wertvolle Grundlage für die Beurteilung des Einzelfalls nach Nr. 5 GIRL dar, und kann in der Regelfallbetrachtung untermauern, dass bzgl. der Intensitäten der Geruchswahrnehmung keine Anhaltspunkte für eine Betrachtung im Einzelfall bestehen.

Es liegen Hinweise dazu vor, dass die prognostische Ermittlung der Geruchsintensität mit den bestehenden Modellen (hier insbesondere dem Modellpaket AUSTAL2000G [10] bzw. LASAT [11]) auf Basis der VDI-Richtlinien nicht ausreichend validiert ist und eine systematische Unterschätzung durch die Modelle gegenüber im Feld erhobenen Geruchsintensitäten vorliegt. Durch Ergänzung eines Korrekturfaktors K_{BM} von 1,5 in der Weber-Fechner-Gleichung können die prognostizierten an die gemessenen Geruchsintensitäten angenähert werden.

Um gesicherte Erkenntnisse darüber zu erlangen, in wie weit die Ergebnisse der dargestellten Fallbeispiele allgemein übertragbar sind bzw. ob eine differenziertere Anpassung der Weber-Fechner-Gleichung bei der prognostischen Ermittlung von Geruchsintensitäten erforderlich ist, sind weitere Untersuchungen erforderlich.

- [1] Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL – Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen, Schriftenreihe des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) – 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.
- [2] VDI 3940 Blatt 3: 2010-01 Bestimmung von Geruchstoffimmissionen durch Begehungen; Ermittlung von Geruchsintensität und hedonischer Geruchswirkung im Feld. Berlin: Beuth-Verlag.
- [3] VDI 3940 Blatt 5: 2013-11 Bestimmung von Geruchstoffimmissionen durch Begehungen; Ermittlung von Geruchsintensität und hedonischer Geruchswirkung im Feld; Hinweise und Anwendungsbeispiele. Berlin: Beuth-Verlag.
- [4] Hartmann, U.; Grabowski, G. (2011): Bewertung von Geruchsminderungsmaßnahmen anhand der Geruchsstoffintensität. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 71 (2011) Nr. 10, S. 445–448
- [5] Kortner, M., Braunmiller, K. und Zimmermann, B. (2015): Ansätze zur Bestimmung und Beurteilung der Wahrnehmungsintensität in der Geruchsimmissionsprognose. VDI Berichte 2252, S. 37 – 48, VDI Verlag, Düsseldorf 2015.
- [6] Zimmermann, B., Stöcklein, F., Braunmiller, K. (2018): Emissions- und Immissionsmessungen von Gerüchen in einer Anlage der Holzwerkstoffindustrie. Abschlussbericht, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (UBA), Forschungskennzahl 3715 51 307 0, UBA FB 002649, Texte 61/2018.
- [7] Grotz, W., und Zimmermann, B. (2015): Vergleich Rasterbegehung – Immissionsprognose – Beispiele aus der Papierindustrie – Quelleneigenschaften und Anpassung der Immissionsprognose. VDI Berichte 2252, S. 81 – 94, VDI Verlag, Düsseldorf 2015.
- [8] Hartmann, U. und Borcharding, N. (2015): Emissionsmessungen, Ausbreitungsrechnungen und Rasterbegehungen – Vergleich berechneter und gemessener Geruchsstundenhäufigkeiten anhand verschiedener Anwendungsfälle. VDI Berichte 2252, S. 95 – 104, VDI Verlag, Düsseldorf 2015.
- [9] DIN (2017): DIN EN 16841-1 – Bestimmung der Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen – Teil 1: Rasterbegehungen, Berlin.
- [10] Ausbreitungsmodell AUSTAL2000G. Ing.-Büro Janicke im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- [11] Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrange-Simulation von Aerosol-Transport). Hrsg.: Ing.-Büro Janicke, Dunum.

Rastermessung und Immissionsprognose: vergleichen wir Vergleichbares?

Dr. phil. nat. **Luzi Bergamin**, KBP GmbH, Bern

Kurzfassung

Rastermessung und Immissionsprognose sollten idealerweise dasselbe Resultat zur Geruchsbelastung liefern. Beide Methoden können aber zeitliche Variabilität (Meteorologie, veränderliche Quellen) nicht beliebig auflösen. Im Modell spielt v.a. die begrenzte zeitliche Auflösung von einer Stunde eine Rolle, bei der Rastermessung der Samplingfehler durch die Auswahl der Messzeitpunkte. Mit einer Reihe von fiktiven Begehungen anhand einer AUSTAL2000-Modellierung wird dieser Samplingfehler abgeschätzt. Während bei einer gefassten und über Kamin abgeleiteten Quelle die zeitliche Variabilität keine entscheidende Rolle spielt, wird bei diffusen Quellen teils eine große Diskrepanz zwischen fiktiver Messung und Modellresultat gefunden. Diese Abweichung lässt sich in einer einfachen Analyse der meteorologischen Repräsentativität der Begehung nicht unbedingt nachweisen.

1. Einleitung

Mit der Rastermessung nach DIN-EN 16841 Teil 1 und der Immissionsprognose gemäß Geruchs-Immissionsrichtlinie (GIRL) stehen zwei Methoden zur Bestimmung der Geruchsbelastung anhand von Geruchsstundenanteilen zur Verfügung, welche im Idealfall zu demselben Resultat führen sollten. Allerdings ist die Art der Erhebung in den beiden Verfahren kaum vergleichbar, so dass sich die Frage nach den Grenzen ihrer Übereinstimmung stellt. In diesem Beitrag sollen diese Grenzen mit Blick auf die zeitliche Variabilität von Meteorologie und Emissionen insbesondere bei bodennahen, diffusen Quellen betrachtet werden.

2. Zeitliche Variabilität bei Rastermessung und Immissionsprognose

Rastermessung und Immissionsprognose haben je ihre spezifischen Schwierigkeiten im Umgang mit zeitlicher Variabilität. Die offensichtliche Limitierung in der Immissionsprognose besteht in der zeitlichen Auflösung von einer Stunde bei Modell und den üblichen Meteodatenätzen. Gerade bei diffusen Emissionen kommen häufig Situationen vor, in denen die Variabilität der Quellenstärke im Modell nicht mehr aufgelöst werden kann (z.B. kurzzeitige Öffnung von Toren oder Belade- und Entladevorgänge). Weiter kann man im Modell die Va-

riabilität häufig nicht oder nur mit unverhältnismässig grossem Aufwand ermitteln (z.B. unregelmässige Veränderung der Quellenstärke einer geplanten Anlage).

Im Gegensatz dazu wird mit der Rastermessung immer die tatsächlich vorhandene Belastung gemessen. Die Schwierigkeit besteht hier in der Repräsentativität der Begehung: Bei 104 Messungen pro Beurteilungsfläche sind 11 positive Messungen ausreichend, um über den Grenzwert von 10% Geruchsstunden zu gelangen (weniger als 1.5 Promille der Jahresstunden). Da ein Messpunkt zudem nur während 10 Minuten beurteilt wird, können auch hier Geruchsereignisse mit einer Dauer unter einer Stunde nicht zuverlässig erhoben werden. Gerade bei diffusen Emissionen ergibt sich daher in der gutachterlichen Praxis unserer Firma immer wieder der Verdacht, dass man nicht unbedingt eine Übereinstimmung von Rastermessung und Immissionsprognose erwarten darf.

3. Ein Beispiel aus der Praxis

Folgendes Beispiel aus der Praxis soll diesen Verdacht illustrieren. Es handelt sich um eine Firma, die stark geruchsbelastetes Material aus Altlastensanierungen annimmt, verarbeitet und sortiert und schliesslich zur Weiterbearbeitung oder Endlagerung abtransportiert. Nach Inbetriebnahme der Anlage wurde in unmittelbarer Nähe in einer Mischzone (gemäss Schweizer Richtlinie [1] 15% Geruchsstunden zulässig) eine Wohnüberbauung realisiert, wo es bald zu Beschwerden über die Geruchsbelastungen kam.

Die Anlage wird in dauerndem Unterdruck betrieben, die Abluft über einen Kamin mit mehrstufiger Abluftreinigung abgelassen. Wiederholte olfaktometrische Messungen ergaben Geruchsstoffkonzentrationen unter 180 GE/m^3 in der Kaminabluft. Eine Immissionsprognose nach GIRL ohne Berücksichtigung diffuser Quellen zeigte, dass das Immissionsmaximum tatsächlich im nahen Wohngebiet liegt. Allerdings beträgt dieses sogar unter der Annahme von 300 GE/m^3 Geruchsbelastung in der Abluft lediglich rund 1% Geruchsstundenanteil.

In der Folge verlangte die Behörde eine Geruchsbegehung. Entsprechend der Schweizer Richtlinie [1] wurde diese nicht als Raster- sondern als Punktbegehung durchgeführt, sie entspricht im Übrigen aber der Richtlinie DIN-EN 16841 Teil 1. Im nahen Wohngebiet wurden übermässige Immissionen (22% Geruchsstunden) gemessen. Die Beschwerden aus weiteren Bereichen der Nachbarschaft konnten nicht als übermässig bestätigt werden.

Die Diskrepanz zwischen den beiden Resultaten ist auf einen großen Anteil diffuser Emissionen zurückzuführen. Eine sorgfältige Auflistung möglicher diffuser Geruchsquellen resultierte nämlich in der folgenden Liste (aus Platzgründen hier gekürzt wiedergegeben):

1. Toröffnungen: häufige kurzzeitige Öffnungen für LKW, regelmäßige längere (eine bis mehrere Minuten) für Ein- und Ausfahrt von Eisenbahnwagen.

2. Anlieferung: Einmal pro Tag per Eisenbahn in geschlossenen Containern mit Aktivkohlefilter. Geringe Emissionen aus abgestellten, noch beladenen Wagen.
3. Abtransport LKW: Offene LKWs durchfahren, frisch beladen, das benachbarte Dorf.
4. Abtransport Bahn: Leere aber ungereinigte und frisch beladene Wagen werden vor der Halle rangiert und abgestellt, bis ein ganzer Blockzug beladen ist. Die Wagen sind einzig mit einer Plane abgedeckt.
5. Weitere Emissionsquellen (alle unregelmäßig): abgestellte Wagen (teils auch über das Wochenende) und Blockzüge, Verschmutzungen im Außenbereich.

Offensichtlich können derartige diffuse Quellen in einer Modellrechnung nur ungenügend berücksichtigt werden. Sie unterliegen starken, teils nicht vorhersehbaren Schwankungen und die Emissionsdauer pro Ereignis liegt bei einem wesentlichen Teil unter einer Stunde. Es ist daher zweifelhaft, ob eine Modellrechnung auch unter Berücksichtigung der diffusen Quellen eine verlässliche Annäherung an die tatsächliche Situation liefern würde.

Ähnliche Zweifel bestehen aber auch bei der Begehung. Eine einfache statistische Abschätzung ergibt, dass mit 104 Messungen zu 10 Minuten die diversen, teils unregelmäßig auftretenden Geruchseignisse nicht zuverlässig erfasst werden können. Allerdings basieren solche Beurteilungen allein auf der Charakteristik der Emissionen und nicht der grundsätzlich unbekannten Immissionen.

4. Modellvergleich von Rastermessung und Immissionsprognose

Es stellt sich die Frage, inwieweit erwartet werden kann, dass eine Rastermessung und eine Immissionsprognose bei variablen, diffusen Quellen vergleichbare Resultate liefern. Dies ließe sich einfach beantworten, wenn dieselbe Situation mit mehreren Rastermessungen beprobt wird. Dies sprengt leider den Rahmen dieser Arbeit und vor allem die finanziellen Möglichkeiten, die uns für die Qualitätssicherung zur Verfügung stehen. Es wird stattdessen eine rein auf Modellierungen basierende Abschätzung gemacht. Darin wird angenommen, dass das Resultat der Modellrechnung mit AUSTAL2000 dem wahren Wert der Geruchsbelastung entspricht. Es kann daher nur der Unterschied von Modell und Begehung aufgrund einer limitierten Anzahl von „virtuellen Begehungen“ untersucht werden. Wenn in der Folge also nur noch von den Fehlern der Begehung die Rede ist, so liegt das an der beschränkten Aussagekraft dieses Vergleichs und nicht an der Überlegenheit der Modellrechnung.

4.1 Grundlagen des Vergleichs

Basis bildet die Modellierung einer fiktiven Anlage mit Anlagegebäude (40m auf 30m bei 6m Höhe), Kamin (effektive Quellenhöhe 30m, keine weitere Überhöhung) und einer bodenna-

hen Volumenquelle an der Nordseite des Gebäudes (4m Höhe, 10m Tiefe über ganze Gebäudebreite). Die effektive Quellenhöhe wurde absichtlich so hoch gewählt, dass sich eine klare Trennung der Ausbreitungsmuster von Kamin und bodennaher Quelle ergibt.

Modelliert wird mit den Meteorologischen Daten der Messstation Koppigen von MeteoSchweiz des Jahres 2014. Die Station weist die für das Schweizer Mittelland typischen Hauptwindrichtungen Südwest und Nordost bei einem ebenfalls typischen hohen Anteil an lokalen thermischen Winden (v.a. lokale Kaltluft mit Stabilitätsklasse I) auf. Der Anteil von Winden unter 0.5m/s liegt mit rund 10% der Jahresstunden für das Schweizer Mittelland recht tief, so dass die damit verbundene Einschränkung von AUSTAL2000 hier nicht wesentlich ins Gewicht fallen dürfte. Die Stabilitätsklassen werden an der Station Koppigen nach dem in der Schweiz üblichen Muster [2] bestimmt. Um weitere systematische Fehler der Modellierung zu vermeiden, wurde keine Topografie berücksichtigt.

Als fiktive Messpunkte wurden 20 Monitorpunkte im Immissionsgebiet gleichmäßig verteilt. 8 im Abstand von 250m vom Kamin, 8 in 500m und 4 in 750m Abstand (siehe Bild 1 und Bild 2). Aus den Zeitreihen dieser Monitorpunkte können die Resultate der einzelnen virtuellen Begehungen abgeleitet werden.

Verglichen werden vier virtuelle Begehungen. Jede ist in Bezug auf Jahreszeit, Wochentage und Tageszeit gleichverteilt, indem an jedem 3. Tag eine Messung stattfindet und der Zeitpunkt zwischen zwei aufeinanderfolgenden Messungen immer um 5 Stunden verschoben wird. Insgesamt ergeben sich so pro Begehung 122 Einzelmessungen. Die erste Begehung startet am 01.01.2014 um 01:00 Uhr, die weiteren jeweils in einem Abstand von 18 Stunden.

Als Basisszenario wurden die Emissionen aus Kamin und Volumenquelle einzig einer Tag/Nacht-Veränderung unterworfen. Sie betragen tagsüber 48'000GE/s (Kamin) bzw. 3'000GE/s (Volumenquelle) und nachts 24'000GE/s (Kamin) bzw. 1'000GE/s (Volumenquelle). Modelliert wurde mit Qualitätsstufe $qs=4$ bei einer maximalen Rasterweite von 20m.

4.2 Resultate des Basisszenarios

Die Resultate der Immissionsprognose sind für den Kamin alleine in Bild 1 und die Volumenquelle alleine in Bild 2 dargestellt. Das Immissionsmuster des Kamins zeigt klar die Hauptwindrichtung Westwind aus Südwesten mit einem zusätzlichen Nebenmaximum des Nordostwinds („Bise“). Die bodennahe Volumenquelle hat eine zusätzliche Ausbreitung nach Nordwesten, der Windrichtung der lokalen Kaltluft.

Die Auswertung der Modellresultate wie der vier fiktiven Messkampagnen an allen 20 Messpunkten ist in Tabelle 1 zusammengestellt.

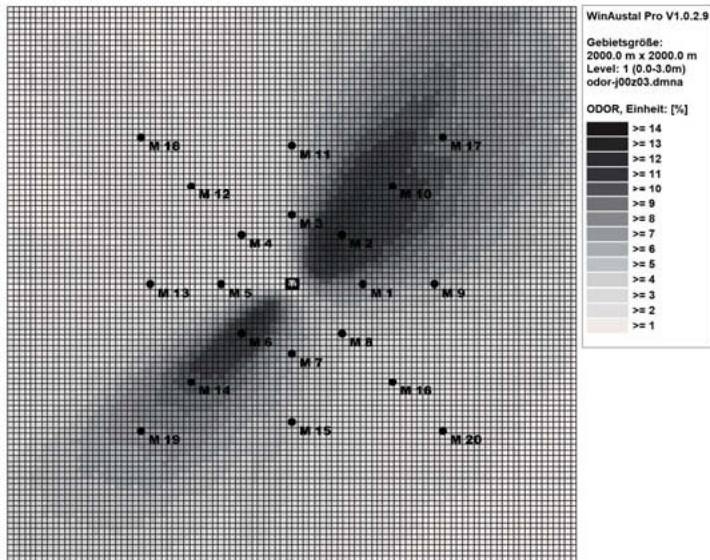


Bild 1: Vorausgesagte Geruchsstundenhäufigkeiten des Kamins im Basisszenario.

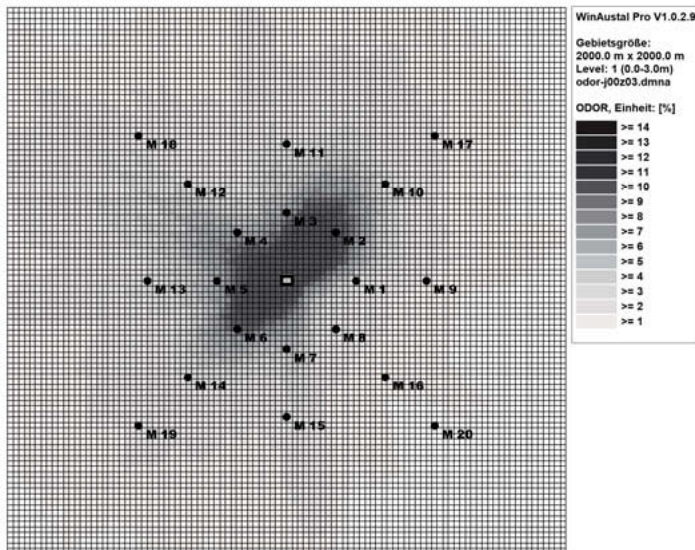


Bild 2: Vorausgesagte Geruchsstundenhäufigkeiten der Volumenquelle im Basisszenario.

Tabelle 1: Resultate des Modells und der vier virtuellen Messungen an den Monitorpunkten.

	Nur Kamin					Kamin und Volumenquelle					Nur Volumenquelle				
	Modell	I	II	III	IV	Modell	I	II	III	IV	Modell	I	II	III	IV
MP 1	8.3%	5.3%	10.5%	8.8%	7.0%	10.1%	6.1%	10.5%	14.0%	8.8%	4.7%	1.8%	10.5%	14.0%	8.8%
MP 2	13.5%	15.8%	11.4%	18.4%	13.2%	20.0%	20.2%	17.5%	27.2%	20.2%	14.3%	11.4%	17.5%	27.2%	20.2%
MP 3	5.3%	6.1%	1.8%	6.1%	5.3%	11.2%	12.3%	6.1%	9.6%	11.4%	8.5%	8.8%	6.1%	9.6%	11.4%
MP 4	2.4%	2.6%	2.6%	3.5%	1.8%	9.4%	11.4%	7.0%	11.4%	12.3%	8.3%	10.5%	7.0%	11.4%	12.3%
MP 5	2.1%	2.6%	0.9%	1.8%	2.6%	9.0%	14.9%	7.0%	11.4%	11.4%	7.3%	10.5%	7.0%	11.4%	11.4%
MP 6	13.0%	14.9%	20.2%	12.3%	8.8%	18.9%	22.8%	26.3%	19.3%	14.9%	11.0%	11.4%	26.3%	19.3%	14.9%
MP 7	5.6%	4.4%	7.0%	7.0%	7.0%	9.7%	7.9%	13.2%	9.6%	9.6%	6.0%	7.0%	13.2%	9.6%	9.6%
MP 8	3.9%	3.5%	1.8%	4.4%	4.4%	5.5%	4.4%	5.3%	6.1%	4.4%	2.7%	1.8%	5.3%	6.1%	4.4%
MP 9	5.5%	3.5%	8.8%	5.3%	3.5%	6.4%	3.5%	9.6%	6.1%	6.1%	1.3%	0.0%	9.6%	6.1%	6.1%
MP 10	11.6%	14.9%	10.5%	12.3%	10.5%	14.5%	17.5%	11.4%	18.4%	13.2%	4.3%	5.3%	11.4%	18.4%	13.2%
MP 11	4.0%	4.4%	1.8%	1.8%	6.1%	6.9%	7.0%	4.4%	7.0%	8.8%	3.3%	1.8%	4.4%	7.0%	8.8%
MP 12	2.1%	3.5%	1.8%	1.8%	2.6%	5.3%	7.0%	4.4%	5.3%	4.4%	3.4%	4.4%	4.4%	5.3%	4.4%
MP 13	1.9%	4.4%	0.9%	2.6%	2.6%	5.1%	10.5%	4.4%	7.0%	4.4%	3.5%	7.9%	4.4%	7.0%	4.4%
MP 14	10.0%	10.5%	14.9%	10.5%	7.0%	13.1%	13.2%	16.7%	11.4%	10.5%	3.7%	2.6%	16.7%	11.4%	10.5%
MP 15	4.2%	4.4%	4.4%	6.1%	5.3%	6.5%	6.1%	6.1%	7.0%	7.0%	3.0%	4.4%	6.1%	7.0%	7.0%
MP 16	2.5%	1.8%	0.9%	4.4%	2.6%	3.2%	1.8%	1.8%	5.3%	2.6%	0.9%	0.0%	1.8%	5.3%	2.6%
MP 17	8.9%	11.4%	8.8%	8.8%	7.9%	10.8%	12.3%	9.6%	15.8%	9.6%	1.7%	3.5%	9.6%	15.8%	9.6%
MP 18	1.8%	4.4%	2.6%	0.9%	0.9%	4.0%	5.3%	4.4%	2.6%	4.4%	2.1%	3.5%	4.4%	2.6%	4.4%
MP 19	7.0%	6.1%	8.8%	8.8%	5.3%	9.3%	8.8%	10.5%	8.8%	8.8%	1.8%	1.8%	10.5%	8.8%	8.8%
MP 20	1.8%	0.9%	0.9%	3.5%	1.8%	2.3%	1.8%	2.6%	4.4%	2.6%	0.3%	0.0%	2.6%	4.4%	2.6%

Die weitere Analyse stützt sich auf den Betrag der Differenzen zwischen Modellwert und „Messwert“, wobei für die drei Quellenkonfigurationen alle vier Begehungen zusammen ausgewertet wurden. Dies ergibt die grafische Darstellung in Bild 3 und die statistischen Kennwerte in Tabelle 2.

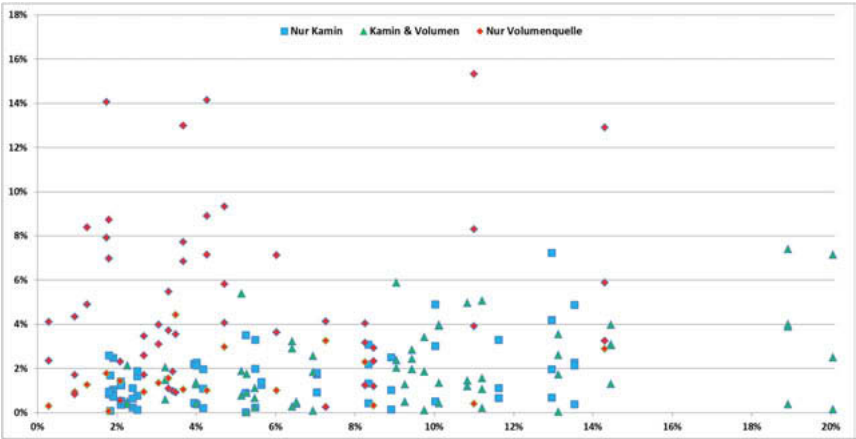


Bild 3: Zusammenstellung aller Messwerte nach Quellenkonfiguration. X-Achse: Modellwert am Messpunkt. Y-Achse: Betrag der Differenz zwischen Modellwert und „Messwert“.

Tabelle 2: Statistische Auswertung der Abweichungen zwischen Modell- und „Messwerten“.

Quellenkonfiguration	Maximum	Mittelwert	Median
Nur Kamin (Quadrate in Bild 3)	7.2%	1.4%	1.1%
Kamin und Volumenquelle (Dreiecke)	7.4%	1.8%	1.3%
Nur Volumenquelle (kleine Rhomben)	15.3%	4.0%	3.2%

Wird einzig der Kamin betrachtet, kann die Übereinstimmung von Modell und „Messwerten“ angesichts der statistischen Herausforderungen der Messmethode als hervorragend bezeichnet werden. Werden Kamin und Volumenquelle zusammen betrachtet, nehmen die Fehler leicht zu, insgesamt ist die Übereinstimmung aber weiterhin gut.

Ein ganz anderes Bild zeigt sich bei der Volumenquelle alleine. Hier ergeben sich teils sehr hohe Abweichungen der Messwerte vom Modellwert. In der die Hälfte der Fälle beträgt sie mehr als 3.2%, was immerhin einem Drittel des Immissionsgrenzwertes entspricht. Es ist allerdings zu beachten, dass nicht jede größere Abweichung des Messwertes in der gutachterlichen Praxis zu Fehlurteilen führt. Liegt der wahre Wert weit vom Immissionsgrenzwert entfernt, bleiben auch große Abweichungen des Messwertes ohne Konsequenzen.

4.3 Fehlerabschätzung und Repräsentativität

Bei der Abweichung der vier „Messreihen“ vom Modellwert handelt es sich um Samplingfehler durch die Auswahl der Messzeitpunkte. Kann mit einfachen Mitteln, wie sie in einer wirklichen Begehung benutzt werden, aufgezeigt werden, dass die Messzeitpunkte nicht repräsentativ sein müssen? Und kann dies mit den Abweichungen von Modell und „Messwert“ in Verbindung gebracht werden? Die DIN EN 16841 Teil 1 kennt eine Überprüfung der zeitlichen Repräsentativität in Bezug auf die meteorologischen Verhältnisse (Abschnitt 7.2.7 der Norm). Diese betrachtet aber den gesamten Messzeitraum und nicht die Zeitpunkte der Einzelmessungen. Sie hilft daher für die gestellte Frage nicht weiter.

Für eine Darstellung des Samplingfehlers wurden die Meteodaten zu den Messzeitpunkten nach Windgeschwindigkeit und Windrichtungssektor klassifiziert und dem kompletten Datensatz gegenübergestellt (Bild 4). Grundsätzlich sind die Abweichungen zwischen komplettem Datensatz und den einzelnen Messreihen deutlich zu sehen.

Ein Vergleich von Bild 4 mit den Werten in Tabelle 1 deutet darauf hin, dass die bodennahe Volumenquelle auf Abweichungen der Meteodaten in der Messreihe vom Mittel stärker rea-

giert als der Kamin. Dies zeigt sich z.B. bei den in Messreihe II zu stark vertretenen Winden aus Nordosten (MP 6, 14 und 19 in Tabelle 1). Während die Messwerte der Volumenquelle hier in allen Fällen um ein Vielfaches über dem Modellwert liegen, werden diejenigen aus dem Kamin nur um max. 50% überschätzt. Insgesamt kann aber aufgrund der eher groben Analyse keine einfache Systematik festgestellt werden, wie z.B. Winde aus Westen (MP 1 und 9) aufzeigen: während der zu tiefe Anteil in Messreihe 1 im Messresultat der Volumenquelle sichtbar ist, liegen die Werte bei Messreihe IV entgegen den Erwartungen zu hoch.

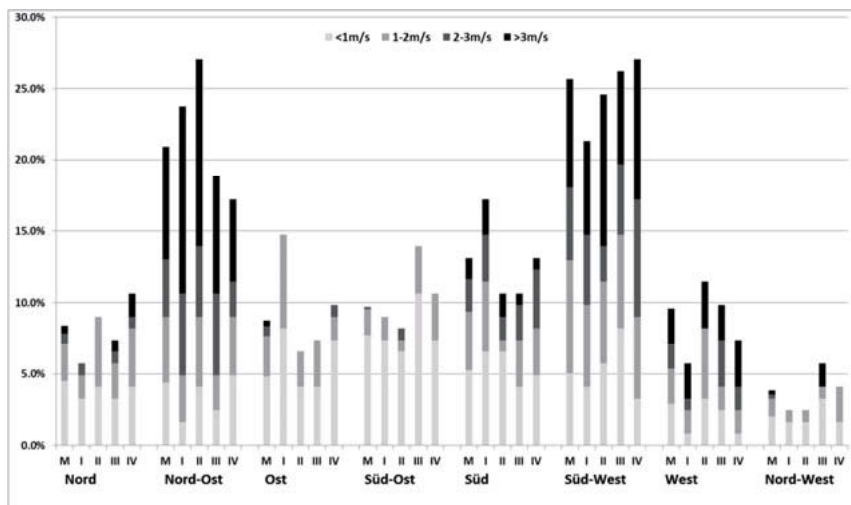


Bild 4: Verteilung der Meteodaten im Modell (M) und für die 122 „Messwerte“ jeder Begehung (I bis IV) aufgeteilt nach Windrichtungssektor und Windgeschwindigkeit.

Eine einfache Überprüfung der zeitlichen Repräsentativität der Messzeitpunkte kann die Abweichung zwischen Modellwerten und „Messwerten“ nicht in jedem Fall erklären. Kann die durch den Samplingfehler entstandene Unsicherheit zumindest mit einer Fehlerbetrachtung richtig abgeschätzt werden? Auch hier helfen die Angaben in der DIN EN 16841 Teil 1 nicht weiter. Die Berechnung der Messunsicherheit nach Kapitel 9 dieser Norm betrachtet einzig die Unsicherheit der gegebenen Messreihe und nicht den Samplingfehler durch die Auswahl der Messzeitpunkt.

Eine grobe Fehlerbeurteilung kennt die Schweizer Geruchsempfehlung [1]. Messwerte werden demnach pauschal mit einer relativen Unsicherheit von 25% belegt. Bei einem Immissionsgrenzwert von 10% Geruchsstunden bedeutet dies, dass Messwerte zwischen 8% und 13.3% als im Bereich des Grenzwertes beurteilt werden. Basierend auf dieser Regel kann

nun angegeben werden, welche virtuellen Messungen bei strikter Anwendung zu gutachterlichen Fehlurteilen führen würden.

Diese Auswertung bleibt aber unbefriedigend, da z.B. ein Messresultat von 13.2% Geruchsstunden auch gegenüber einem Modellwert von 4.3% immer noch als „im Bereich des Grenzwertes“ gelten würde (vgl. Tabelle 1, nur Volumenquelle, Messreihe IV, MP 10). Nach strikter Auslegung führt diese Abweichung daher zu keinem Fehlurteil, in der Praxis dürfte sie aber sehr wohl zu einer unterschiedlichen Beurteilung führen. Daher wurde zusätzlich für alle Messwerte „im Bereich des Grenzwertes“ der Anteil bestimmt, bei denen der Modellwert um mehr als 25% und 50% relativ vom Messwert abweicht. Dies führt zu folgender Tabelle:

Tabelle 3: Unsicherheitsbeurteilung nach Schweizer Geruchsempfehlung: Anzahl Fehlurteile sowie Anteil von „Messwerten im Bereich des Grenzwertes“, deren Abweichung vom Modellwert mehr als 25% bzw. 50% des Messwertes ausmacht.

Quellenkonfiguration	Fehlurteile	Anteil mehr als 25%	Anteil mehr als 50%
Nur Kamin	1	12%	0%
Kamin und Volumenquelle	3	14%	4%
Nur Volumenquelle	4	85%	48%

Obwohl bei strikter Anwendung der Geruchsempfehlung auch bei der diffusen Quelle nur 4 Fehlurteile resultieren, weichen gerade Messwerte im Bereich des Grenzwertes stark von den vorausgesagten Modellwerten ab. In rund der Hälfte der Fälle liegt diese Abweichung relativ bei mehr als 50% des Messwertes.

4.4 Variable Quellen und Sensitivitätsanalyse

Die insgesamt zwölf Messreihen aus drei Modellierungen wurden mit variablen Quellenstärken wiederholt. In einem Fall wurde eine fixe Variabilität im Wochenrhythmus festgelegt, diffuse Quellen und Kamin verändern sich dabei nicht gleich. Im zweiten Fall wurde eine zufällige Variabilität zugelassen. Die Quellenstärke des Kamins kann dabei zwischen 12'000GE/s und 48'000GE/s (nachts) bzw. 24'000GE/s und 60'000GE/s (tagsüber) variieren. Bei der Volumenquelle beträgt die Spannweite 250GE/s bis 2'500GE/s (nachts) und 1'500GE/s bis 6'000GE/s (tagsüber). Die variablen Quellenstärken verändern die Resultate des Basisszenarios nur unwesentlich. Weder die statistischen Größen nach Tabelle 2 noch die Unsicherheitsbetrachtungen nach Tabelle 3 weisen aufgrund der Variabilität gutachterlich relevante Unterschiede auf.

Der Grund für dieses eher überraschende Verhalten kann in einer Sensitivitätsanalyse rasch eruiert werden. In allen Modellierungen reagieren die Geruchsstundenanteile an den Messpunkten gegenüber der Veränderung der Quellenstärke meist unterproportional, wobei der Kamin als alleinige Quelle am wenigsten auf Veränderungen reagiert, die Volumenquelle alleine am meisten.

Wird nur der Kamin betrachtet, verändert sich der Geruchsstundenanteil bei den nahen Messpunkten (MP1 bis 8) meist zwischen einem Viertel und einem Drittel, wenn die Quellenstärke verdoppelt oder halbiert wird. Bei den weiteren Punkten beträgt die Veränderung rund 40% bis 60% (relativ zum Messwert nach Tabelle 1).

Für die diffuse Quelle alleine betragen die entsprechenden Werte 30% bis 60% (MP 1 bis 8) und 50% bis 150%. Die stärkeren Schwankungen dürften in diesem Fall keinen messbaren Einfluss mehr haben, da bereits bei konstanten Quellen die Messwerte sehr stark voneinander abweichen.

Insgesamt erscheint uns dieses Verhalten aus der Erfahrung in der gutachterlichen Praxis für den Kamin als typisch. Bei den diffusen Quellen wird aber oft ein gegenteiliges Muster vorgefunden. Der Bereich der unterproportionalen Veränderung liegt hier oft nahe an der Quelle, wo auf jeden Fall übermäßige Immissionen vorgefunden werden. Gebiete mit Immissionen im Bereich des Grenzwertes weisen hingegen häufig eine proportionale bis überproportionale Veränderung der Geruchsstundenanteile auf.

5. Schlussfolgerungen

Anhand von fiktiven Begehungen wurde die Übereinstimmung zwischen Modellierung und Rastermessung bei verschiedenen Quellencharakteristiken betrachtet. Bei gefassten Quellen ergab sich eine gute Übereinstimmung. Bei diffusen Quellen gilt dies nicht durchwegs: die Abweichungen zwischen den simulierten Messreihen und dem Modellresultat wie auch zwischen den einzelnen Messreihen sind teilweise enorm.

Es handelt sich bei dieser Untersuchung um einen Einzelfall, der keineswegs verallgemeinert werden darf. Da es sich um einen reinen Modellvergleich handelt, wurden zudem in der Auswertung systematische Fehler des Modells mit statistischen Fehlern der Messung vermischt. Dies ist nicht optimal, wünschenswert wäre eine Untersuchung mit mehreren parallelen Rastermessungen im Feld. Leider übersteigt dieses Vorhaben, wie schon einleitend gesagt, die Möglichkeiten des Verfassers.

Literatur

- [1] Empfehlung zur Beurteilung von Gerüchen, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, publizierter Entwurf 2015.
- [2] Tercier, Ph. (1994): Climatologie de la dispersion atmosphérique – Bilan du rayonnement : paramètre de stabilité atmosphérique. Arbeitsberichte der SMA, No. 177, Zürich.

Bilanzierung von Geruchsemissionen durch im Modellversuch ermittelte Emissionsfaktoren und Geruchsschwellen, dargestellt an Beispielen in Genehmigungsverfahren (Phenoplast-Verarbeitung, Lackieranlagen, SMC-Verarbeitung)

Dipl. Geogr. **Andreas Harbusch**,
Modern Testing Services (Germany) GmbH, Augsburg

Kurzfassung

An Hand von drei Praxisbeispielen wird gezeigt, inwieweit modellhaft ermittelte Geruchsemissionsfaktoren eine Bilanzierung der Anlagenemission im Rahmen von Genehmigungsverfahren und Überwachung ermöglichen.

1. Genehmigungsverfahren einer Anlage zur Verarbeitung von Phenolharzen, vorimprägnierte Fasern (Prepreg):

Die Prozesse wurden in Modellform nachgestellt. Olfaktometrisch wurden Geruchsemissionsfaktoren bezogen auf Material und Prozess ermittelt. Durch Bilanzierung der Gesamtemission und nachfolgende Ausbreitungsrechnung wurde die Geruchsbelastung im Umfeld der neuen Anlage berechnet.

2. Baurechtliches Genehmigungsverfahren einer Berufsschule für Maler- und Lackierer: Der Standort befindet sich innerhalb dichter Wohnbebauung. Vorab musste die Realisierbarkeit hinsichtlich Geruchsimmission geprüft werden. Es wurden Materialien (Lösemittelmengen) in Geruchsbeutel eingebracht und Geruchsemissionsfaktoren ermittelt. Die Bilanzierung der Gesamtemission erfolgte anhand des Lösemittelverbrauchs.
3. Genehmigungsverfahren zur Änderung einer bestehenden Anlage zur Herstellung schallisolierender Verkleidungselemente durch zusätzlichem Einsatz styrolhaltiger Materialien (SMC):

Über Emissionsfaktoren für das SMC sollte die Emission ersatzweise anhand des Materialdurchsatzes kontinuierlich überwacht werden. Es zeigte sich, dass auf Grund der Vielzahl von anderen Einflussgrößen die Anwendung von Emissionsfaktoren hier nicht möglich war. Die Grenzen der Modellbildung mit Emissionsfaktoren werden aufgezeigt.

Abstract

Based on three practical examples, it will be shown to what extent model-determined odor emission factors enable balancing of the facility emissions within the scope of approval procedures and monitoring

1. Approval process of a plant for processing phenolic resins and preimpregnated fibers.
The processes were readjusted in model form. Odor emission factors related to material and process were determined by olfactometry. By balancing the total emission and subsequent dispersion calculation, the odor load in the environment of the new plant was calculated.
2. Building permit procedure of a vocational school for painters and varnishers:
The location is within dense residential area. First, the feasibility had to be checked for odor emission. Likewise, materials (amounts of solvent) were inserted into odor pouches and odor emission factors were determined. The total emissions were calculated on the basis of solvent consumption
3. Approval process for the modification of an existing plant for the production of sound-insulating cladding by additional use of styrene-containing materials (SMC)
Emission factors for the SMC should be used to continuously monitor emissions based on material throughput. It turns out that the application of emission factors was not possible due to the large number of other influencing factors. The limits of modeling with emission factors are shown.

1. Konzept Modern Testing Services (Germany) GmbH

Die Modern Testing Services (Germany) GmbH mit Sitz in Augsburg ist ein Ingenieurbüro mit Themenschwerpunkten im Umweltbereich und Produkttesting (Textilien + Textilhilfsmittel). Die MTS ist eine Messstelle nach §29b BImSchG und unter anderem akkreditiert für die Ermittlung von Gerüchen, organischen und anorganischen gasförmigen und partikulären Luftschadstoffen. Ebenfalls besteht eine Akkreditierung für die Ermittlung von Emissionsfaktoren von Textilhilfsmitteln.

Durch jahrelange Praxis im Bereich der Emissionsmessungen an Textilveredelungsanlagen und der Prüfung von Textilien und Textilhilfsmitteln auf Schadstoffbelastungen, besteht bei der MTS ein fundiertes Wissen über die Prozessabläufe, Stoffströme und Belastungsstellen bei der Textilveredelung. In Abbildung 1 ist ein Schaubild eines Textilveredelungsprozesses dargestellt. Durch die Information aus den Sicherheitsdatenblättern und Analysen der eingesetzten Textilhilfsmittel bzw. Rezepturen besteht Kenntnis über den Input in den Prozess. Nach dem Abrollen des Textils (Rohware) kann eine Rezeptur z. B. durch einen Foulard aufgebracht werden. An der Auftrageinheit bzw. am Einlauf in ein Trockenaggregat können Arbeitsplatzbelastungen durch abdampfen flüchtiger Komponenten innerhalb der Rezeptur entstehen. Durch thermische Behandlung im Trockneraggregat reagieren die eingesetzten Chemikalien mit bzw. auf dem Textil. Ebenso wird bei höheren Temperaturen (z.B. Thermofixierung von Rohware) eine Verfestigung von Formveränderungen (z. B. Texturieren) und Stabilisierung von Faserstrukturen in Textilien erreicht. Bei der thermischen Behandlung entstehen Emissionen aus den eingesetzten Chemikalien sowie aus dem Textil (z.B. Verschleppungen und Restpräparationen) an sich. Die entstehenden Emissionen werden gefasst, gereinigt oder ungereinigt über Dach abgeführt. Alle Stoffe aus den eingesetzten Chemikalien, die nicht zur Arbeitsplatzbelastung und zur Emission beigetragen haben, sind im Textil verblieben bzw. treten in den fertigen Produkten auf. Neben der Arbeitsplatz-, der Emissions- und Produktbelastung treten auch im Abwasserpfad Belastungen durch Restflotten aus dem Foulard, durch Waschwasser bei der Nachbehandlung von Textilien oder durch die Abgasreinigung (Wäscher) auf. Durch das Prozessverständnis, Kenntnis über den Input sowie das Wissen durch die Produktprüfung, können Bilanzierungen der auftretenden Schadstoffe erfolgen. Mit dieser Herangehensweise ist es möglich mit Emissionsfaktoren eine Bilanzierung der Emissionen im Vorfeld der Messung bzw. des Einsatzes der Chemikalien vorzunehmen. Das Emissionsfaktorenkonzept ist letztlich in der TA Luft im anlagenspezifischen Teil unter Ziffer 5.4.10.23.1 eingeflossen.

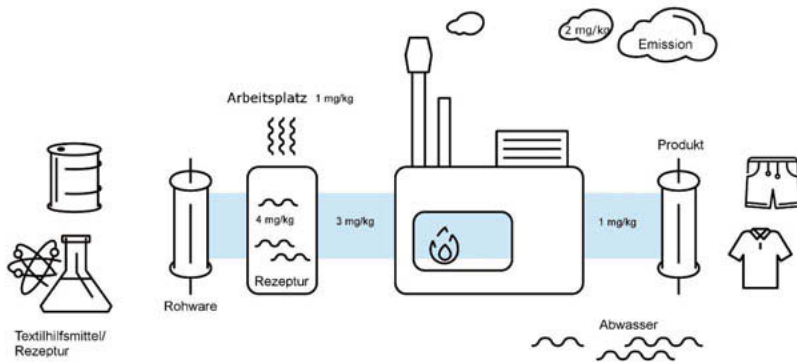


Bild 1: Textilveredelungsprozess und mögliche Schadstoffpfade

Eine Anwendung des Emissionsfaktorenkonzeptes für Geruch konnte bisher noch nicht validiert werden. Die Praxis hat gezeigt, dass die Anwendung von prozessspezifischen Geruchswerten (z. B. Thermofixieren, Ausrüsten) aus der Literatur [1] oder durch Emissionsmessungen an den betreffenden Anlagen geeignet sind.

2. Genehmigungsverfahren einer Anlage zur Herstellung von Gegenständen unter Verwendung von Amino- oder Phenoplasten mittels Wärmebehandlung

Bei dem Genehmigungsverfahren handelt es um eine Anlage Nr. 5.8 nach Anhang 1 der 4.BImSchV: Herstellung von Gegenständen unter Verwendung von Amino- oder Phenoplasten mittels Wärmebehandlung. Am betrachteten Standort ist eine Erweiterung der Produktion incl. Hallenausbau geplant. Die Anlagentechnik ist bereits an einem bestehenden anderen Standort in Betrieb, aber ohne Abgasreinigungstechnik. Geplant ist, die Abgase über einen Schornstein mit 15 m Höhe abzuleiten.

Die Anlagen sollen zur Herstellung von Produkten unter Verarbeitung von Prepreg eingerichtet werden. Bei Prepreg handelt es sich um vorimprägnierte textile Fasern (Gewebe + Harz). Das Harz besteht dabei primär aus Phenol- und Formaldehyd. Mit Prepreg kann eine Verarbeitung durch Formung, Wärme und Druck erfolgen. Bei der geplanten Prozesstechnik wird Rohmaterial (Prepreg) in Form von Rollenmaterial bereitgestellt. Das Prepreg wird beheizt gewickelt. Dadurch erfolgt ein Aufschmelzen der einzelnen Lagen. Danach werden Temperöfen mit den gewickelten Produkten zur Aushärtung (Vernetzungsreaktion) beschickt. Nach der Vernetzung in den Temperöfen erfolgt eine mechanische Nachbearbeitung. In Bild 2 sind eine Anlage zum Wickeln incl. der Absaugung beschrieben.

Emissionen entstehen bei der Rohmaterialbereitstellung, beim Wickeln und beim Temperieren im Ofen. Entsprechend ist die Abgasführung so gestaltet, dass die Emissionen an der Entstehungsstelle abgesaugt werden und eine ausreichende Luftwechselrate in der Produktionshalle zur Verhinderung diffuser Emissionen besteht. Die abgeleiteten Emissionen aus dem Prozess sollen durch Aktivkohle von den relevanten Schadstoffen (u.U. Phenol, Formaldehyd) und Gerüchen ab gereinigt werden. Zur Bestimmung der Emissionen erfolgt eine Modellierung im Technikumsmassstab. Im folgenden Ablaufschema ist zur Ermittlung der Geruchs- und Schadstoffemissionen die Simulation der einzelnen Prozessschritte gegenübergestellt:

Prozessschritte	Ablauf Simulation
Materialbereitstellung	1. Normfläche ausschneiden, abwiegen
	2. Normfläche in den Beutel geben
Erfassung der Abgas	3. Beutel einlittern mit Gasuhr (synth. Luft)
Einlauf Anlage	4. Probe erwärmen 30 °C
Prepreg Wickeln	5. Probe erwärmen 90 °C
Temperieren im Ofen	6. Probe erwärmen 135 °C
Abgasreinigung AK	7. Probe abreinigen über Aktivkohle
Emission Schadstoffe	8. Probenahme Phenol, Methanol...
	9. Auswertung Geruch
Emission Geruch	10. Ermittlung Geruchsstoffkonzentration

Eine Simulation ist erforderlich da eine Messung am bestehenden Standort zu teuer wäre und die Abgabe derzeit auch nicht über Aktivkohle ab gereinigt werden.

Tabelle 1: Ergebnisse Emissionsfaktoren für Geruch für die einzelnen Prozessschritte.

Geruchsauswertung Emissionsfaktoren Prepreg							
Probe	Prozess Simulation	Vergleichbarer Prozessschritt	Temperatur	Zeit im Ofen	Produkt Prepreg im Beutel	Geruchskonzentration	Geruchsmasse pro kg (Prepreg)
			°C	min	g/Beutel	GE/Probe	MGE/kg _(Prepreg)
Probe 1	Test Fläche/ rund		20		4,36	710	0,16
Probe 2	Test Fläche/ Viertel		20		1,07	170	0,16
Probe 3	Aufheizen	Einlauf	30	8	3,71	710	0,19
Probe 4	Aufheizen	Einlauf	30	8	3,61	590	0,16
Probe 5	Aufheizen	Wickeln	90	23	3,58	6300	1,76
Probe 6	Aufheizen	Wickeln	90	23	3,51	7300	2,08
Probe 7	Aufheizen	Temperofen	135	44	3,68	13000	3,53
Probe 8	Aufheizen; Ak	Aktivkohlefilter	135	44	3,66	1700	0,46
Probe 9	Aufheizen; Ak	Aktivkohlefilter	135	44	3,7	1600	0,43

Von jedem Prozessschritt werden zur Aussagesicherheit Doppelproben ausgewertet. Ebenfalls erfolgen Validierungstests zur Sicherung der Übertragbarkeit auf die Masse mit einer Fläche von 1 dm² und ¼ dm². Die Tests ergeben, dass die Geruchsstoffkonzentrationen im Verhältnis zur Fläche und zum Gewicht liegen, dadurch können Emissionsfaktoren MGE/kg (Prepreg) ausgewiesen werden. Durch eine Erhöhung der Temperatur (Wickeln vs. Temperofen) ergeben sich auch erhöhte Geruchsfaktoren. Durch die Verwendung von Aktivkohle werden die Gerüche deutlich abgereinigt.

Mit den vorliegenden Emissionsfaktoren und den Jahresverbrauchsmengen an Prepreg können die Emissionen der Anlage bilanziert werden. Dabei wird ein mittlerer Emissionsfaktor mit Abreinigung über Aktivkohle von 0,45 MGE/kg angesetzt. Mittels Ausbreitungsrechnung, unter der Annahme einer geführten Quelle (geplanter Schornstein) und Verhinderung diffuser Emissionen durch ausreichende Absaugleistung an den Entstehungsstellen der Emissionen, werden die Geruchshäufigkeiten für die Zusatzbelastung in der Umgebung der Anlage ermittelt.

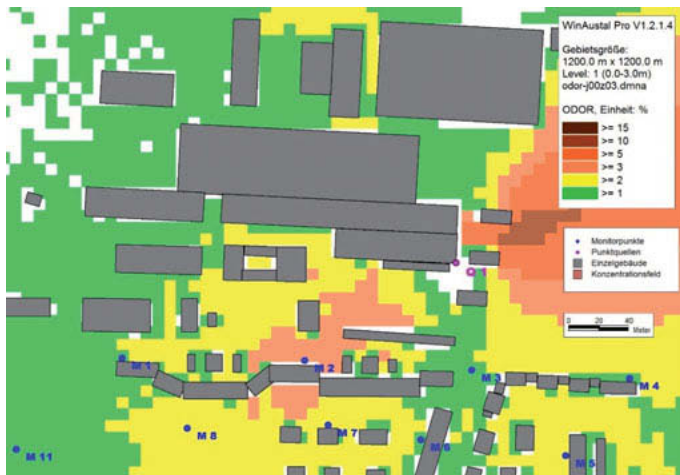


Bild 2: Ergebnis Ausbreitungsrechnung der Zusatzbelastung

Die Ausbreitungsrechnung zeigt, dass an den südlich angrenzenden Wohngebieten Geruchsbelastung von bis zu 4 % auftreten. Die Belastungen liegen über der Irrelevanzschwelle für Geruch von 2 %. Das Problem wurde durch die Einleitung der Emissionen der neuen Anlagen in die bestehende TNV gelöst.

3. Planung eines Berufsschulzentrum für Farbe und Gestaltung in einer Stadtrandlage

Für ein derzeitiges innerstädtisches Berufsschulzentrum für Farbe und Gestaltung ist auf Grund mehrerer veralteter beengter Standorte ein Neubau geplant. Dazu soll auf einem brachliegenden Grundstück ein Berufsschulzentrum errichtet werden.

Die Schule soll zur Ausbildung von Vergoldern, Kirchenmalern, Malern, Lackierern, Wachsziehern, Schilder- und Lichtreklameherstellern sowie als Meisterschule und für Restaurationskursen genutzt werden. Auf den angrenzenden Grundstücken entstehen ebenfalls neue Gebäude. Nördlich soll ein Hotel und westlich eine Wohnschlange entstehen.

Hinsichtlich der Realisierbarkeit fordert die Immissionsschutzbehörde die Erstellung einer Immissionsprognose für Geruch sowie die Bewertung der verwendeten Anlagentechnik nach dem Stand der Technik. Am neuen Standort kommen geruchsrelevante Stoffe (Lösungsmittel, Lacke und Farben) an Anlagen wie Spritzkombikabinen, Reinigungsstände, Lackvorbereitung, Werkstätten und verschiedene Lagern zum Einsatz.

Die Ermittlung der entsprechenden Emissionen an den bestehenden Anlagen ist zu teuer und auf Grund des veralteten Zustands nicht übertragbar. Eine Verwendung von Emissionsfaktoren aus Literaturwerten erscheint für die eingesetzten Stoffe als unzureichend. Deshalb werden zur Bestimmung des Emissionspotentials die Geruchsschwellen häufig eingesetzter Lösungsmittel, Farben und Lacke ermittelt. Dazu werden bei einem Vor-Ort Termin an den bestehenden Standorten Proben von den primär eingesetzten Lacken und Farben mitgenommen. Im Technikum der MTS erfolgt die Vorbereitung der Geruchsproben zur Ermittlung der Geruchsschwellen:

Ermittlung der Geruchsschwelle

1. Berechnung potentielle Konzentration im Geruchsbeutel
(z. B. 20 mg/m³ bei 0,7 µl Lack im Beutel)
2. Geruchsbeutel einlitern (ca. 30 NI synth. Luft)
3. Einspritzen der Probe mit Mikroliterspritze in den Beutel
4. Geruchsbeutel equilibrieren, verdunsten der Probe
5. Auswertung der Geruchssprobe mit dem Olfaktometer
6. Berechnung der Geruchsschwelle

Dabei wurde die Masse des Lacks für ein bestimmtes Normvolumen unter Beachtung der Dichte berechnet. Neben der Geruchsauswertung erfolgt eine Messung für Gesamt-C mit einem FID. Zur Aussagekraft werden die Geruchsschwellen von Doppelproben ausgewertet. In der folgenden Ergebnisstabelle sind die Namen der Produkte, die Menge im Geruchsbeutel,

die Geruchsstoffkonzentrationen, die Geruchsschwellen des Produktes und die geruchsrelevanten Schadstoffe dargestellt.

Tabelle 2: Ergebnisse der Ermittlung der Geruchsschwellen der Lacke und Lösemittel

Berechnung Geruchsschwelle				
Probe	Produkt Konzentration im Beutel	Geruchs- konzentrationen im Beutel	Geruchs- schwellen des Produkts	Inhaltsstoffe, Haupt- bestandteile
	mg/m ³	GE/m ³	mg/m ³	
Waschverdünnung 1	39,6	67	0,59	Aceton
Waschverdünnung 2	40,0	31	1,29	
D8130_1	48,6	62	0,78	Xylol, Aceton
D8130_2	50,8	37	1,37	
D807_1	55,7	100	0,56	Methylisobutylketon (MIBK)
D807_2	50,7	110	0,46	

Die Emissionen aus den Anlagen sowie Unterrichtsräumen der geplanten Berufsschulen werden über den Jahresverbrauch an Lacken bzw. Lösemitteln und den ermittelten Geruchsschwellen bilanziert. Für die Berechnung der Emissionen wurde die niedrigste ermittelte Geruchsschwelle von 0,46 mg/m³ herangezogen, da durch diese die höchsten Geruchsemissionen berechnet werden. Über die Ermittlung der Abgasvolumina und Berechnung der Konzentration in mg/m³ an Lacken und Lösemitteln an den einzelnen Emissionsquellen können die Geruchsstoffmassenströme ermittelt werden.

Mittels Ausbreitungsrechnung werden in 3 Szenarien (Plan-Zustand, Worst-Case) die Geruchsbelastungen in der Umgebung des geplanten Berufsschulzentrums ermittelt. Folgende Szenarien werden berechnet:

Szenario 1: Plan-Zustand, 3 Kamine (geführte Quellen) und eine Fensterfront (diffuse Quelle)

Szenario 2: Worst-Case Szenario, doppelte Emission über 2 Kamine (geführte Quellen)

Szenario 3: Worst-Case Szenario, gesamte Emission über Fensterfront (diffuse Quelle)

Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl bei einem realistischen Ansatz (Plan-Zustand) als auch bei den Worst-Case-Annahmen die Geruchsbelastungen an den relevanten Immissionsorten (Hotel, Wohnschlange) unter den Richtwerten der GIRL liegen. Durch die neue Anlagentechnik (z. B. Spritzkombikabinen, Reinigungsstände) die dem Stand der Technik entspricht und die entsprechenden Absaugeinrichtungen an den Emissionsstellen werden alle Emissionen weitestgehend erfasst und über die geführten Quellen (Schornsteine 5 m über Dach) in die freie Atmosphäre abgeführt.

4. Ermittlung von Emissionsfaktoren für Gesamt-C bei der Verarbeitung von SMC an Heißpressen

SMC (Sheet Molding Compound) bezeichnet plattenförmige, teigartige Pressmassen aus duroplastischen Reaktionsharzen und Glasfasern. Bei der Verarbeitung durch Pressen und Wärme erfolgt eine Polymerisation des enthaltenen Styrols.

Am betreffenden Produktionsstandort liegen komplexe Ableitbedingungen vor. Die Heißpressen sind mit mehreren Absaugeinrichtungen für die verschiedenen Prozessschritte (Pressen, Zuschneiden, Nachbearbeitung) ausgestattet. Auf Grund einer Vielzahl von Emissionsquellen ist eine kontinuierliche Überwachung der Emissionen nicht möglich. Entsprechend wird geplant zur Berechnung der Emissionen für Gesamt-C warenbezogene Emissionsfaktoren heranzuziehen. Da Geruchsbeschwerden vorliegen wird dieser Ansatz auch für Geruch verfolgt um eine Möglichkeit zu schaffen die Emissionen zu bilanzieren und zu prüfen. In folgender Tabelle sind die ermittelten Geruchsbelastungen sowie das Verhältnis zu Gesamt-C dargestellt:

Tabelle 3: Ergebnisse Geruchsmessungen für die einzelnen Prozessschritte beim Pressen

Presse 2					
		Presse	Zuschneiden	Nachbereitung	Gesamtanlage
Volumenstrom	Nm³/h	9980	4060	12600	
Geruch					
mittel	GE/m³	980	570	390	
max	GE/m³	1100	640	500	
mittel	MGE/h	10,58	2,49	5,27	18,3
max	MGE/h	11,88	2,86	6,75	21,5
Gesamt-C					
	kg/h	0,94	0,24	0,39	1,57
Verhältnis Geruch/Gesamt-C	MGE/kg C	11	10	14	

Das Verhältnis Gesamt-C/Geruch an den einzelnen Prozessschritten ist unterschiedlich und kann dadurch nicht auf eine entsprechende verarbeitete Produktfläche bzw. ein Produktionsgewicht übertragen werden.

Auch die Vorort Messungen für Gesamt-C an unterschiedlichen Pressen ergaben unterschiedliche warenbezogene Emissionsfaktoren. Die Emissionen werden stark durch Randbedingungen beeinflusst (Werkzeuggeometrie, Verschnitt etc.).

Die Übertragung der warenbezogenen Emissionsfaktoren für Gesamt-C auf alle Heißpressen war nur mit Einschränkungen möglich.

Gleichzeitig wurden durch die Messungen so viele Erkenntnisse gewonnen, dass durch Umsetzung vieler einfacher Maßnahmen (z. T. rein organisatorisch) die Emission deutlich abgesenkt werden konnten.

Die Grenzen der Modellbildung mit Emissionsfaktoren werden aufgezeigt. Detailliertes Prozessverständnis ist erforderlich und kann auch zur deutlichen Emissionsminderung genutzt werden.

- [1] H. Schönberger, T. Schäfer, Beste verfügbare Techniken in Anlagen der Textilindustrie, Berling, UBA, Berlin 03/2003

Fallbeispiel der Entwicklung der anzuwendenden Grenzwerte im Rahmen der Genehmigungssituation einer Meierei von Planung der Anlage bis zur Überwachung im Regelbetrieb

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

Kurzfassung

Es wird an Hand des Beispiels einer Meierei aufgezeigt, wie die Abschätzung der offenen Flächenquellen im Rahmen der Planung der Anlage erfolgte und mit entsprechenden Geruchsemissionsgrenzwerten im Genehmigungsbescheid umgesetzt wurde. Weiterhin werden die entsprechenden Schwierigkeiten bei der Überprüfung der Anforderungen des Genehmigungsbescheides beschrieben sowie der Umgang in der Abstimmung mit Anlagenbetreiber und Behörde. Es wird aufgezeigt, dass die geforderten Geruchsemissionsgrenzwerte nicht direkt vergleichbar mit den Messergebnissen an den baulich umgesetzten geschlossenen, nicht aktiv belüfteten Quellen sind. Das weitere Verfahren einer veränderten Immissionsprognose als Grundlage einer angepassten Genehmigung mit immissionsseitigen Grenzwert-Festlegungen wird dargestellt.

Abschließend werden notwendige Randbedingungen für immissionsseitige Festlegungen aus Sicht der Messstelle aufgestellt.

Abstract (optional)

Using the example of a dairy, it is shown how the estimation of the open area sources was carried out as part of the planning of the plant and was implemented with corresponding odor emission limit values in the permit notification. Furthermore, the corresponding difficulties in the review of the requirements of the approval notice are described as well as the interaction with the plant operator and authority. It is shown that the required odor emission limit values are not directly comparable with the measurement results of the finally built closed, not actively ventilated sources. The further procedure for an amended immission forecast as the basis of an adapted permit with limit values specified on the emission side is presented.

Finally, the necessary boundary conditions for immission-related definitions are set up from the point of view of the measuring laboratory.

1. Beschreibung der Anlage und des Planungsverlaufes

In 2015 war geplant, die Kapazität der bestehenden Meierei zu erweitern. Am bestehenden Standort im Ortskern wäre dies nicht möglich gewesen. Entsprechend wurde die Entscheidung getroffen, den Standort aus dem Ortskern in ein Industriegebiet am Ortsrand zu verlagern. Für den Neubau wurden durch die Genehmigungsbehörde die entsprechenden Gutachten gefordert, so auch eine Immissionsprognose für die nach dem Neubau zu erwartenden Geruchsimmissionen im Beurteilungsgebiet.

Bei der zu beurteilenden Anlage handelt es sich um eine genehmigungspflichtige Anlage gemäß Anhang 1 der 4. BImSchV Nr. 7.32.1 [1] (Anlage zur Behandlung oder Verarbeitung von Milch, Milcherzeugnissen oder Milchbestandteilen mit einer Kapazität der Einsatzstoffe als Jahresdurchschnittswert von 200 Tonnen oder mehr Milch je Tag). Als Nebenanlage sollte eine Kläranlage zur Abreinigung der Prozessabwässer errichtet werden. Für die Immissionsprognose war für die Emissionen aus der Anlage der Meierei nur die Kläranlage zu bewerten, da die Anlagenteile der Meierei nicht als geruchlich relevant zu beurteilen sind. Es lagen weitere Emissionsquellen als Vorbelastung vor, die entsprechend in allen Varianten der Ausbreitungsrechnung betrachtet wurden. Diese vier Vorbelastungsbetriebe waren die kommunale Kläranlage sowie drei Tierhaltungsbetriebe.

Der Auftrag für die Erstellung der Immissionsprognose wurde im Januar 2015 erteilt, der erste Entwurf lag im Mai 2015 vor. In diesem wurden zwei unterschiedliche Planungsvarianten betrachtet. Da noch keine abschließende Entscheidung für eine Abwasserreinigungsanlage getroffen worden war. Im September 2015 wurden an einer Vergleichsanlage des favorisierten Herstellers Emissionsmessungen durchgeführt, so dass mit den nunmehr konkreten Daten der geplanten Anlage eine Ergänzung zur Immissionsprognose erstellt werden konnte.

2. Grundlage der Genehmigung

Die abschließende Planungsvariante, die in der Immissionsprognose im September 2015 betrachtet wurde, sah den Aufbau der Abwasseranlage vor, wie im Folgenden beschrieben.

In einem geschlossenen Technikgebäude befinden sich der Sandfang, die Filtration sowie der Schlammstapelbehälter. Alle Behälter entlüften in das Technikgebäude. Es war noch zu entscheiden, ob die Abluft der Anlagen und Behälter jeweils mit einem Aktivkohlefilter versehen wird oder die Raumluft des Technikgebäudes über eine Entlüftung mit Aktivkohle abgeführt wird. Offene Verteilerbauwerke sowie Zulaufschächte waren nicht geplant.

Im Außengelände befinden sich ein Misch- und Ausgleichsbecken (MAB) sowie zwei Sequencing-Batch-Reaktoren (SBR-Reaktoren). Das MAB ist mit einer Abdeckung versehen und hat

nur über einen Schwanenhals mit einem Durchmesser von ca. 0,1 m eine Verbindung zur Außenluft. In der Referenzanlage war das MAB als offenes Becken ausgeführt.

In der Ausbreitungsrechnung wurden alle Quellen auf Basis der gemessenen Werte zuzüglich der Messunsicherheit und eines Sicherheitszuschlages angesetzt. Das MAB wurde mit der gesamten Fläche als offene Quelle angesetzt, um vergleichbar zur Referenzanlage zu bleiben. Für den Platzgeruch am Betriebsgebäude wurde ein Wert abgeschätzt. Die Emissionsquellen wurden als Volumenquellen mit einer Emissionszeit von 100% der Jahresstunden angesetzt.

Tabelle 1: Eingangsdaten der Ausbreitungsrechnung

Flächen-quellen	Durchmesser [m]	Fläche [m ²]	Geruchsstoffkonzentration [GE/m ³]	Emissionsfaktor [GE/m ² h]	Geruchsstoffstrom [GE/s]
MAB	5,1	20	150	4.500	30
SBR 1	7,7	47	130	3.900	50
SBR 2	7,7	47	130	3.900	50
Platzgeruch		Bereich Betriebsgebäude - pauschal			100

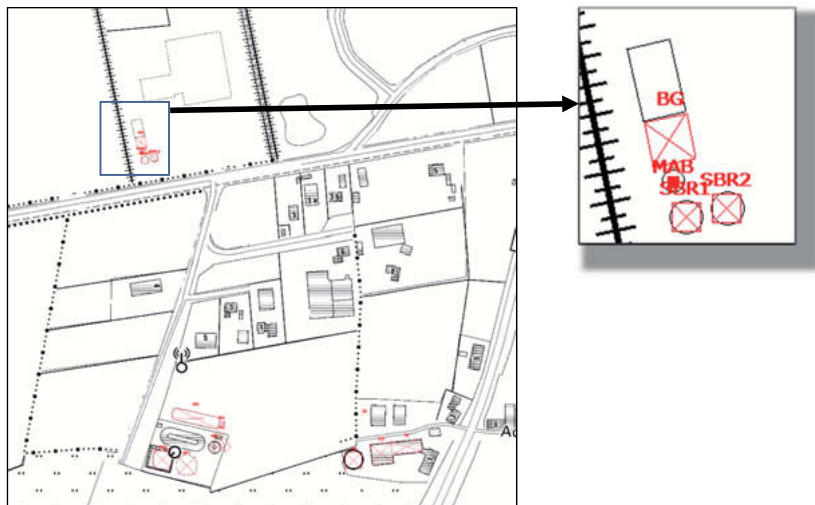


Bild 1: Lage der Quellen (Kläranlage der Meierei BG = Betriebsgebäude; kommunale Kläranlage, einer der 3 landwirtschaftlichen Betriebe)

Im Genehmigungsbescheid der Meierei wurden für das MAB und die SBR folgende Emissionswerte festgelegt:

Tabelle 2: Emissionswerte der Abluft der jeweiligen Behälter

Behälter	Geruchsstoffkonzentration
MAB	150 GE/m ³
SBR1	130 GE/m ³
SBR2	130 GE/m ³

Weiterhin legte der Genehmigungsbescheid fest, dass frühestens 3 Monate und spätestens 6 Monate nach Inbetriebnahme durch Messungen einer nach §29b BImSchG bekannt gegebenen Messstelle festzustellen war, dass die Emissionsbegrenzungen nicht überschritten werden. Weiterhin war festgelegt, dass die Geruchsmessungen an der Kläranlage wiederkehrend jeweils nach Ablauf eines Jahres zu wiederholen waren. In dem Fall, dass mehrere Geruchsmessungen ergeben haben, dass die Emissionsbegrenzungen sicher eingehalten werden, kann das Messintervall auf drei Jahre ausgedehnt werden.

3. Erstmalige Messung nach § 28 BImSchG und Vergleich mit dem genehmigten Werten

Die erstmalige Messung nach § 28 BImSchG erfolgte am 24.04.2018 vor Ort. Die Anlage entsprach nicht komplett dem letzten, in der Immissionsprognose verwendeten Stand der Planung. So bestand die Anlage des Herstellers Envirochemie zum Messtermin aus Folgenden Komponenten: Misch- und Ausgleichsbehälter, Flotation, Schlammstapel, Pumpstation und Bioreaktor (SBR) der Firma Envirochemie. Die Anlagenteile Flotation, Pumpstation und Schlammstapel werden im Betriebsgebäude betrieben.

Die Abluft der Behälter wird über eine Rohrleitung über Dach des Betriebsgebäudes ungereinigt an die Außenluft abgegeben.

Die Probenahme der Abluft Flotation / Schlammstapel erfolgte im normalen Betriebszustand sowie im Betriebszustand "Durchlüften", in dem der Schlamm zur Auflockerung mit kurzzeitig mit Luft durchdrückt wird.

Die Abluft der Raumluft des Betriebsgebäudes, in dem sich Flotation und Schlammstapel befinden, wird ebenfalls ungereinigt an die Außenluft abgegeben. Diese Quelle wurde als Raumluft beprobt.

Im Misch und Ausgleichbehälter werden die unbehandelten Abwässer gesammelt, um den Zulauf zu weiteren Prozessschritten zu vergleichmäßigen. Der Misch- und Ausgleichbehälter ist bis auf einen Schwanenhals zum Ableiten der Verdrängungsluft und einen Überlauf geschlossen. Zur Beprobung des MAB wurde die Probenahme-Sonde in die Rohrleitung des Überlaufes geschoben und so entsprechend aus dem Überstand (Sättigungskonzentration im Behälter) die Probe gezogen. Zur Bestimmung des Volumens wird der Füllstand des MAB herangezogen. Anhand des Füllstands kann über die Verdrängungsluft der Volumenstrom berechnet werden.

Im SBR durchläuft das Abwasser im Chargenbetrieb über 8 Stunden folgende Prozesse:

- Unbelüftet + Befüllen + Schlammabzug (01:27 h)
- Belüftet + Füllen + Schlammabzug (01:10 h)
- Unbelüftet + Füllen + Schlammabzug (01:28 h)
- Belüftet + Füllen + Schlammabzug (00:55 h)
- Belüftet + Pausezeit (00:25 h)
- Sedimentation (01:45 h)
- Sedimentation + Anzug (00:50 h)

Die unterschiedlichen Prozesse haben eine Prozessdauer von knapp unter 1,5 Stunden bis zu 25 Minuten. Der überschüssige Schlamm wird in den Schlammstapel geleitet. Um die Geruchsemissionen in den verschiedenen Betriebszuständen zu betrachten, wurden in den ersten 5 von 7 Betriebszuständen jeweils 2 Proben über 30 bis 15 Minuten (je nach Dauer des Betriebszustandes) gezogen. Der Betriebszustand 6 (Sedimentieren) sollte nur dann beprobt werden, wenn die Emissionen in der Betriebszustand 5 noch über $40 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ und somit oberhalb der verfahrenstechnischen Nachweisgrenze der Messmethode der Olfaktometrie liegen. Aus den gemessenen Geruchsstoffkonzentrationen wurde entsprechend der zeitlichen Anteile an der Gesamtzeit ein gewichteter Mittelwert berechnet, der mit dem Emissionswert zu vergleichen war.

Tabelle 3: Angabe der Messergebnisse

Messkomponente Geruchsstoffkonz. Quelle	Einheit [GE _E /m³]	Max. Messwert abz. erweiterte MU [GE _E /m³]	Messwert [GE _E /m³]	Max. Messwert zuz. erweiterte MU [GE _E /m³]	Emissionsbegrenzung (Konz.; Massenstrom) [GE _E /m³]	Betriebszustand (Auslastung der Anlage in %)
SBR - gewichtet	GE _E /m³	130	170	220	130	100
MAB	GE _E /m³	11.000	13.000	17.000	150	100
Abluft Flotation /Schlammstapel Normalbetrieb	GE _E /m³	560	700	880	-	100
Abluft Flotation /Schlammstapel Durchlüften	GE _E /m³	5.200	6.600	8.200	-	
Raumluft Betriebsgebäude	GE _E /m³	830	1.000	1.300	-	100

Bei Betrachtung der ermittelten Geruchsstoffkonzentration wird zunächst deutlich, dass die Geruchsemissionen aus dem Betriebsgebäude, also die Abluft der Flotation / des Schlammstapels und die Abluft des Betriebsgebäudes durchaus relevante Geruchsstoffkonzentrationen zur Gesamtemission beitragen. Darüber hinaus erfolgt die Ableitung aller Abgase dachnah und nicht wie nach TA Luft vorgegeben so, dass ein Abtransport mit der freien Luftströmung möglich ist [3]. Diese Emissionen wurden in der Immissionsprognose nicht betrachtet, weil geplant war, die Emissionen durch Aktivkohlefilter zu eliminieren.

Im Vergleich mit den genehmigten Werten für den SBR und das MAB, also mit den Emissionswerten, wird deutlich, dass hier entweder eine deutliche Überschreitung der Werte vorliegt oder eine Vergleichbarkeit der Werte nicht gegeben ist. Ein direkter Vergleich der Emissionswerte mit den gemessenen Geruchsstoffkonzentrationen führt entsprechend zu dem Ergebnis, dass die Emissionswerte nicht eingehalten werden.

Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung der Emissionsmessung wurden die Unterschiede der in der Prognose angesetzten Werte zu den Messwerten betrachtet. So wurden in der Immissi-

onsprognose für die SBR zwei identische Becken mit einem Durchmesser von je 7,7 m angesetzt, während von diesen tatsächlich nur einer gebaut wurde. Entsprechend der anfallenden Wassermengen ist dies ausreichend, so dass ein zweiter Behälter auch weiterhin nicht erforderlich ist. Das MAB wurde in der Prognose – wie an der Referenzanlage vorgefunden – als offenes Becken mit den entsprechenden an der Referenzanlage ermittelten Messwerten angesetzt. Durch die tatsächlich erfolgte Abdeckung, die ausschließlich eine Pendelabluft durch den Schwanenhals und durch den wassertechnischen Überlauf hat, entsteht eine Sättigungskonzentration im Behälter. Diese ist deutlich höher als die Geruchsstoffkonzentration, die mit einer belüfteten Haube aus einer frei überströmten Fläche ermittelt wird. Um den Ansatz für eine Vergleichbarkeit zu haben, wurden in der Plausibilitätsprüfung die Geruchsstoffströme berechnet und miteinander verglichen.

Tabelle 4: Vergleich der Geruchsstoffströme Prognose (Plan) – Messung (IST)

Quelle	Durchmesser [m]	Geruchsstoffstrom [GE/s] Prognose	Geruchsstoffstrom [GE/s] Messung
MAB _{Plan}	5,1	30	2.210*
MAB _{IST}	5,1	-	17**
MAB _{ISTmax}	5,1	-	45***
SBR1 _{Plan} SBR2 _{Plan}	7,7 7,7	Gesamt 100	-
SBR1 _{IST}	7,7	-	70

* bei Berechnung wie in der Immissionsprognose über die Gesamtfläche des Behälters mit dem Volumenstrom der belüfteten Haube berechnet ($20\text{m}^2 \times 30\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h}) \times 13.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3$)

** bei Berechnung des Geruchsstoffstromes durch Multiplikation der gemessenen mittleren Geruchsstoffkonzentration von $13.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ mit den 110 m^3 Verdrängungsluft am Messtag

*** bei Berechnung des Geruchsstoffstromes durch Multiplikation der gemessenen mittleren Geruchsstoffkonzentration von $13.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ mit maximal 300m^3 Verdrängungsluft pro Tag

4. Abstimmung mit der Behörde zum weiteren Vorgehen

Am 01.10.2018 wurde in einem gemeinsamen Gespräch mit Anlagenbetreiber, Behördenvertreter und Messstelle das weitere Vorgehen besprochen.

Es wurde festgelegt, dass zunächst eine erneute Ausbreitungsrechnung mit den tatsächlichen Anlagendaten für die betrachtete Anlage und den im Genehmigungsverfahren verwendeten

Vorbelastungsdaten durchgeführt werden sollte. Die Ergebnisse waren sowohl mit den Ergebnissen der Immissionsprognose zur Genehmigung als auch mit den zulässigen Immissionswerten zu vergleichen. Auf Basis der Ergebnisse sollte eine angepasste Genehmigung erstellt werden.

5. Ergebnis der nachfolgenden Ausbreitungsrechnung

Bei Betrachtung der Immissionssituation mit den tatsächlichen Emissionsdaten der Meierei zeigte sich, dass die ermittelte Gesamtbelastung über den im Gutachten zur Genehmigung ermittelten Werten lag. Die Gesamtbelastung lag im südlich gelegenen Gewerbegebiet mit betriebseigenem Wohnen bei maximal 15 % der Jahresstunden ($IG_B=0,15$) auf den Beurteilungsflächen angrenzend an die Kläranlage der Meierei und 13 % der Jahresstunden ($IG_B=0,13$) auf den Beurteilungsflächen angrenzend an die südlich gelegene kommunale Kläranlage. Im östlich gelegenen Ortsgebiet lag die Gesamtbelastung sicher unter 4% der Jahresstunden ($IG_B=0,04$). Damit war der zulässige Immissionswert für Gewerbe- und Industriegebiete von $IW=0,15$ (15% der Jahresstunden) [2] in dem südlich gelegenen Gebiet gerade eingehalten und ebenfalls der zulässige Immissionswert von $IW=0,10$ (10% der Jahresstunden) im Wohn- und Mischgebiet [2] der Ortslage.

Die Betrachtung, die ergänzend zur tatsächlichen Situation für die Abluft des Betriebsgebäudes und der Flotation / des Schlammstapels eine Abluftreinigung über Aktivkohle vorsah, ergab eine relevant reduzierte Gesamtbelastung. Unter Hinzunahme der Vorbelastung ergab sich eine Gesamtbelastung im südlich gelegenen Gewerbegebiet mit betriebseigenen Wohnen von maximal 12 % der Jahresstunden ($IG_B=0,12$) auf den Beurteilungsflächen angrenzend an die Kläranlage der Meierei und 8 % der Jahresstunden ($IG_B=0,08$) an die südlich gelegenen kommunale Kläranlage. Im östlich gelegenen Ortsgebiet lag die Gesamtbelastung sicher unter 3% der Jahresstunden ($IG_B=0,03$). Die ermittelte Gesamtbelastung hielt die in der Genehmigung ermittelten Werte. Damit war der zulässige Immissionswert für Gewerbe- und Industriegebiete von $IW=0,15$ (15% der Jahresstunden) [2] in dem südlich gelegenen Gebiet eingehalten und ebenso der im Wohn- und Mischgebiet der Ortslage zulässige Immissionswert von $IW=0,10$ (10% der Jahresstunden) [2].

6. Randbedingungen für immissionsseitige Festlegungen

Soll im Rahmen der Genehmigung die Forderung nach immissionsseitigen Grenzwerten gestellt werden, so sind folgende Randparameter klar zu definieren:

- Auf welche Beurteilungspunkte, Immissionsorte oder -bereiche beziehen sich die genannten Immissionsbeiträge?

- Ist nur der Immissionsbeitrag einer Anlage oder Quelle, also die Zusatzbelastung, zu berechnen oder ist die Gesamtbelastung einschließlich der Vorbelastung auszuweisen?
- Falls die Vorbelastung betrachtet werden soll, welcher Stand der Vorbelastung ist zu berücksichtigen? Hier kann es aus Gründen der Angemessenheit sinnvoll sein, die Vorbelastung zum Stand der Genehmigung zu verwenden.
- Sind die Immissionsbeiträge durch Emissionsmessungen an den relevanten Quellen und nachfolgende Ausbreitungsrechnungen nachzuweisen?

6. Fazit

Die Festlegung immissionsseitiger Grenzwerte kann im Rahmen der Genehmigungen von Anlagen sinnvoll sein, für die vergleichbare, jedoch nicht identische Referenzanlagen zur Ermittlung von Emissionsdaten existieren bzw. auf die vorhandene Konventionswerte nicht direkt übertragen werden können. Gerade bei Anlagen mit mehreren Quellen kann durch die Betrachtung von Immissionsbeiträgen der Nachweis der Einhaltung der Grenzwerte (Immissionswerte) möglich werden, obwohl bei Betrachtung einzelner Quellen Emissionsgrenzwerte nicht eingehalten wären.

- [1] 4. BImSchV (2013): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV), Ausfertigungsdatum: 02.05.2013, "Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973, 3756) - http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_4_2013/gesamt.pdf
- [2] 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
- [3] TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) in der fassung vom 24. Juli 2002, https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/taluft.pdf

Welcher Geruchs-Emissionswert sollte für biologische Abluftreinigungsanlagen in der Landwirtschaft angesetzt werden?

Lars Broer, LUFA Nord-West, Oldenburg

Kurzfassung

Zurzeit gibt es keinen bundeseinheitlichen Grenzwert für die Überprüfung von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung. Mit der Neufassung der TA-Luft soll erstmals ein einheitlicher Grenzwert von 300 GE/m³ festgelegt werden. Die Verwaltungsvorschrift sieht die Berücksichtigung der Messunsicherheit vor. Die Auswertung der Zertifizierungsmessungen und 75 Abnahmemessungen an biologischen Rieselbettfiltern zeigt, dass dies nicht zielführend ist.

Für die Emissionsminderung in der Tierhaltung gibt es bereits mehr zertifizierte Abluftreinigungsanlagen nach dem DLG-Prüfrahmen bzw. nach dem niedersächsischen Filtererlass. Allerdings stehen für die effektive Abscheidung von Gerüchen nur Verfahren für die Schweinehaltung und eine Anlage für die Legehennenhaltung zur Verfügung. Die Geruchsabscheidung erfolgt mit Biofiltern oder biologisch arbeitenden Rieselbettfiltern. Diese gibt es als einstufige Anlagen, als auch in mehrstufigen Anlagen in Kombination mit weiteren Washstufen. Die Verfahren beruhen dabei immer auf biologischen Prozessen, indem die Abluftinhaltsstoffe über große, feucht gehaltene Austauschflächen, von der Gasphase in die Wasserphase überführt werden und dort von Mikroorganismen abgebaut werden. Bei den Biofiltern stellt das durchgehend feucht zu haltende Biofiltermaterial (Holzhackschnitzel oder Wurzelholz) die Austauschfläche dar, bei Rieselbettreaktoren übernehmen diese Aufgabe das berieselte Füllkörpermateriale (Kunststoff) sowie die sich bildenden Wassertröpfchen.

Als Zertifizierungskriterium hinsichtlich Geruch gilt für die Abluftreinigungsanlagen, dass die Abluft keinen rohgastypischen Geruch enthalten darf und der biogene Eigengeruch des Filters 300 GE/m³ nicht überschreitet. Diese Anforderung ist ohne Berücksichtigung der Messunsicherheit zu erfüllen.

Allerdings gibt es zurzeit keine bundeseinheitliche Regelung hinsichtlich der Überwachung von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung. Zurzeit gibt es fünf Bundesländer (Brandenburg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein und Thüringen) die einen Erlass

herausgebracht haben, die sich aber in den Anforderungen unterscheiden. In Thüringen sollen nur die Prozessparameter überprüft werden, während in Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Brandenburg und Niedersachsen zumindest in der Erstmessung nachzuweisen ist, dass der biogene Eigengeruch kleiner gleich 300 GE/m^3 beträgt und kein rohgastypischer Geruch vorhanden ist. Allerdings trifft nur Niedersachsen die Regelung, dass die Regelung ohne Berücksichtigung der Messunsicherheit zu erfüllen ist. Bei den anderen Bundesländern müsste man aufgrund der Anforderungen an Emissionsmessungen die Messunsicherheit berücksichtigen, indem der Messwert zuzüglich der Messunsicherheit den Grenzwert nicht überschreitet.

Der Entwurf (Stand: 16.07.2018) der Neufassung der „Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft)“ sieht jetzt eine bundeseinheitliche Regelung vor.

Demnach sind bei der Neuerrichtung von Stallgebäuden mit Zwangslüftung von jeweils 40.000 Junghennen- und Hennenplätzen, ab 2000 Mastschweineplätzen, 750 Sauenplätzen und 6000 Ferkelplätzen und gemischten Beständen in Anlagen der Nummer 7.1.11.1 außer nach Nummer 7.1.4.1 des Anhangs 1 der 4. BImSchV das Abgas einer qualitätsgesicherten oder zertifizierten Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen, die neben Staub, Ammoniak und Gesamtstickstoff (Summe aller gasförmigen Stickstoffverbindungen außer molekularem Stickstoff) auch eine Geruchsminderung gewährleistet. Dabei wird eine Geruchsstoffkonzentration im Reingas von weniger als 300 GE/m^3 und die Nichtwahrnehmbarkeit von Rohgasgeruch im Reingas des gesamten Volumenstromes gefordert.

Hinsichtlich der Messunsicherheit heißt es im Entwurf bei der Auswertung und Beurteilung der Messergebnisse, dass die im Genehmigungsbescheid festgelegte Anforderung sicher eingehalten ist, wenn das Ergebnis jeder Einzelmessung zuzüglich der Messunsicherheit die im Genehmigungsbescheid festgelegte Emissionsbegrenzung nicht überschreitet. Dies steht im Gegensatz zum Filtererlass des Landes Niedersachsen, indem die Messunsicherheit keine Berücksichtigung findet. Diese muss dort nur dokumentiert werden.

Zur Beurteilung des Grenzwertes (300 GE/m^3) sollen zunächst die Messwerte der Zertifizierungsmessungen herangezogen werden. In Tab. 1 sind die Ergebnisse für Rieselbettfilter und in Tab. 2 die Ergebnisse der Biofilter dargestellt. Da Abnahmen zum Zeitpunkt der höchsten Emissionen erfolgen sollen, wurden nur Werte herangezogen, bei denen der Stall zum Mastende voll belegt war und der Stall mindestens mit der Sommerlufrate gelüftet wurde.

Tabelle 1: Selektierte Messwerte aus dem Zertifizierungsverfahren zum Zeitpunkt der höchsten Emissionen (Rieselbettfilter)

Rohgas [GE/m ³]	Reingas [GE/m ³]	Volumenstrom [m ³ /h]	Tierzahl	Tiergewicht [kg]	Sommerlufrate nach DIN 18910 [m ³ /h]
175	83	90000	1300	115	58500
293	100	75000	1180	110	51330
362	254	56500	947	103	39206
406	138	63000	885	110	38498
332	153	66600	852	115	38340
192	136	61100	521	120	24227
667	110	9236	182	105	7644
381	66	13163	182	110	7917
530	71	21605	162	112	7144
769	269	17980	150	112	6615

Tabelle 2: Selektierte Messwerte aus dem Zertifizierungsverfahren zum Zeitpunkt der höchsten Emissionen (Biofilter)

Rohgas [GE/m ³]	Reingas [GE/m ³]	Volumenstrom [m ³ /h]	Tierzahl	Tiergewicht [kg]	Sommerlufrate nach DIN 18910 [m ³ /h]
500	173	48160	896	104	37417
470	199	32270	308	100	12474
349	174	27340	308	114	13768
752	140	17550	282	121	13198

Auffällig ist, dass die Geruchsstoffkonzentrationen im Rohgas, also vor Eintritt in die Abluftreinigungsanlage bereits sehr gering sind (max. 752 GE/m³). Der maximale Reingas-Geruchsstoffkonzentrationswert lag bei den Rieselbettfiltern bei 269 GE/m³ und bei den Biofiltern bei 199 GE/m³.

Allerdings sieht der Autor die Datengrundlage als zu gering an, um Rückschlüsse zum Grenzwert ableiten zu können. Aus diesem Grunde wurden Abnahmemessungen an Rieselbettfiltern

ausgewertet, die die LUFA Nord-West zum Zeitpunkt der höchsten Emissionen durchgeführt hat.

In der Abbildung 1 sind die Mittelwerte der Reingasmessungen aus 75 Abnahmemessungen (Mittelwert aus jeweils 3 halbstündigen Messungen) gegen den zugehörigen Rohgaswert aufgetragen.

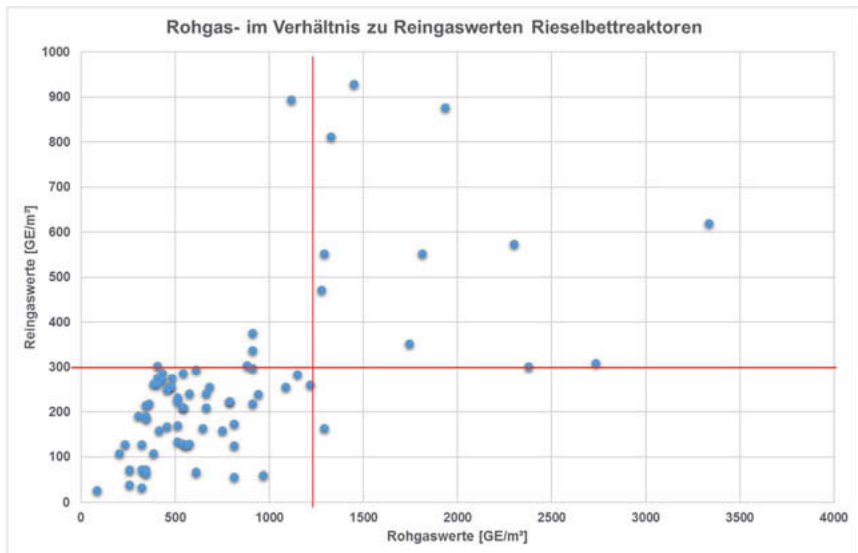


Bild 1: Rohgaswerte aufgetragen gegen den zugehörigen Reingaswert aller Rieselbettfilter

Es ist zu sehen, dass von den 75 Abnahmemessungen 57 unter dem Grenzwert von 300 GE/m³ lagen, den der Entwurf der TA-Luft vorsieht. Sollte man die Messunsicherheit jedoch berücksichtigen, wären viele der Abnahmemessungen nicht bestanden. Bei 4 Abnahmemessungen lagen die gemittelten Messwerte (320 bis 340 GE/m³) geringfügig darüber. Bei weiteren 14 Abnahmemessungen wurden die 300 GE/m³ deutlich überschritten.

Es ist zu sehen, dass ab einem Geruchsstoffkonzentrationswert von 1250 GE/m³ im Rohgas der Grenzwert von 300 GE/m³ im Reingas nicht mehr eingehalten werden kann. Dies trifft nur für einstufige Rieselbettfilter zu, nicht aber für Biofilter. Auf eine detaillierte Auswertung der Biofilter wurde verzichtet. Die Reingaswerte liegen beim Biofilter auf dem gleichen Niveau wie beim Rieselbettfilter, allerdings unabhängig von der Rohgaskonzentration.

Warum werden die 300 GE/m³ bei Rieselbettfilter nicht eingehalten, wenn der Rohgaswert über 1250 GE/m³ liegt? Wie die Zertifizierungsmessungen zeigten, betrug der maximale Wert im Rohgas 752 GE/m³ unter Sommerbedingungen. Die Zertifizierungsmessungen für die Schweinehaltung wurden in Ställen mit einstreuloser Haltung auf Spaltenböden mit reiner Oberflurlüftung und einer Trockenfütterung durchgeführt.

Höhere Rohgasgehalte über 1250 GE/m³ und damit einem erhöhtem Reingasgehalt können folgende Ursachen haben:

- Der Stall wird mit einem Unterfluranteil entlüftet
- Ein verschmutzter nicht isolierter Sammelkanal (hoher Staubanteil und Kondenswasser mit der Bildung sekundärer Geruchsstoffe)
- Nicht ausreichende Entlüftung des Stalles (Luftführung, geringe Luftrate usw.)
- Flüssigfütterung, Breifütterung

Die Auswertung der Abnahmemessungen hat gezeigt, dass ein Grenzwert von 300 GE/m³ nur ohne Berücksichtigung der Messunsicherheit einzuhalten ist. Die TA-Luft fordert hingegen die Berücksichtigung der Messunsicherheit. Die Ringversuche des HLNUG, der für notifizierte Messstellen verbindlich ist, zeigen Messunsicherheiten von 2 bis 3 dB. Ein praktikabler Wert wäre somit der Grenzwert von 500 GE/m³ der in der TA-Luft bereits für Biofilter an Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen gilt. Allerdings bestimmen die Labore ihre Messunsicherheit nach der DIN EN 13725 mittels drei Prüfer-Tests mit dem Standard-Geruchsstoff n-Butanol am Tag der Messung ohne Berücksichtigung der Probenahme. Die Messunsicherheit fällt in der Regel deutlich geringer aus als 2 dB. Dies würde bedeuten, dass bei den geringen Rohgaskonzentrationen viele Abnahmemessungen hinsichtlich der Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration bestehen würden, auch wenn kein Geruch abgeschieden wird. Die Beurteilung des Filters hinsichtlich Geruch läge dann nur auf dem sehr subjektivem Verfahren der Beurteilung des Rohgasgeruches im Reingas. Daher wird das Verfahren favorisiert, wie es im Niedersächsischen Filtererlass festgelegt ist. Demnach gilt als Grenzwert 300 GE/m³ im Reingas ohne Berücksichtigung der Messunsicherheit. Diese würde dann nur benannt werden müssen.

Der Grenzwert für Gerüche der 30. BImSchV in der Praxis

Dipl.-Met. **N. Kubitschke**, Dipl.-Ing. **T. Liebich**,
TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Hannover

Kurzfassung

In der 30. BImSchV [1] ist ein Grenzwert von 500 GE/m³ für Gerüche aus Abgasreinigungsanlagen an Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA-Anlagen) festgeschrieben. Er besitzt damit insofern ein Alleinstellungsmerkmal, als er den einzigen Geruchsgrenzwert darstellt, der im Rahmen einer Verordnung des BImSchG [2] festgelegt ist.

Bei der Überprüfung auf Einhaltung des Grenzwertes ist die Messunsicherheit zu berücksichtigen. Geht man von üblichen Messunsicherheiten mit Faktor/Divisor > 1,3 aus, erreicht die Spanne der Messunsicherheit schnell Größenordnungen von mehr als der Hälfte des Messwertes.

Die exemplarische Auswertung von 26 Einzelmessungen an regenerativen Nachverbrennungsanlagen (RTOs) von MBA-Anlagen zeigt, dass eine sichere Einhaltung gemäß VDI 3884 [4] für etwas mehr als die Hälfte der untersuchten Anlagen nachgewiesen werden konnte. Etwa 40 % der untersuchten RTOs konnte den Grenzwert nicht eindeutig einhalten. Da ein signifikanter Teil der betrachteten Anlagen den Grenzwert nicht einhalten kann, wurden die immismissionsseitigen Auswirkungen von RTOs von MBA-Anlagen untersucht.

Beispielhafte Ausbreitungsrechnungen für eine RTO einer MBA haben gezeigt, dass unter den gegebenen Umständen bei Geruchsstoffkonzentrationen kleiner als 1.000 GE/m³ keine Geruchswahrnehmungshäufigkeiten am Boden zu erwarten sind. Eine starre Emissionsbegrenzung auf 500 GE/m³ stellt in diesem Einzelfall kein geeignetes Beurteilungswerkzeug bezüglich Gerüchen dar.

Dieser Widerspruch erzeugt ein Spannungsfeld zwischen Genehmigungs- bzw. Überwachungsbehörden, Anlagenbetreiber und Anlagenhersteller.

1. Emissionsgrenzwert der 30. BImSchV

Die 30. BImSchV [1] gilt für die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Anlagen, in denen Siedlungsabfälle und Abfälle, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können, mit biologischen oder einer Kombination von biologischen mit physikalischen Verfahren behandelt werden. Im Folgenden werden diese Anlagen MBA-Anlagen (Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung) genannt. Bei der Errichtung von MBA-Anlagen soll ein Abstand von 300 m zur nächsten im Bebauungsplan festgesetzten Wohnbebauung nicht unterschritten werden. Bezüglich der Gerüche wird ausgeführt, dass der Mittelwert sowie kein Messwert einer Einzelprobe den Emissionsgrenzwert von 500 GE/m³ überschreiten darf. Dieser festgeschriebene Emissionsgrenzwert besitzt damit insofern ein Alleinstellungsmerkmal, als er den einzigen Geruchsgrenzwert darstellt, der im Rahmen einer Verordnung des BImSchG [2] festgelegt ist. Die Konsequenz der Vorgaben der 30. BImSchV [1] für Anlagenbetreiber und –hersteller ist formal die Einhaltung des Grenzwertes. Bei der Überprüfung auf Einhaltung des Grenzwertes ist die Messunsicherheit zu berücksichtigen. Bei Geruchsmessungen spielt diese eine große Rolle, da, bedingt durch das Auswerteverfahren, einen relativ großer Vertrauensbereich um den Mittelwert existiert.

2. Messunsicherheit

Die größte Messunsicherheit bei olfaktometrischen Messungen liegt in der Regel bei der olfaktometrischen Auswertung selbst. Gemäß DIN EN 13725 [5] ist als Wiederholpräzision gefordert, dass zwei Einzelmessungen am gleichen Material in 95 % der Fälle nicht mehr als den Faktor 3 auseinander liegen dürfen.

Grundlage der Berechnung ist die an n-Butanol bestimmte tagesaktuelle Wiederholstandardabweichung des Prüflabors s_r , die am Messtag ermittelt wurde. Im Folgenden ist ein konkretes Beispiel einer Berechnung der Messunsicherheit einer Probenauswertung an einer regenerativen Nachverbrennungsanlage (RTO) einer MBA-Anlage dargestellt.

Probenanzahl: 3, n-Butanol-Wiederholstandardabweichung $s_r = 0,14$, Wiederholpräzision $r=0,4$, erwarteter Quotient zwischen höchstem und niedrigstem Messwert (10°): 2,5, Einzelmesswerte der Proben in GE/m³: 530, 450, 440. Es ergibt sich somit ein Vertrauensbereich mit der Untergrenze 320 GE/m³ und der Obergrenze 690 GE/m³. Der Mittelwert der 3 Proben liegt bei 470 GE/m³, der höchste Einzelmesswert bei 530 GE/m³. Eine sichere Einhaltung gemäß VDI 3884 [4] des Grenzwertes der 30. BImSchV [1] ist bei diesem Beispiel nicht gegeben, da sowohl der Vertrauensbereich als auch der Einzelwert einer Probe den Grenzwert 500

GE/m³ überschreiten. Da die Einhaltung des Grenzwertes in Genehmigungs- und Überwachungsverfahren sowie bei Herstellergewährleistungen eine Rolle spielt, soll im Folgenden untersucht werden, in welchem Bereich Messwerte aus der Praxis liegen und wie relevant die Vorgaben der 30. BImSchV [1] im Verfahren sind.

3. Messwerte

In diesem Kapitel sind Daten aus verschiedenen Messungen an RTOs zusammengestellt. Es wurde gemäß VDI 3884 [4] beurteilt, ob die Anlagen den Grenzwert sicher einhalten, nicht eindeutig überschreiten oder eindeutig überschreiten. Die Voraussetzungen für die 3 Einstufungen sind der Tabelle 1 zusammengefasst.

Es wurden 16 verschiedene Anlagen, an denen teilweise mehrere Einzelmessungen durchgeführt wurden und insgesamt 26 Einzelmessungen auf Grenzwerteinhaltung untersucht. Die Daten wurden anonym von Anlagenplanern und Behörden zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Ergebnisse verschiedener Messungen an regenerativen Nachverbrennungsanlagen (RTOs) nach mechanisch-biologischen Abfallbehandlungen

Einstufung	Voraussetzungen	Anzahl
Sichere Einhaltung des Grenzwertes	Einzelmesswerte \leq Grenzwert, Obergrenze des Vertrauensbereiches des Mittelwertes \leq Grenzwert	16
Keine eindeutige Überschreitung des Grenzwertes	Grenzwert wird nur durch Messunsicherheit oder Einzelwert überschritten	7 (3 mal kein Einzelwert über 500 GE/m ³ sondern nur die Obergrenze des Vertrauensbereich)
Grenzwert überschritten	Untergrenze des Vertrauensbereich $>$ Grenzwert	3

Die exemplarische Auswertung der Messungen zeigt, dass eine sichere Einhaltung des Grenzwertes der 30. BImSchV [1] für RTOs von MBA-Anlagen für etwas mehr als die Hälfte der untersuchten Anlagen nachgewiesen werden konnte. Etwa 40 % der untersuchten RTOs konnte den Grenzwert nicht eindeutig einhalten. Da ein signifikanter Teil der betrachteten An-

lagen den Grenzwert nicht einhalten kann und formal der Anlagenbetrieb nicht genehmigungsförmig ist, werden die immissionsseitigen Auswirkungen der RTOs von MBA-Anlagen untersucht.

4. Immissionsseitige Auswirkungen

Nachfolgend werden die Emissionen und Immissionen der RTOs von MBA-Anlagen genauer untersucht. Da Geruchsbelastungen im Allgemeinen durch Anwendung der GIRL [4], also durch Betrachtung der Immissionen, beurteilt werden sollen, folgt ein kurzer Auszug zu der generellen Vorgehensweise der GIRL [4]: *„Eine Beurteilung von Gerüchen unterscheidet sich grundlegend von der anderer Immissionen. ... Dies erfordert, dass bei Erfassung, Bewertung und Beurteilung von Geruchsmissionen eine Vielzahl von Kriterien in Betracht zu ziehen sind. So hängt die Frage, ob derartige Belastungen als erheblich und damit als schädliche Umwelteinwirkungen anzusehen sind, nicht nur von der jeweiligen Immissionskonzentration, sondern auch von der Geruchsqualität (es riecht nach ...), der Geruchsintensität, der Hedonik (angenehm, neutral oder unangenehm), der tages- und jahreszeitlichen Verteilung der Einwirkungen, dem Rhythmus, in dem die Belastungen auftreten, der Nutzung des beeinträchtigten Gebietes sowie von weiteren Kriterien ab (vgl. Nummern 3.1 und 5). Wissenschaftliche Erkenntnisse belegen, dass mit der Geruchshäufigkeit eine sachgerechte und hinreichend genaue Beschreibung des Belastungsgrades von Anwohnerinnen und Anwohnern möglich ist.“*

Eine Emissionsbegrenzung wie in der 30. BImSchV [1] ohne erkennbaren Zusammenhang zwischen den begrenzten Emissionen und der belästigenden Wirkung auf die Nachbarschaft stellt somit einen Widerspruch zur Vorgehensweise der GIRL [4] dar.

Nach Rücksprache mit einem Anlagenplaner deuten Überschreitungen des Grenzwertes bei RTOs von MBA-Anlagen nicht zwangsweise auf einen Nicht-Regelbetrieb hin. Insbesondere konnte bei umfangreichen Messungen an verschiedenen Anlagen kein Zusammenhang zwischen dem Geruchswert und anderen Parametern für die Verbrennungsqualität hergestellt werden. Ein Überschreiten des Emissionsgrenzwertes hat somit nur formalen Charakter. Wie sich im Laufe der Recherchen zu diesem Beitrag herausstellte, fallen die Behördenreaktionen auf eine Mitteilung einer Überschreitung sehr unterschiedlich aus. Die Reaktionen reichen von der Forderung nach systematischen Untersuchungen und daraus abgeleiteten konkreten Maßnahmen zur Verringerung des Wertes bis hin zum Ignorieren der Überschreitung.

Emissionsbegrenzungen im Allgemeinen wären nach der Verfahrensweise der GIRL [4] sinnvoll, wenn bei der Festlegung ein Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen

hergestellt wurde. Dies impliziert, dass Emissionsgrenzwerte nicht generell, sondern spezifisch für jede Einzelfallbetrachtung festgelegt würden. Theoretisch könnten somit im Genehmigungsbescheid für gleiche Anlagen an verschiedenen Orten abhängig von der Lage der Immissionsorte unterschiedliche Emissionsbegrenzungen festgelegt werden. Ein Bezug der Emissionsbegrenzung zu Immissionen fehlt in der 30. BImSchV [1].

Insbesondere Abgase der RTO einer MBA-Anlage werden nicht bodennah und mit hohen Temperaturen abgeleitet, so dass eine Geruchsbelastung im unmittelbaren Umfeld erst bei Geruchsstoffkonzentrationen deutlich über 500 GE/m³ zu erwarten ist. Eine solche beispielhafte Betrachtung ist im folgenden Kapitel dargestellt.

5. Praxisbeispiel

Nachfolgend sind die Ergebnisse für verschiedene Rechenläufe der RTO einer MBA-Anlage dargestellt. Dazu ist zunächst das Fließbild der betrachteten MBA-Anlage in Bild 1 skizziert.

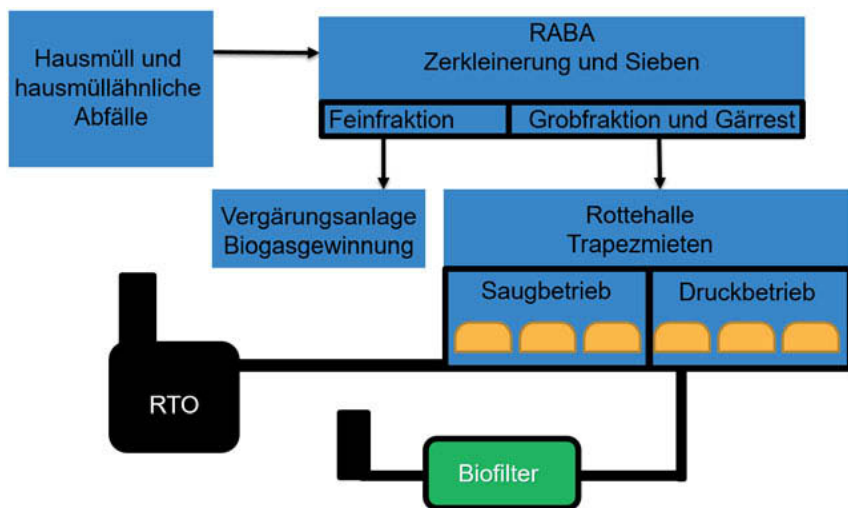


Bild 1: Fließbild MBA/Restabfallbehandlungs-Anlage (RABA)

Bei der betrachteten Anlage wird in der Rottehalle das Material durch einen automatischen Umsetzer auf perforierten Böden zu Trapezmieten aufgesetzt, die in Mietenfelder eingeteilt sind. Ein Teil der Mietenfelder wird im Saugbetrieb gefahren. Die Abluft wird einer RTO zugeführt und über einen 18 m hohen Schornstein abgeführt. Die übrigen Felder werden im Druckbetrieb gefahren und emittieren in die Rottehalle. Die Rottehalle wird abgesaugt und die Abluft

in einem zweistraßigen Biofilter gereinigt. Die RTO ist zwingend erforderlich, um Stoffe wie Lachgas und Gesamt-C zu minimieren

Bei den Ausbreitungsrechnungen wurden die Volumenstromparameter konstant angesetzt und die Geruchsstoffkonzentrationen variiert, um die Auswirkungen auf die Geruchsbelastung am Boden zu betrachten. Die konstanten Quell-Parameter wurden während einer realen Messung aufgenommen und für die Ausbreitungsrechnung angesetzt:

Eingabeparameter:	Volumenstrom:	25.000 m ³ /h feucht, 20°C
	Abgasgeschwindigkeit:	5 m/s
	Abgastemperatur:	90°C
	Brennkammertemperatur	880 °C
	Ableithöhe:	18 m

Für die Ausbreitungsrechnungen wurde eine thermische Überhöhung berücksichtigt. Eine Impuls-Überhöhung wurde nicht berücksichtigt, da die Abluftgeschwindigkeit unter 7 m/s lag. Zudem wurden die folgenden Parameter angesetzt: Ausbreitungsklassenzeitreihe einer DWD-Wetterstation in der Nähe der Anlage, Qualitätsstufe 2, Rauigkeitslänge 0,1 m. Die Geruchsstoffkonzentrationen wurden folgendermaßen variiert:

Variante 1: 500 GE/m³

Variante 2: 1.000 GE/m³

Variante 3: 3.000 GE/m³

Variante 4: 5.000 GE/m³

Die Berechnungen der Variante 1 und 2 liefern identische Ergebnisse: keine Belastungen am Boden.

Bei Variante 3 liegt die maximale Belastung bei 3,8 % der Jahresgeruchsstunden, bei Variante 4 bei 5,9 %. Die Ergebnisse sind in den Bildern 2 und 3 dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine starre Emissionsbegrenzung auf 500 GE/m³ in diesem Einzelfall kein geeignetes Werkzeug für eine Beurteilung nach GIRL [4] darstellt. Eine Verdoppelung des in der 30. BImSchV [1] festgeschriebenen Grenzwertes führt auf keiner Beurteilungsfläche zu einer rechnerischen Geruchsbelastung am Boden. Erst bei noch höheren Konzentration ergeben sich Bereiche, in denen relevante Geruchswahrnehmungshäufigkeiten berechnet werden, wobei nicht zwangsweise ein Immissionsort im Bereich des Immissionsmaximums liegt. Eine Einzelfallbetrachtung mit Anwendung einer immissionsseitigen Analyse (Zusatz-

bzw. Gesamtbelastungsberechnung, ggfs. zusätzliche Fahnenmessungen) scheint für die Genehmigungs- und Überwachungspraxis eine pragmatischere und praxisnähere Vorgehensweise zu sein als die Emissionsbegrenzung der 30. BImSchV [1].

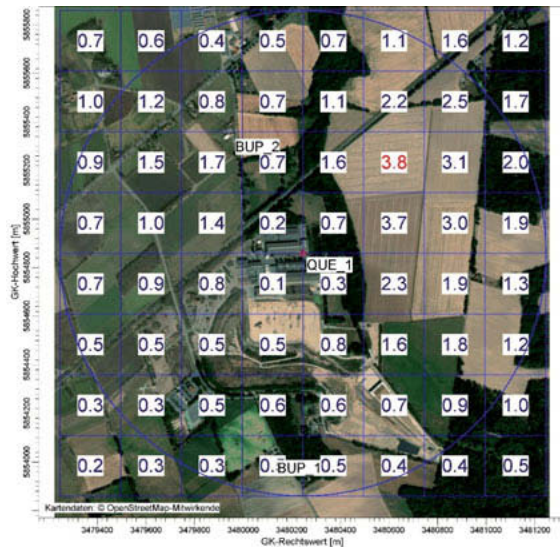


Bild 2: Ergebnis Jahresgeruchsstunden Variante 3 (3.000 GE/m)

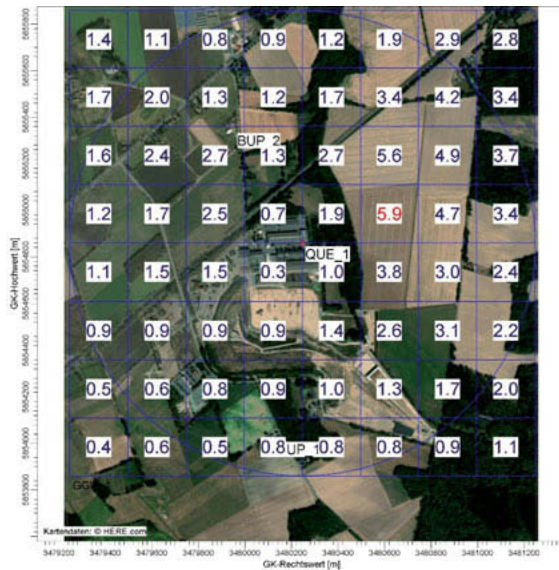


Bild 3: Ergebnis Jahresgeruchsstunden Variante 4 (5.000 GE/m³)

6. Ausblick

Emissionsgrenzwerte sind im Allgemeinen sinnvoll bei der Umsetzung eines Standes der Technik, um gleiche Voraussetzungen für Anlagenhersteller und Betreiber zu schaffen. Bei Gerüchen sind sie sinnvoll, wenn bei der Festlegung ein Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen hergestellt wurde, da eine Beurteilung der Belästigungswirkung nur immissionsseitig erfolgen kann. Dies impliziert, dass Emissionsgrenzwerte nicht generell, sondern - wenn überhaupt - im Genehmigungsverfahren spezifisch für jeden Einzelfall festgelegt werden sollten. Bei Überwachungs-Messungen können so durch Nachweise der Einhaltung der individuell festgelegten Grenzwerte eindeutig die durch immissionsseitige Betrachtungen festgelegten Genehmigungsvoraussetzungen geprüft werden. Diese Vorgehensweise ist für nahezu alle Anlagenarten und örtlichen Situationen anwendbar.

Ein Beispiel für eine feste Umsetzung (also ein Grenzwert für alle Anlagen) ist der Grenzwert für Biofilter in den Ziffern 8 der TA Luft, wobei der Grenzwert an sich (500 GE/m³), insbesondere die Randbedingungen des Grenzwertes zu diskutieren bleibt, da aus Messungen bekannt ist, dass Biofilter auch bei Überschreitungen des Grenzwertes ihre Reinigungsleistung nach Stand der Technik erfüllen können. Als Hinweis auf die Funktionsfähigkeit bzw. Wirkung der

Reinigung kann bei Biofiltern eine Beurteilung der Geruchsqualität der Reingasluft durchgeführt werden, wobei festgestellt werden soll, dass im Reingas keine rohgastypischen Gerüche wahrnehmbar sind.

Im Fall der 30. BImSchV [1] scheint die Festlegung auf einen Emissionsgrenzwert von 500 GE/m^3 jedoch problematisch. Sie gilt für verschiedene Anlagentypen wie Biofilter oder Nachverbrennungen und kann dementsprechend keinen Stand der Technik für eine Anlagenart oder ein bestimmtes Verfahren darstellen.

In der Genehmigungs- bzw. insbesondere in der Überwachungsphase erzeugt die Emissionsbegrenzung der 30. BImSchV [1] ein Spannungsfeld zwischen Anlagenherstellern, Betreibern und Genehmigungsbehörden, das im Folgenden kurz dargestellt wird.

Der Anlagenbetreiber muss seine Anlage i.d.R. so betreiben, dass die Grenzwerte der GIRL [4] eingehalten sind. Zudem muss die Emissionsbegrenzung der 30. BImSchV [1] nachgewiesen werden, obwohl die Emissionsbegrenzung für die MBA-Anlagen keinen Bezug zu den Immissionen, die von so einer Anlage ausgehen, herstellt. Bei Überschreitungen des Grenzwertes ist der Betreiber auf Konfigurationsanpassungen der RTO durch den Hersteller angewiesen.

Die Hersteller wiederum können nur unscharfe Gewährleistungen auf Einhaltung des Emissionsgrenzwertes geben, da der Zusammenhang zwischen dem Geruchswert und anderen Parametern für die Verbrennungsqualität auf Basis von Messungen nicht hergestellt werden kann. Ist der Verbrennungsprozess anhand der typischen Verbrennungsparameter gut eingestellt, gibt es kaum Konfigurationsmöglichkeiten, sollte eine Überschreitung von 500 GE/m^3 festgestellt werden.

Für die Behörde gibt es, da die Emissionsbegrenzung in der 30. BImSchV [1] enthalten ist, praktisch keinen Handlungsspielraum, der bei der Beurteilung berücksichtigt werden kann. Die Behörde kann eine Überschreitung des Emissionsgrenzwertes, beim Nachweis, dass immissionsseitig alle Werte eingehalten werden, somit nur dulden.

Es sei hier noch angemerkt, dass verbrennungstypische Gerüche gemäß GIRL [4] nicht als belästigend zu betrachten sind. Bei gut eingestellten RTOs ist jedoch ausschließlich von verbrennungstypischen Gerüchen auszugehen. Diese Vorgabe kann zudem leicht durch olfaktometrische Messungen nachgewiesen werden (kein Rohgasgeruch im Reingas). Zudem soll laut der geplanten Neuveröffentlichung der TA Luft die Abluft aus Prozessen mit Verbrennungstemperaturen über $800 \text{ }^\circ\text{C}$ (freie Abströmung vorausgesetzt) nicht in der Immissionsprognose berücksichtigt werden.

7. Literatur

- [1] Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV)
- [2] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge
- [3] VDI-Richtlinie 3884, Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie Ausführungshinweise zur Norm DIN EN 13725, Februar 2015
- [4] Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen GIRL – Geruchsimmissions-Richtlinie (LAI-Fassung) vom 29. Februar 2008 mit einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Auslegungshinweisen vom 29. Februar 2008
- [5] DIN EN 13725, Luftbeschaffenheit Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie Deutsche Fassung EN 13725:2003, Juli 2003

Geruchs-Emissionswerte und ihre immissionsseitige Relevanz

Dipl.-Geol. **Boris Zimmermann**, Müller-BBM GmbH, Gelsenkirchen

Kurzfassung

Für eine Vielzahl von Anlagen sind Emissionswerte für max. zulässige Geruchsstoffemissionen (als Konzentrations- oder Stoffstrombegrenzung) in Nebenbestimmungen zu Genehmigungsbescheiden festgesetzt. Die Begrenzung der Geruchsemissionen (als Stoffkonzentrations- oder Stoffstrombegrenzung) erfolgen dabei zum einen um sicherzustellen, dass die nach dem Stand der Technik gegebenen Möglichkeiten zur Verminderung von Geruchsemissionen eingehalten bzw. umgesetzt werden und zum anderen um die Einhaltung der Immissionswerte im Anlagenumfeld und damit den Schutz vor erheblichen Belästigungen sicherzustellen.

Sofern die Festlegung von Emissionswerten dem Schutz vor erheblichen Belästigungen dienen sollen, sollten Emissionswerte nur als Prüfwerte herangezogen werden, da die Höhe der freigesetzten bzw. gemessenen Geruchsemissionen sich nicht zwingend direkt proportional in der Höhe der Geruchsimmisionshäufigkeiten im Anlagenumfeld widerspiegeln muss.

Bei einer Überschreitung des Prüfwertes bedeutet dies, dass hierdurch weitere Maßnahmen mit der Behörde abzustimmen sind. Dies kann unter anderem auch eine Überprüfung der Verträglichkeit der gemessenen Emissionen durch eine Korrektur der Geruchsprognose sein.

1. Einleitung

Im Rahmen immissionsschutzrechtlicher Fragestellungen wird der Schutz vor erheblichen Belästigungen durch Gerüche im Wesentlichen immissionsseitig durch die in der Geruchsimmisions-Richtlinie [1] verankerten Immissionswerte, Irrelevanzgrenzen und weiteren Regelungen gewährleistet.

Die Geruchsimmisions-Richtlinie sieht keine konkreten emissionsseitigen Beschränkungen vor, macht aber insbesondere über die Regelungen zur Schornsteinhöhe Vorgaben zu zulässigen Immissionseinwirkungen einzelner Emissionsquellen.

In der TA Luft 2002 [2] sind im Gegenzug in Bezug auf Gerüche nur emissionsseitige Regelungen implementiert. Für einzelne Anlagen insbesondere aus dem Bereich der Abfallwirtschaft werden explizit Emissionswerte bzgl. max. zulässige Emissionswerte vorgegeben. Dies

betrifft zum Beispiel Kompost- und Vergärungsanlagen, Abfall- und Klärschlamm-trocknungsanlagen und Abfallbehandlungsanlagen deren Emissionen an geruchsintensiven Stoffen im Abgas eine Geruchsstoffkonzentration von 500 GE/m^3 nicht überschreiten dürfen.

Ebenso ist in der 30. BImSchV [3] für Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen ein Emissionsgrenzwert von 500 GE/m^3 festgeschrieben.

Neben diesen gesetzlichen und verwaltungsrechtlichen Vorgaben zur Emissionsbegrenzung wurden und werden für eine Vielzahl von weiteren Anlagen Emissionswerte für max. zulässige Geruchsstoffemissionen (als Konzentrations- oder Stoffstrombegrenzung) in Nebenbestimmungen zu Genehmigungsbescheiden festgesetzt.

Die Begrenzung der Geruchsemissionen (als Stoffkonzentrations- oder Stoffstrombegrenzung) erfolgt dabei in Teilen mit unterschiedlichen fachlichen Intentionen.

2. Emissionsbegrenzungen zur Verminderung von Geruchsemissionen

Zum einen sollen Emissionswerte sicherstellen, dass die nach dem Stand der Technik gegebenen Möglichkeiten zur Verminderung von Geruchsemissionen eingehalten bzw. umgesetzt werden. Entsprechende Emissionsbegrenzungen sind unter dem Gesichtspunkt der Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu sehen. In diese Kategorie sind die in der TA Luft sowie der 30. BImSchV festgelegten Emissionswerte einzuordnen. Weitere Emissionsbegrenzungen die dieser Kategorie zuzuordnen sind, sind Emissionswerte im Reingas von Abluftbehandlungsanlagen. Hierunter fallen z. B. die Emissionswerte im Reingas von Biofiltern von i. d. R. 500 GE/m^3 (gemäß VDI-Richtlinie 3477 [4]).

Da die nach dem Stand der Technik gegebenen Möglichkeiten zur Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen selbst bei nicht immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen auszuschöpfen sind, ist die Festlegung entsprechender Emissionswerte als sach- und fachgerecht anzusehen. Allerdings sollten hier die festgelegten Emissionswerte, die häufig auf dem technischen Wirkungsgrad eingesetzter Abluftbehandlungsanlagen basieren, nicht grundsätzlich als alleiniges und abschließendes Kriterium in Bezug auf die Vermeidung von schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geruchsimmissionen herangezogen werden. Insbesondere bei Abluftbehandlungsverfahren bei denen auch die Geruchsqualität so verändert wird, dass im Reingas keine rohgas- und damit anlagentypischen Gerüche mehr wahrnehmbar sind, kann die Geruchsstoffkonzentration des Reingases ggf. auch ein nachrangiges Entscheidungskriterium sein.

3. Emissionsbegrenzungen zur Einhaltung von Immissionswerten

Neben Emissionsbegrenzungen die der Vorsorge vor schädlicher Umwelteinwirkungen dienen, werden in Genehmigungsbescheiden auch Emissionsbegrenzungen festgelegt, welche die Einhaltung der Immissionswerte im Anlagenumfeld und damit den Schutz vor erheblichen Belästigungen sicherstellen sollen. In der Regel werden diese Emissionsbegrenzungen aus beigefügten Unterlagen eines vorangegangenen Genehmigungsantrags (z. B. aus Geruchs-Immissionsprognosen) entnommen bzw. abgeleitet.

Die in Immissionsprognosen verwendeten Emissionsparameter basieren dabei in der Regel auf einer qualifizierten Abschätzung, die zum Beispiel auf Basis von Erfahrungswerten an vergleichbaren Anlagen bzw. Versuchsanlagen beruhen oder anhand theoretischer Überlegungen bzw. Laborversuchen aus den zur Verwendung kommenden Einsatzstoffen abgeschätzt werden.

Insbesondere bei der Verwendung und Verarbeitung von Einsatzstoffen mit heterogener stofflicher Zusammensetzung (z. B. natürlicher Rohstoffe, Abfälle, organische Reststoffe) und/oder komplexen Verarbeitungsprozessen können sich beim tatsächlichen Anlagenbetrieb Variationen bzgl. der aus einzelnen Produktionsteilen oder der Gesamtanlage resultierenden Geruchsstoffemissionen ergeben, ohne dass sich die eigentlichen Betriebsbedingungen und Verarbeitungsprozesse einer Anlage relevant verändern oder von Vergleichsanlagen maßgeblich abweichen. Hierbei sind verschiedenste Fallkonstellationen denkbar. Ebenso können Messunsicherheiten zu einer Variation gemessener Geruchsemissionen beitragen.

Auf Grund der Beurteilungssystematik von Geruchsimmissionen in Form der relativen Geruchsstundenhäufigkeit kann aber in der Regel selbst bei einfachen Anlagentypen mit z. B. nur einer zentralen Emissionsquelle (Einquellen-Systeme) kein direkter linearer Zusammenhang zwischen der Geruchsemission und der hieraus resultierenden Geruchsimmission hergestellt werden kann. Schwankungen der Geruchsemissionen einer Anlage/Emissionsquelle können daher auch in einfachen Fallkonstellationen zwar zu einer Überschreitung festgesetzter Emissionswerte führen, müssen aber nicht zwangsläufig auch eine relevante Auswirkung auf die Immissionssituation haben.

So kann z. B. eine Verdoppelung der Emissionskonzentration und damit des resultierenden Emissionsmassenstroms zu geringen, nicht ergebnisrelevanten (Änderung $< 0,005$ relativen Geruchsstundenhäufigkeiten), aber auch zu ergebnisrelevanten Veränderungen (Änderung $\geq 0,005$ relativen Geruchsstundenhäufigkeiten) führen, je nachdem in welchem Bereich sich das Basisniveau der Emissionskonzentration bewegt. Eine wichtige Rolle spielen hier neben

den Geruchsstoffemissionen insbesondere auch die Quellkonfiguration, die Abgasrandbedingungen, die topographischen und meteorologischen Rahmenbedingungen sowie die Lage der beurteilungsrelevanten Nutzungen im Anlagenumfeld.

Tab. 1: Beispiel Einquellen-System (Quellhöhe: 45 m; Wärmestrom: 1,88 MW; Emissionsdauer: 365 d/a, 06:00 – 15:00 Uhr).

Fallbeispiel		Geruchsstoffkonzentration [GE _E /m ³]	Geruchsstoffstrom [MGE/h]	Immissions-Zusatzbelastung (IZ)* [rel. GSH]	Differenz IZ [rel. GSH]
1	A	825	48,9	0,00	0,00
	B	1.650	97,7	0,00	
2	A	3.300	195,4	0,01	0,02
	B	6.600	390,8	0,03	
3	A	33.000	1.954	0,06	0,01
	B	66.000	3.908	0,07	

* Immissions-Zusatzbelastung (IZ) auf der maximal beaufschlagten 250 m Rasterfläche

rel. GSH = relative Geruchsstundenhäufigkeit

Bei komplexen Anlagen mit einer Vielzahl von Emissionsquellen (Vielquellen-Systeme) stellt sich diese Problematik noch viel ausgeprägter dar. Insbesondere dann, wenn sich die Emissionen einer Anlage auf Emissionsquellen mit deutlich unterschiedlichen Ableitbedingungen verteilen.

Wird der Emissionswerte einer oder mehrerer Quellen überschritten, so ist dies nicht zwangsläufig ein Nachweis, dass der Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (hier: vor relevanten Belästigungen) nicht gewährleistet ist. Insbesondere auch dann, wenn an anderen Emissionsquellen ggf. auch Emissionswerte unterschritten werden.

Eine Überschreitung der Geruchsemissionswerte an einzelnen Quellen einer Anlage kann somit nicht zwangsläufig mit dem Auftreten einer immissionsseitigen Belästigung gleichgesetzt werden.

Tab. 2: Beispiel Vielquellen-System – Emissionen (entnommen aus [5]).

Quell-Nr.	Ableit-höhe [m]	Abgas-geschw. [m/s]	Wärme-strom [MW]	Emissions-wert [GE/m³]	Geruchs-stoffstrom [MGE/h]
1010	11	nicht berücksichtigt		500	4,67
1020	13	12,92	0,201	100	3,81
1050	13	12,01	0,187	750	26,57
2010	8	nicht berücksichtigt		100	1,70
2020	10	31,7	0,723	100	8,56
2030	12	nicht berücksichtigt		500	10,60
2040	18	8,06	0,274	500	13,42
2050	18	10,42	0,252	500	17,86
2070	18	9,23	0,233	500	15,80
3011	18	12,16	0,804	500	30,90
3031	18	12,1	0,875	100	6,07
5010	14	15,68	0,377	100	4,12
5020	10	nicht berücksichtigt		100	4,21
5030	34	31,85	0,074	100	0,88
5040	8	nicht berücksichtigt		500	10,15
6010	6	nicht berücksichtigt		75	3,74
6020	6	nicht berücksichtigt		75	3,22
7020	13	22,79	0,193	100	1,83
8010	13	13,98	0,09	100	4,25
8020	11	nicht berücksichtigt		100	5,35
8040	76,9	15,12	10,395	3.100	995,10

Emissionszeiten jeweils 8.760 h/a.

Tab. 3: Beispiel Vielquellen-System – Immissionssituation (entnommen aus [5])
(Überschreitungen von Emissionswerten = unterstrichen).

Fall	Szenario	Geruchsstoffstrom [MGE/h]	Immissions-Zusatzbelastung (IZ)* [rel. GSH]		
			Nahbereich (ca. 300 m)	Fernbereich (ca. 1.300 m)	
				Nordost	Südwest
1	Ausschöpfung aller Emissionswerte	1.173	0,18	0,07	0,04
2	Wie Fall 1 jedoch: <u>Q 8040: 6.200 GE/m³</u> Q 1010: 250 GE/m ³ Q 2030: 250 GE/m ³ Q 5040: 250 GE/m ³	2.155	0,18	0,08	0,04
3	Wie Fall 1 jedoch: <u>Q 1010: 1.000 GE/m³</u> <u>Q 8020: 200 GE/m³</u> Q 1050: 375 GE/m ³	1.170	0,19	0,07	0,05
4	80% der Emissionswerte außer: <u>Q 8040: 3.875 GE/m³</u>	1.385	0,16	0,07	0,04

rel. GSH = relative Geruchsstundenhäufigkeit

4. Fazit

Eine Festlegung von Emissionswerten z. B. im Genehmigungsbescheiden ist immer dann sinnvoll, wenn hierdurch der Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen Rechnung getragen wird, d. h. nach dem Stand der Technik gegebene Möglichkeiten zur Verminderung von Geruchsemissionen umgesetzt werden.

Sofern die Festlegung von Emissionswerten dem Schutz vor erheblichen Belästigungen dienen sollen, sollten Emissionswerte nur als Prüfwerte herangezogen werden, da die Höhe der freigesetzten bzw. gemessenen Geruchsemissionen sich nicht zwingend direkt proportional in der Höhe der Geruchsimmissionshäufigkeiten im Anlagenumfeld widerspiegeln muss.

Aus diesem Umstand heraus erscheint im Umgang mit Emissionswerten in Genehmigungsbescheiden folgende Vorgehensweise empfehlenswert:

- Werden die Emissionswerte eingehalten, kann davon ausgegangen werden, dass keine erheblichen Belästigungen zu erwarten sind.

- Wird der Emissionswert einer oder mehrerer Quellen überschritten, so sollte dies zunächst eine Überprüfung der aus den Anlagenbetrieb resultierenden Immissionssituation nach sich ziehen. Die Überprüfung, ob die immissionsseitigen Anforderungen an die Anlage die den Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen sicherstellen sollen eingehalten werden, kann dabei sachgerecht sowohl über – auf den aktuellen Emissionsmesswerten basierenden – Ausbreitungsrechnungen als auch über Immissionsmessungen (Rasterbegehung) erfolgen.

Wird in diesem Zuge nachgewiesen, dass auch mit erhöhten Geruchsemissionen keine erheblichen Belästigungen zu erwarten sind, bedarf es keiner emissionsseitigen Maßnahmen.

Geht mit den erhöhten Geruchsemissionen auch eine erheblichen Belästigung – oder Überschreitung der der Anlage zugeordneten Immissionswerte – einher, sind weitergehende Maßnahmen erforderlich.

Nachfolgend ist ein Vorschlag für eine, ergänzend zu den Emissionswerten, aufzunehmende Nebenbestimmung für Genehmigungsbescheide zur Überprüfung der Immissionssituation aufgeführt:

Sollten sich im Bereich derjenigen Emissionsquellen, über die die geruchsbeladenen Abluftströme der Anlage XXX abgeleitet werden, im Zuge der Emissionsmessungen höhere Emissionsfrachten oder geringere Austrittsgeschwindigkeiten ergeben als in den Auflagen Nr. YYY festgelegt, so ist durch eine Geruchsausbreitungsrechnung zu überprüfen, ob die Immissionswerte der GIRL (Geruchsstundenhäufigkeit ≤ 10 % der Jahresstunden in Wohn-/Mischgebieten bzw. 15 % in Industrie-/Gewerbegebieten) auch mit den gemessenen Frachten und Austrittsbedingungen unter Berücksichtigung der Emissionen des jeweils aktuellen Anlagen- und Quellbestands der Anlage XXX eingehalten werden. In diesem Fall kann auf weitergehende emissionsmindernde Schritte verzichtet werden. Im Fall einer Überschreitung der Immissionswerte sind in Abstimmung mit der zuständigen Genehmigungsbehörde emissionsmindernde Maßnahmen zu ergreifen.

4. Literatur

- [1] Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL – Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen, Schriftenreihe des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) – 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.
- [2] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI. Nr. 25 - 29 vom 30.07.2002 S. 511).
- [3] Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV) vom 20.02.2001, zuletzt durch Artikel 3 Absatz 1 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert.
- [4] VDI 3477 (2016-03) Biologische Abgasreinigung, Biofilter. Verein Deutscher Ingenieure e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- [5] Zimmermann, B., Stöcklein, F., Braunmiller, K. (2018): Emissions- und Immissionsmessungen von Gerüchen in einer Anlage der Holzwerkstoffindustrie. Abschlussbericht, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (UBA), Forschungskennzahl 3715 51 307 0, UBA FB 002649, Texte 61/2018.

Vorverdünnung mit Gasstrahlpumpen in der olfaktometrischen Messpraxis

Dipl.-Ing. **Thomas Liebich**,
TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Hannover

Kurzfassung

Bei der olfaktometrischen Probenahme feuchter Abgase hat sich das Gasstrahlpumpen-Verfahren als Mittel der Wahl zur Vorverdünnung bewährt.

Der aus theoretischen Überlegungen zu erwartende, eher geringe Einfluss von Kondensationserscheinungen auf die Geruchsstoffkonzentration zeigt sich in Messwerten, die an verschiedenen Anlagen mit parallelen Probenahmen mit und ohne Vorverdünnung gewonnen wurden. Es zeigt sich allgemein die zu erwartende Tendenz zu höheren Werten bei den vorverdünnten Proben, allerdings erreicht der Faktor gegenüber den unverdünnten Proben selten Werte von mehr als 2.

Gasstrahlpumpen verändern ihren Vorverdünnungsfaktor mit der Veränderung der Temperatur und der Feuchte gegenüber dem Wert bei normalen Umgebungsbedingungen, weshalb eine Bestimmung des Vorverdünnungsfaktors an der Messstelle erforderlich wird.

Für zukünftige normative Festlegungen wird empfohlen, das erforderliche Vorverdünnungsverhältnis nicht mehr in Abhängigkeit von der Temperatur an der Messstelle zu definieren, sondern eine feste Bezugstemperatur und damit -feuchte zu wählen, um eine einfachere und einheitlichere Vorgehensweise zu erreichen

Grundsätzliches

Bei Probegasen mit hohen Feuchten ist gemäß der einschlägigen Normen DIN EN 13725 und VDI 3880 [1,2] eine Probenahme mit Vorverdünnung erforderlich, um einen Verlust von Geruchsstoffen durch Kondensation zu vermeiden. Als brauchbares Verfahren hat sich das Prinzip der dynamischen Vorverdünnung mittels Gasstrahlpumpen erwiesen.

In Gasstrahlpumpen wird mit Hilfe eines Treibstrahls ein Unterdruck erzeugt, durch den sich Gas oder Flüssigkeit ansaugen lässt. Treibstrahl und angesaugtes Medium treten vollständig gemischt aus der Pumpe wieder aus.

Gasstrahlpumpen sind offene Systeme: Die Vorverdünnung wird ausschließlich durch die drei Drücke Treibmedium, Druck in der Abgasleitung und Gegendruck der Probenabfüllung bestimmt (Bild 1).

Die Pumpe steckt bei der Probenahme vollständig im Probengas führenden Kanal, so dass das warme Probengas die Beheizung übernimmt. Bis auf den Bereich vor der Drosselblende steht das gesamte System unter Überdruck, daher können Undichtigkeiten auf der Ausgangsseite nicht zu Verfälschungen des Messergebnisses führen.

Im Prinzip gilt dies auch für Undichtigkeiten vor der Pumpe, z. B. an der Blendendichtung. Diese beeinflussen maximal das Vorverdünnungsverhältnis, das durch Messungen kontrolliert wird. Auch hier tritt bei Undichtigkeiten keine fehlerhafte Probenahme auf.

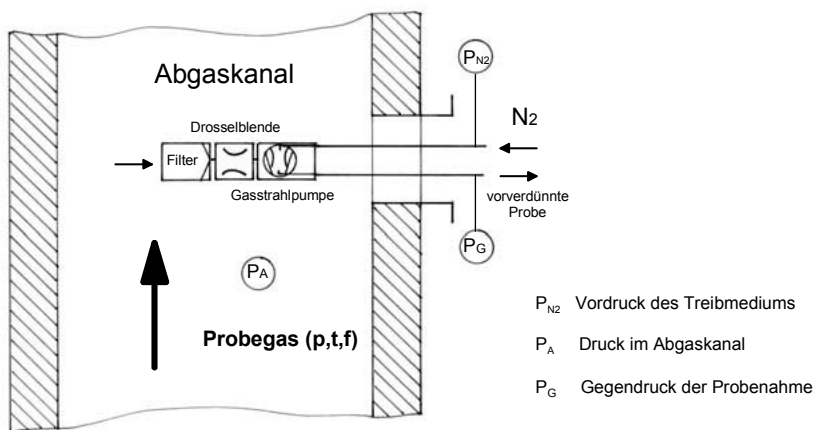


Bild 1: Gasstrahlpumpe in der Probenahmesituation

Da aus praktischen Gründen der Gegendruck der Probenabfüllung konstant gehalten wird, kann das Vorverdünnungsverhältnis gezielt durch einen Widerstand in der Ansaugleitung beeinflusst werden. Bei dem hier beschriebenen System wird dieser Widerstand durch kleine Blenden aus Edelstahl erzeugt. Als Treibmedium wird Stickstoff eingesetzt.

Diese zunächst einfache Verfahrensweise wirft eine Reihe von Fragen auf, die nachfolgend behandelt werden sollen.

Die Verhinderung von Kondensation im Probenbeutel, um den Übergang von Geruchsstoffen aus der Gas- in die Wasserphase zu verhindern und somit eine Verfälschung des Messergebnisses zu vermeiden, wurde bereits in den ersten Normen zur Geruchsprobenahme festgelegt

[3]. Die Grundidee ist verständlich, eine systematische Untersuchung des Effektes ist unseres Wissens bisher nicht erfolgt.

Damit der Effekt des Verlustes auftreten kann, müssten die Geruchsstoffe die Eigenschaft haben, zunächst im Kondensat im Beutel in Lösung zu gehen und sich bei der anschließenden Verdunstung des Wassers – Nalophan-Beutelmateriale ist wasserdampfdurchlässig – fest an die Oberfläche des Beutels zu binden und nicht wieder in die Gasphase überzutreten. Weiter ist als Erfahrungstatsache bekannt, dass eine Wäsche mit Wasser in der Regel nur geringe Wirkungsgrade bei der Geruchsminderung erzielt, so dass zu vermuten ist, dass normalerweise nur wenige Geruchsstoffe eine gute Wasserlöslichkeit besitzen. Diese Überlegungen führen zu der Schlussfolgerung, dass der Effekt der Probenahme mit Gasstrahlpumpen je nach Zusammensetzung des Abgases unterschiedlich ausfallen und nur begrenzte Auswirkungen auf das Messergebnis haben dürfte.

Nachfolgend sind Messergebnisse aus der Praxis dargestellt (Tabelle 1). Es handelt sich um Probenahmen im gleichen Abgas, die zeitgleich mit und ohne Vorverdünnung durchgeführt wurden.

Tabelle 1: Ergebnisse von Probenauswertungen mit und ohne Vorverdünnung

Anlage	Abgas	Abgasrandbedingungen			Vorverdünnung	Geruch	
		Temperatur °C	Feuchte g/m³	Druck Pa		unverdünnt GE/m³	verdünnt GE/m³
Futtermittelwerk	Pressenabluft	54	43	50	3	1400	3000
Gelatineproduktion	Rohgas Biofilter	28	31	-160	3,7	43000	57000
	Rohgas Biofilter	27	29	-190	4,8	26000	41000
Kompostwerk	Rohgas Biofilter	32	40	700	2,5	16000	15000
	Rohgas Biofilter	20	20	1000	1,7	6500	9200
	Rohgas Biofilter	31	37	1160	2,5	15000	16000
Fleischverarbeitung	TNV Reingas Fritteuse 1	140	50	0	3,2	4200	5700
	TNV Reingas Fritteuse 2	100	50	-15	3,5	4200	3200
Lackiererei	Lackierabluft mit TNV	86	8	750	2,8	83	57
Klärschlammrocknung	Rohgas vor Wäscher	43	67	-1170	3,9	7000	14000
	Rohgas vor Biofilter	41	60	115	7,2	18000	34000
Brotfabrik	Backstraße (Ofenabluft)	150	290	0	9	5300	7100
	Backstraße (Ofenabluft)	220	280	0	9,2	620	950
Papierfabrik	Vortrockenpartie	86	n. erm.	0	8,75	190	340
MBA	RT0	78	40	-10	2,5	130	180

Die in der Tabelle dargestellten Ergebnisse bestätigen die zuvor geäußerte Vermutung: Ein Effekt der Vorverdünnung ist in der Regel vorhanden, aber nicht besonders ausgeprägt. In der Regel steigt durch die Vorverdünnung mit Gasstrahlpumpen die am Olfaktometer bestimmte

Geruchsstoffkonzentration gegenüber der unverdünnt gezogenen Probe an. Dies entspricht der Erwartung und untermauert den Sinn der Vorverdünnung.

Der Effekt war bei den hier bestimmten Doppelproben auf den Faktor 2 begrenzt. Unterschiede zwischen vorverdünnten und unverdünnten Proben würden also in einer Größenordnung liegen, die auch zwischen Proben einer Serie auftreten könnten.

Bei Versuchen, bei denen aus einem Beutel mit (trockenem) Probegas mehrere Proben mit verschiedenen Vorverdünnungsverhältnissen gezogen und olfaktometrisch ausgewertet wurden, konnten keine Hinweise gefunden werden, dass die Messwerte mit steigender Vorverdünnung ansteigen würden (Beispiel in Bild 2).

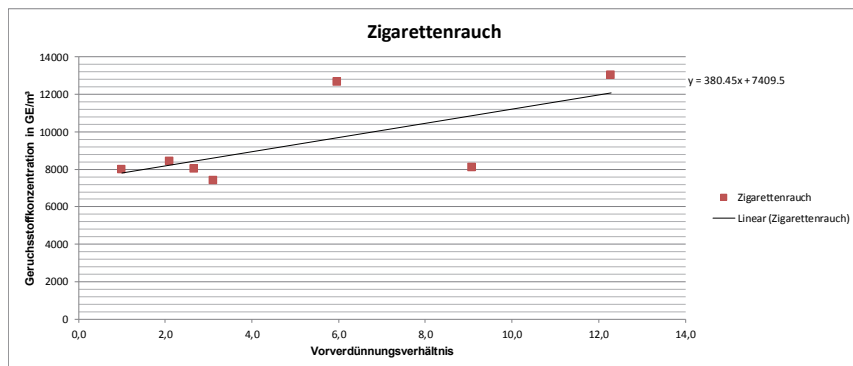


Bild 2: Olfaktometrische Messergebnisse an einer Zigarettenrauchprobe bei verschiedenen Vorverdünnungen

Kalibrierbarkeit von Gasstrahlpumpen

Gelegentlich findet man in Messberichten ein Kalibrierzertifikat einer Gasstrahlpumpe, deren Vorverdünnung bei normalen Umgebungsbedingungen getestet wurde und deren dabei bestimmte Verdünnung auf die Messung übertragen wurde. Dies ist im strengen Sinne nicht sachgerecht. Gasstrahlpumpen sind Strömungssysteme, deren Gasdynamik sich unter dem Einfluss von Temperatur- und Dichteänderungen ebenfalls verändert, vielleicht spielen auch konstruktive Faktoren eine Rolle.

Dies kann leicht nachgewiesen werden, wenn man eine Gasstrahlpumpe in den Luftstrom eines Heißluftföns hält und den Sauerstoffgehalt am Austritt der Pumpe überwacht. Unter dem Temperatureinfluss erhöht sich das Vorverdünnungsverhältnis.

Die allgemeine Erfahrung nach einer Vielzahl von Messungen lautet, dass das Vorverdünnungsverhältnis unter Probenahmebedingungen um so stärker von dem bei Normalbedingungen abweicht, je weiter Temperatur und Feuchte des Abgases von den Normalbedingungen abweichen, unter denen die Pumpe geprüft wurde. Einen mit wissenschaftlichen Methoden ermittelten Beleg oder gar ein Kennlinienfeld gibt es dafür nicht. In der nachfolgenden Tabelle 2 sind Ergebnisse aus praktischen Messungen dargestellt, die den Effekt zeigen.

Tabelle 2: Veränderung des Vorverdünnungsverhältnisses unter Probenahmebedingungen

Quelle	Temperatur °C	Feuchte g/m³	Vorverdünnung kalt			Vorverdünnung heiß			Vorverdünnung Abgas		
			%	%	VV	%	%	VV	%	%	VV
Schwaden S 1.1, 28.2.19	150	249	20,9	2,7	7,7				20,8	2,3	9,0
Schwaden S 1.1, 27.2.19	146	291	20,9	2,8	7,5				20,5	2,5	8,2
Brenner 11	216	282	20,9	3,4	6,1	20,9	2,4	8,7	18,3	2	9,2
Brenner 14	87	20	20,9	3,4	6,1	20,9	3	7,0	19,5	2,6	7,5
Brenner 16	218	174	20,9	2,9	7,2	20,9	3	7,0	11,5	1,4	8,2
Flüssigfutters tank	66	280	20,9	2,7	7,7				20,9	2,0	10,5
RNV 1, Q006	107	25	20,9	7,4	2,8				18,9	5,8	3,3
RNV 2, Q031	115	25	20,9	8,9	2,3				19,4	6,3	3,1
Hefetrocknung, Tr. 2	87	90	20,9	3,2	6,5				19,5	2,7	7,2
Hefetrocknung, Tr. 1	71	36	20,9	4,5	4,6				20,9	4,3	4,9
Hefetrocknung, Tr. 3	63	54	20,9	3,5	6,0				20,9	3,5	6,0
RTO	78	40	20,9	8,3	2,5	20,9	8,3	2,5	20,4	8	2,6
Rohgas Biofilter	30	35	20,9	8,4	2,5				20,3	7,9	2,6

Die Spalten „Vorverdünnung kalt“ zeigen die Messwerte bei Umgebungsbedingungen, die Spalten „Vorverdünnung Abgas“ die im Probengas. „Vorverdünnung heiß“ gibt die Messwerte mit Umgebungsluft unmittelbar nach Entnahme der Sonde aus dem Probengas wieder.

Der Effekt der Temperatur ist deutlich erkennbar. Die Veränderungen der Vorverdünnung sind für olfaktometrische Verhältnisse nicht dramatisch und bewegen sich in der Regel deutlich unterhalb des Faktors von 1,5.

Im Sinne einer messtechnisch exakten Vorgehensweise ist aber die Bestimmung des Vorverdünnungsverhältnisses an der Messstelle unabdingbar. Darüber hinaus sichert sie das Messergebnis auf andere Weise:

- Veränderungen der Pumpe, z. B. durch Verschmutzungen und Kondensat können erkannt werden bzw. bleiben ohne Einfluss auf das Messergebnis

- Nicht druckkompensierte Pumpen verändern das Vorverdünnungsverhältnis bei stark von der Umgebung abweichenden Abgasdrücken, hier ist eine Bestimmung an der Messstelle ohnehin erforderlich.

Bestimmung des Vorverdünnungsverhältnisses

In der VDI 3880 [2] ist festgelegt, dass Kondensation in den Probenbeuteln bis zur olfaktometrischen Auswertung vermieden werden soll. Gleichzeitig sollte der Vorverdünnungsfaktor auf 15 begrenzt werden.

Diese Regelung führt zu einem Konflikt bei hohen Abgasfeuchten und niedrigen Außentemperaturen. Ein Beispiel könnte eine Messung an einem Backofenschwaden einer Brotfabrik (siehe Tabelle 1) im Winter sein. Das Beispiel ist in Bild 3 in einer grafischen Darstellung der Sättigungsfeuchte eingezeichnet: Die Abgasfeuchte betrüge 250 g/m^3 , die Außentemperatur bei der Probenahme 5°C . Da der Probenbeutel sich auf die Außentemperatur angleicht, liegt die Sättigungsfeuchte bei ca. 7 g/m^3 . Theoretisch müsste die Vorverdünnung daher den Faktor 35 annehmen. In diesem Fall wäre gegen eine der Regelungen zu verstoßen, entweder eine Teilkondensation in Kauf zu nehmen oder den Faktor größer als 15 zu wählen.

In diesem Fall ist die Wahl des zu geringen Vorverdünnungsfaktors die bessere Lösung: Würde die Probe unverdünnt gezogen, müssten theoretisch mehr als 240 g/m^3 Feuchte ausfallen, bei einer Vorverdünnung von 15 wären es theoretisch noch 10 g/m^3 , also weit über 90 % der Kondensation werden vermieden. Nach oben vorgestellten Messergebnissen ist der Effekt der Kondensationsvermeidung ohnehin begrenzt, so dass ein wenig Restkondensat der deutlich problematischeren hohen Vorverdünnung vorzuziehen wäre.

Was spricht gegen hohe Vorverdünnungen? Es sind im Wesentlichen zwei Gründe: Zum einen werden die Durchmesser der Drosselblenden sehr klein und damit anfällig gegenüber Verschmutzungen (für den Faktor 15 wird bei der hier betrachteten Pumpenbauweise bereits ein Blendendurchmesser von 0,3 mm benötigt).

Zum anderen erhöht sich die Messunsicherheit der begleitenden Sauerstoffmessung. Bei Vorverdünnungen über 15 bewegt man sich auch bei vollem Sauerstoffgehalt in der Probenluft bereits im Bereich zwischen 5 und 10 % des Messbereichs und jede Veränderung der Nachkommastelle der Anzeige verändert die Vorverdünnung um einen ganzzahligen Wert.

Generell kann jedoch festgestellt werden, dass der Einfluss der Vorverdünnung auf die Gesamt-Messunsicherheit aufgrund des großen Beitrages der Olfaktometrie gering ausfällt.

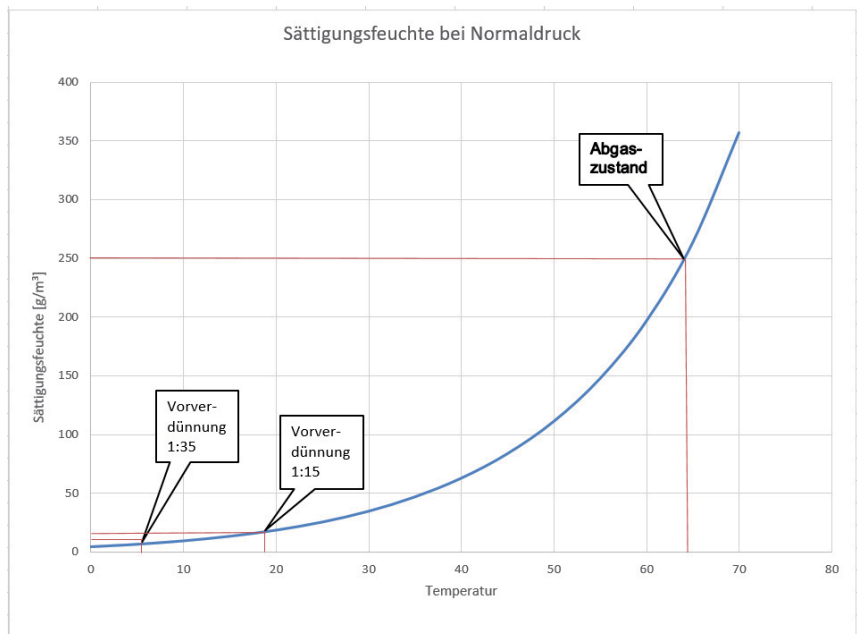


Bild 3: Verlauf der Sättigungsfeuchte über der Temperatur

Nach der jetzigen Regelung zur Bestimmung des Vorverdünnungsverhältnisses ist die Vorverdünnung stark außentemperaturabhängig. Die Außentemperaturen dürften bei den Messungen in 90 % der Fälle zwischen 5 und 30 $^{\circ}\text{C}$ liegen. Die zugehörigen Sättigungsfeuchten liegen bei 7 bzw. 35 g , das wäre bereits ein Faktor 5 Unterschied in der Vorverdünnung, da ja die jeweilige Sättigungsfeuchte der Außentemperatur nach der bisherigen Regelung das Vorverdünnungsverhältnis bestimmt.

Es kann durchaus vorkommen, dass bei Wintermessungen die Außentemperatur nach dem Sonnenaufgang um 10 oder 15 $^{\circ}\text{C}$ ansteigt, müsste man dann mit der Veränderung des Vorverdünnungsverhältnisses reagieren?

In dem genannten Temperaturbereich unter 30 $^{\circ}\text{C}$ ergibt sich aber, wie Bild 1 verdeutlicht, bezüglich des Kondensatausfalls kaum eine Änderung. Das oben dargestellte Beispiel mit den Backofenschwaden verdeutlicht, dass es günstig sein kann, einen kleinen Kondensatanfall in Kauf zu nehmen, um einen guten Arbeitsbereich der Pumpe zu erhalten.

Ganz generell führt das Beispiel auf die Frage, ob nicht grundsätzlich ein einfacherer Umgang mit der Vorverdünnung angestrebt werden sollte. Sinnvoll könnte die Festlegung einer festen

Sättigungstemperatur und damit –feuchte sein, von der aus das Vorverdünnungsverhältnis festgelegt wird, beispielsweise die Olfaktometrie-Bezugstemperatur von 20°C. Die zugehörige Sättigungsfeuchte beträgt 18,8 g/m³. Beträgt die Abgasfeuchte 50 g/m³, wäre vorzuverdünnen, wobei der Faktor bei mindestens 2,7 liegen sollte. Die Nachkommastelle spielt im praktischen Gebrauch ohnehin keine Rolle, da die handelsüblichen Pumpen nur über wenige feste Vorverdünnungsverhältnisse verfügen, da die Anzahl der Blendendurchmesser begrenzt ist. Verfügt das Messinstitut über eine Pumpe, die die Vorverdünnungen 5 und 10 herstellen kann, würde demnach die Vorverdünnung 5 gewählt.

Die Vorverdünnung würde mit dieser Vorgehensweise unabhängig von der Außentemperatur bestimmt. Das ist auch insofern von Vorteil, als es sich als günstig erwiesen hat, die Pumpen am Tag vor der Messung im Messlabor vorzubereiten, d. h. mit den entsprechenden Blenden zu versehen. Die Bestückung der Pumpe ohne Zeitdruck und unter sauberen Randbedingungen ist einer Konfektionierung an der Messstelle vorzuziehen.

Praktischer Einsatz an der Messstelle

Hohe Temperaturen: Der Einsatz von Gasstrahlpumpen ist bei der hier vorgestellten Bauart durch die Erweichungstemperatur von Teflon beschränkt. Dichtungen aus diesem Material werden dann durch den Anpressdruck der Schrauben aus dem Dichtspalt gepresst, der damit undicht wird. Die Einsatztemperatur der Pumpen ist damit auf eine Temperatur von ca. 250°C beschränkt.

Höhere Temperaturen kommen regelmäßig z. B. bei Biogasmotoren und Kaffeeröstern vor. So lange kein Dichtungsmaterial mit höherer Temperaturfestigkeit zur Verfügung steht, bestehen folgende Möglichkeiten:

- Verlängerung der Sonde vor der Pumpe und Einsatz der Pumpe unbeheizt: Man kann die berechnete Hoffnung hegen, dass es in der Mischkammer durch die Zuführung des heißen Probegases aus der Sonde und bei Einstellung eines eher zu hohen Vorverdünnungsverhältnisses nicht zu Kondensation kommt. Generell ist in diesem Fall auf die Dichtigkeit der Pumpe vor der Blende zu achten, da sonst angesaugte Umgebungsluft die Probenahme verfälscht.
- Feste Positionierung der Pumpe im Einflussbereich der Abgaswärme: Man verzichtet auf die Teflondichtungen an der Blende und lässt diesen in den heißen, aus der Messöffnung austretenden Abgasstrom eintauchen. Dadurch nimmt er nicht die volle Abgastemperatur an.

Probenahme in reinem Wasserdampf

Diese Aufgabenstellung ist zwar selten, kommt aber vor (z.B. Autoklavenabluft, Wasserdampf aus Vulkanisationsprozessen, Entkoffeinierung). Eine Probenahme ist dann ohnehin nur unter Verwendung einer Vorverdünnung möglich. Solange eine experimentelle Bestätigung aussteht, wird vorgeschlagen, trotz der weiter oben dargestellten Befunde die Probenahme mit einem maximalen Vorverdünnungsverhältnis durchzuführen und das bei der kalten Kalibrierung der Pumpe an der Messstelle festgestellte Vorverdünnungsverhältnis für die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration zu verwenden.

Sauerstoffmessung

Bei der Bestimmung des Vorverdünnungsverhältnisses durch Sauerstoffmessung sind prinzipiell zwei Verfahren denkbar: Die Messung im Beutel und die direkte Messung an der Gasstrahlpumpe. Die praktische Erfahrung zeigt, dass die im Beutel gemessene Sauerstoffkonzentration immer geringfügig höher ist (0,1 – 0,2 %), als die an der Pumpe bestimmte. Dadurch ergeben sich leicht geringere Vorverdünnungsverhältnisse.

Bei stark schwankenden Sauerstoffkonzentrationen im Abgas kann parallel zur verdünnten Probe eine unverdünnte gezogen werden. Anschließend wird das Vorverdünnungsverhältnis durch Sauerstoffmessungen in den Beuteln bestimmt.

- [1] DIN EN 13725 Luftbeschaffenheit, Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Beuth-Verlag Berlin Juli 2003
- [2] VDI 3880 Olfaktometrie, Statische Probenahme, Beuth-Verlag Berlin Oktober 2011
- [3] VDI 3881, Olfaktometrische Geruchsschwellenbestimmung, Grundlagen, Beuth-Verlag Berlin, Mai 1986

Überblick über die Anforderungen der EN 13725:2003 im Vergleich zu den Änderungen im Entwurf 06/2019

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

Kurzfassung

Die EN 13725 Luftbeschaffenheit - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie [1], wurde nach sieben Jahren Bearbeitungszeit 2003 verabschiedet.

Aufgrund fehlender Konkretisierung in Punkten wie Messunsicherheit oder Probenahme in der gültigen Fassung der Norm aus 2003 wurden in Deutschland die VDI 3880 Probenahme [2] im Jahr 2011 und die VDI 3884 Ausführungshinweise zur EN13725 [3] im Jahr 2015 veröffentlicht.

Bereits seit 2012 arbeitet die CEN TC 254 WG2 – an einer Neufassung, deren Entwurf in diesem Sommer vorlag.

Die Einspruchsphase ergab ein 109 Seiten langes Dokument, die erste Einspruchssitzung der Arbeitsgruppe ist im Januar 2020 in Delft.

Welche Details des Entwurfes es in die Endfassung schaffen und welche Auswirkungen das für die tägliche Arbeit mit der Olfaktometrie nach sich zieht, ist zur Zeit noch schwer vorherzusehen.

Abstract

The European standard EN 13725 Air quality - Determination of odor concentration with dynamic olfactometry was adopted after seven years of processing in 2003.

Due to a lack of concretization in points such as measurement uncertainty or sampling in the current version of the standard from 2003, the VDI 3880 Sampling (in 2011) and the VDI 3884 interpretation notes on EN 13725 (in 2015) were issued in Germany.

Since 2012 CEN TC 254 WG2 is working on a new version, with a draft available this summer.

The enquiry phase resulted in a 109-page document, the first enquiry meeting of the working-group is in Delft in January 2020.

Which details of the draft will make it into the final version and what impact this has on the daily work in olfactometry is currently difficult to predict.

1. Die Änderungen des aktuellen Entwurfs

Zunächst fällt auf, dass sich der Titel geändert hat, dieser lautet im neuen Entwurf „Emissionen aus stationären Quellen — Bestimmung der Geruchskonzentration durch dynamische Olfaktometrie und die Geruchsemissionsrate stationärer Quellen“ was bereits vermuten lässt, dass die Probenahme ausführlicher behandelt wird. Es erscheint hier bereits wenig glücklich, all diejenigen Olfaktometerlabore auszuschließen, die nicht im Umweltschutz arbeiten.

Weiter ist der Entwurf nun inklusiv Anhang 126 Seiten lang, die aktuell gültige Version hat einen Umfang von „nur“ 74 Seiten. Dies liegt in der Umstrukturierung (Tabelle 1) sowie der Erweiterung in den Punkten der Geräteanforderungen, der Messunsicherheit, der Probenahme, der Messplanung sowie der Qualitätssicherung.

Tabelle 1: Kapitel im Vergleich

<i>ENTWURF 2019</i>	<i>Gültige Fassung 2003</i>
1 Anwendungsbereich	1 Anwendungsbereich
2 Normative Verweisungen	2 Normative Verweisungen
3 Begriffe	3 Begriffe und Symbole
4 Symbole und Abkürzungen	4 Messprinzip
5 Kurzbeschreibung des Verfahrens	5 Qualitätsanforderungen an die Leistungsfähigkeit des Verfahrens
6 Geräte und Materialien Probenahmeeinrichtung Probenbehälter Gase Verdünnungsapparat Riechraum Panel	6 Materialien, Gase und Prüfer
7 Leistung und Bestimmung der Leistungskenngrößen Genauigkeit – statistisches Modell Allgemeine sensorische Qualitätsanforderungen Qualitätsanforderungen an Verdünnungsapparate	
8 Messziel und Messplan Voruntersuchung Messplan	
9 Messverfahren Probenahme Punktquelle Flächenquellen Olfaktometrische Analyse	7 Probenahme 8 Darbietung der Geruchsstoffe an die Prüfer Forced Choice J/N, Verdünnungsreihe
10 Qualitätssicherungs- und Qualitätskontrollverfahren	

Auffällig ist auch, dass im Kapitel 9 zwar deutlich mehr Inhalt zur Probenahme zu finden ist als in der gültigen Version aus 2003, dennoch in einigen entscheidenden Punkten, wie zum Beispiel der Beprobung von passiven Flächenquellen, wenig Konkretes steht. Dies lässt sich auch daran erkennen, dass im Laufe der Diskussionen in der Arbeitsgruppe viele zum Beispiel in der VDI 3880 festgelegte Punkte aus dem normativen Hauptteil in den informativen Anhang „geschoben“ wurden.

2. Die gravierendsten Einsprüche

Wie sich schon durch die kontroversen Diskussionen in den Sitzungen der WG2 abzeichnete, gab es in der Einspruchsfrist sehr viele Eingaben aus den Mitgliedsländern (Tabelle 2), besonders aus denen, die in der Arbeitsgruppe WG2 vertreten waren, besonders fleißig waren hier Italien und Deutschland.

Tabelle 2: Einsprüche aus den Ländern

Land	Anzahl Seiten
FR	1
BE	2
AT	5
NL	6
UK	7
HU	10
DE	32
IT	40
Gesamt	103

Die gravierendsten Kritikpunkte am vorliegenden Entwurf beziehen sich auf die Probenahme, die Anforderungen an die im Kontakt mit der Probenluft stehenden Materialien sowie die Bestimmung der Messunsicherheit. Insbesondere die Unklarheit in der Probenahme führte zum vom deutschen Spiegelgremium eingebrachten Vorschlag, die Norm in zwei Blätter zu teilen und die Probenahme gesondert zu behandeln. Dies hätte den Vorteil, dass man sich für die Ausgestaltung der Probenahme mehr Zeit lassen könnte und die Überarbeitung der EN 13725 für den messtechnischen Teil schneller vollzogen werden kann. Ein weiterer nicht zu vernachlässigender Vorteil wäre die Anwendbarkeit und Erlangung einer Akkreditierung nur für den Bereich der olfaktometrischen Messung, was außerhalb Deutschlands häufig der Fall ist und innerhalb Deutschlands für Labore, die nicht im Umweltbereich tätig sind, grundlegend wäre.

3. Probenahme

Für die allgemeinen Anforderungen an die Probennahme wurden zwar viele Aspekte aus der VDI 3880 übernommen, zumeist wurden diese aber nur als „kann-Formulierung“ beschrieben. Beispiele hierfür sind die Vorkonditionierung von Beuteln vor der Probenahme und die statische Vorverdünnung mit einem Vorverdünnungsfaktor von mehr als drei.

Von praktischem Nutzen ist, dass die Vorverdünnungsapparatur zwar grundsätzlich den gleichen Kalibrieranforderungen unterliegt wie das Olfaktometer, der Verdünnungsfaktor zur Auswertung der Messwerte aber anschließend aus dem Verhältnis zwischen der Sauerstoffkonzentration der Probenquelle und der Sauerstoffkonzentration der verdünnten Probe berechnet werden kann.

Was wiederum wenig sinnvoll ist, dass die Messunsicherheit des Verdünnungsfaktors mit weniger als 10 % für die Vorverdünnung nur halb so groß ist wie für das Olfaktometer (20%).

Gleich geblieben ist auch die sehr großzügige Auslegung der Probenlagerungszeit. Hier dürfen wie schon in der ursprünglichen Version zwischen der Probenahme und der Analyse per Konvention bis zu 30 Stunden vergehen.

Die Probenahmezeit wurde zwar für den Fall, dass keine wesentlichen Schwankungen zu erwarten sind, mit 30 Minuten angegeben, durch die „sollte“ Formulierung wurde dies aber nicht als fester Standard beschrieben. Im Gegensatz hierzu muss in der VDI 3880 eine Abweichung von der 30 Minuten Probenahme begründet werden.

Auch ist eine dreifache Beprobung einer Quelle nicht festgeschrieben, stattdessen findet sich die allgemeine Aussage „Die Messunsicherheit wird durch die Erhöhung der Anzahl der wiederholten Geruchsstoffmessungen reduziert“ sowie ein Verweis auf die EN 15259.

Der Part über die Beprobung an Punktquellen ist denkbar kurz verfasst und besteht nur aus Verweisen auf die EN 15259 und die EN 12619 sowie für die Volumenstrommessung zur Berechnung der Geruchsstoffströme auf die EN ISO 16911-1.

Bei den Flächenquellen werden wie schon in der VDI 3880 passive und aktive Flächenquellen unterschieden. Ab einer Austrittsgeschwindigkeit $v > 0,008$ m/s gelten Quellen demnach als aktive Flächenquellen und darunter als passive Flächenquellen.

Für die aktiven Quellen wurden die Vorgaben der VDI 3880 übernommen, bei der die Probenahmehauben mit einer Grundfläche von 1 m^2 und einem Austrittskanaldurchmesser von $0,14 \text{ m}$ bis $0,2 \text{ m}$ zu verwenden ist.

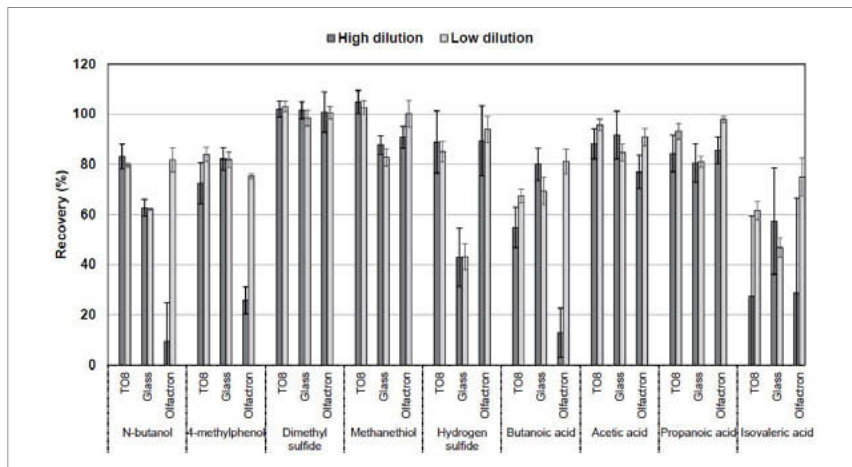
Leider formuliert der Abschnitt über passive Flächenquellen keine konkreten Vorgaben zur Ermittlung des spezifische Geruchsstoffemissionsstrom (SOER - Specific odour emission rate). Es wird auf die verschiedenen Verfahren wie etwa Flux-Hauben und Windtunnel verwiesen, die zum Teil extreme Unterschiede in den berechneten SOER ergeben.

Weiter wird beschrieben, dass belüftete Probenahmehauben genutzt werden, um eine gewisse Normung der Massenübertragungsbedingungen zu erreichen, es finden sich aber keine konkreten Vorgaben wie Abmessungen, Belüftungsraten oder Luftwechsel. Diese Tatsache macht dieses Kapitel schlicht unbrauchbar, um reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen.

4. Anforderungen an Materialien

Der wesentliche Anstoß zur Überarbeitung dieser Normpassagen liegt in Studien der Universität Arhus (DK) von Kasper, P.L., et al [4]. Diese Studien belegen eine reduzierte Wiederfindungsrate von schwefelhaltigen Komponenten in Olfaktometern. Diese Tatsache ist nicht verwunderlich, da alle in der Olfaktometrie eingesetzten Verdünnungssysteme in ihren Hauptbaugruppen aus Edelstahl bestehen und dieser Effekt bereits lange bekannt ist. Da die aktuelle Fassung der EN13725 Edelstahl als geeignetes Material beschrieben hat, haben sich alle Hersteller von Olfaktometern an dieser Vorgabe orientiert.

Die Studien der Universität Arhus werfen allerdings einige Fragen auf. Welche Auswirkung hat eine Wiederfindungsrate von zum Beispiel 70% (Grafik 1) auf Schwefelwasserstoff auf die Antworten eines Prüferpanels, das eine Umweltprobe mit einer Vielzahl geruchsrelevanter Substanzen bewerten muss? Diese für eine konkrete Normfestlegung in der EN13725 zwingend notwendige Studie fehlt bis heute.



Grafik 1: Wiederfindungsrate für hohe (Verdünnungsfaktor 1300) und niedrige (Verdünnungsfaktor 250) Verdünnungen im TO8 Olfaktometer, im Glas-Olfaktometer und im Olfaktom am Ende einer 15 Sekunden Darbietung [4]

In Kap. 6.2.2 werden nun folgende Materialien für Probenahmeeeinrichtungen genannt:

- PTFE (Polytetrafluorethylen);
- Tetrafluoroethylen-Hexafluorpropylen-Copolymer (FEP);
- Polyethyleneterephthalat (PET, Nalophan™);
- Titan;
- Edelstahl mit einer geeigneten Beschichtung, um wesentliche reduzierte Wiederfindungs-raten, insbesondere von H₂S und reduzierte Schwefelstoffe zu vermeiden;

In Kap. 6.3.1 finden sich die Materialien für Probenbehälter (Beutel)

- Fluorpolymere wie etwa Tetrafluorethylen-Hexafluorpropylen-Copolymer (FEP), Polyvinylfluorid (PVF, Tedlar™), Polyvinylidendifluorid (PVDF);
- Polyethyleneterephthalat (PET, Nalophan™).

Fraglich sind dann die konkreten Vorgaben, die sich in Kapitel 6.5.1, Aufbau des Olfaktometers, finden.

Hier heißt es:

„Die allgemeinen Anforderungen an Materialien, die in Kontakt mit Neutralluft oder geruchsbefaheten Gasen kommen, sind in Unterabschnitt 0 angegeben. In dynamischen Verdünnungssystemen verwendete Materialien dürfen die Wiederfindungsrate bekannter Geruchsstoffe nicht um mehr als 80 % reduzieren.“

Und:

„Die Einstellzeit des Messgeräts des Olfaktometers muss ausreichend sein, damit 90 % der Zielkonzentration für bekannte Geruchsstoffe erreicht werden können, bevor der Reiz den Prüfern präsentiert wird.“

Sowie:

„Die Wiederfindungsrate und Einstellzeit des Messgeräts von Olfaktometern muss durch Messungen mindestens der folgenden Bestandteile nachgewiesen werden:“

- a) H_2S ;
- b) n-Butanol;
- c) Propansäure;
- d) Dimethylsulfid.

Man müsste demnach für jedes Olfaktometer zumindest den Test mit den Substanzen a bis d durchführen, ohne damit den Passus „bekannter Geruchsstoffe“ vollständig zu erfüllen, davon gibt es ja bekanntlich sehr viel mehr.

Der vom deutschen Spiegelgremium als Einspruch eingebrachte Vorschlag ist, darauf zu verweisen, dass es diese Einflüsse gibt, aber für Edelstahl nicht zwingend eine Beschichtung

vorzuschreiben, sondern lediglich eine geeignete Behandlung oder Auswahl der Legierung des Edelstahls zu fordern, die die Wiederfindung verbessert. Ein messtechnischer Nachweis soll für Mischgerüche wie Umweltproben nicht erfolgen. Dies wird nur für Messungen von Einzelstoffen vorgeschlagen, bei denen mit einer relevanten Auswirkung auf die Messergebnisse aufgrund der verminderten Wiederfindungsrate gerechnet werden muss.

5. Messunsicherheit, Referenzstoffe und EROM (European Reference Odour Mass)

Der neue Entwurf der EN 13725 beschreibt nun, dass das Labor eine Geruchsstoffmessung einer Umweltprobe mit zeitnaher Geruchsstoffmessung eines zertifizierten Referenzmaterials vornehmen soll. Dies ist heute schon Alltag fast aller Olfaktometrielabore.

Damit soll ein Labor eine allgemeine Unsicherheitsschätzung für alle normalen, vom Labor durchgeführten Messungen erstellen. Dieser müssen Unsicherheitsdaten der gesamten Panelmitglieder über den gesamten relevanten Zeitraum und die Beurteilung der üblichen Praktik zu Grunde liegen. Diese Punkte werden heute bereits in der Vorgehensweise nach VDI 3880 erfüllt.

Der vorliegende Vorschlag des EN 13725 Entwurf hierzu ist allerdings sehr aufwendig.

Hier soll die Unsicherheitsschätzung aus paarweisen Messungen unter Verwendung des primären Referenzgeruchsstoffs (n-Butanol) oder eines sekundären Referenzstoff, für den ein eigener EROM Wert ermittelt wird, erfolgen.

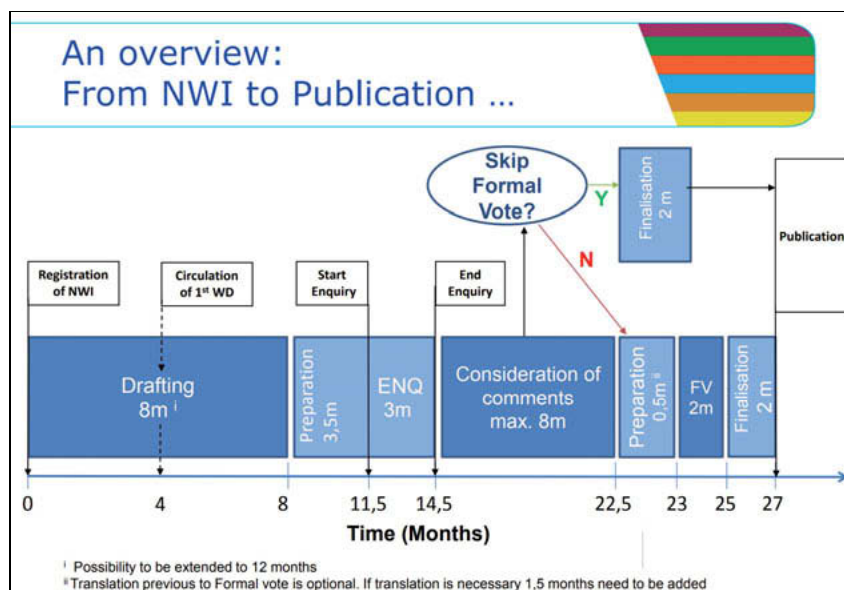
Am Ende wird dieser U_{CRM} noch mit der Unsicherheit der Verdünnungseinheit U_{dilution} addiert, um die Gesamtunsicherheit zu erhalten.

Ein Verfahren, welches sehr aufwendig erscheint und letztlich keine bessere Einschätzung der Messunsicherheit ergibt als das in der VDI 3884 beschriebene Verfahren unter Verwendung der kontinuierlich aufgezeichneten Werte des primären Referenzgeruchsstoffs (n-Butanol).

Die Ermittlung von EROM Werten für neue Referenz-Geruchstoffe wird im Entwurf durch Vergleich mit dem primären Referenzstoffs n-Butanol mit mindestens 16 Prüfern und 128 einzelnen ITE Werten beschrieben. Der Fehler liegt hier darin, dass ein EROM (European!) per Konvention von einer Normungsgruppe festgelegt werden sollte und nicht von einem Labor selber bestimmt werden kann. Es könnte hierbei zu der Situation kommen, dass zwei Labore für den gleichen Geruchstoff auf unterschiedliche EROM Werte kommen, die beide die Anforderungen der EN13725 erfüllen.

6. Zeitschiene der CEN TC 254 – WG2

Wie geht es jetzt weiter? Laut Zeitplan der CEN (Grafik 2) dauert die Bearbeitung der Eingaben nach Abschluss der Einspruchsfrist 8 Monate. Demnach endet diese im Mai 2020, was angesichts der vielen Einwendungen und der ersten Sitzung im Januar schwer zu erreichen sein dürfte. Nach der redaktionellen Bearbeitung (Preparation) und der Übersetzung in die jeweiligen Landessprachen (Deutsch, Französisch) schließt sich die formelle Abstimmung der Mitgliedsländer an, für die zwei Monate angesetzt sind. Weitere zwei Monate sind für die finale Fertigstellung eingeplant. Daher wird die Neufassung frühestens Ende 2020 erscheinen.



Grafik 2: CEN Zeitschiene vom Entwurf zur Richtlinie [5]

7. Fazit

Die möglichen Auswirkungen auf die Olfaktometrie in der Laborpraxis wären bei der unveränderten Freigabe des heutigen Entwurfs in einigen Bereichen erheblich.

Während es sicherlich sinnvoll ist, die Anforderung an die Materialien und den Nachweis der Eignung im Vergleich zur gültigen Fassung zu verschärfen, müssen die Anforderungen im Bereich des Standes der Technik, also der machbaren Anforderungen nebst Eignungsnachweisen liegen.

Im Bereich der Probenahme sind die Veränderungen für Umweltlabore nicht erheblich. Die Veränderungen für die Anforderungen an die Probenahme sind zwar im Vergleich zur aktuellen Fassung verschärft, da sie jedoch nicht umfassend für alle Quellformen beschrieben wird, werden voraussichtlich weiterhin weitere Richtlinien zur Konkretisierung nötig sein. Für Labore außerhalb des Umweltbereiches (z.B. Produkt- und Materialforschung, Geruchstoffherstellung) kann – bei vorliegender oder angestrebter Akkreditierung – eine Trennung der Norm in zwei Teile bedeutsam sein.

Weitere Anforderungen im Bereich der Messunsicherheitsbetrachtung könnten dazu führen, dass n-Butanol als Referenzstoff eine noch größere Bedeutung bekommt, obwohl bekannt ist, dass die Empfindlichkeit eines Prüfers oder Prüferpanels auf einen Einzelstoff nach aktueller Kenntnis nicht per se übertragbar auf andere Substanzen oder Stoffgemische ist. Es sollte eher eine Regelung getroffen werden, die konform zur bestehenden europäischen Normung (EN ISO 20988) ist.

Die vom deutschen Spiegelgremium eingereichten Einsprüche zielen darauf ab, die Olfaktometrie auf dem Stand der Technik als machbare Methode umzusetzen und beinhalten die detaillierte Betrachtung aller Normpunkte.

- [1] DIN EN 13725 2003-07 sowie DIN EN 13725 Berichtigung 1 2006-04
Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie
- [2] VDI 3880 2011-10
Olfaktometrie – Statische Probenahme
- [3] VDI 3884 Blatt 1 2015-02
Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie – Ausführungshinweise zur Norm DIN EN 13725
- [4] Kasper, P.L., et al, Effects of Dilution Systems in Olfactometry on the Recovery of Typical Livestock Odorants Determined by PTR-MS. , Sensors 2017, 17(8); doi: 10.3390/s17081859.
- [5] CEN TC 254 WG2, Information des WG2 Sekretariats

Vergleich der statischen und dynamischen Methode der Fahnenmessung gemäß Europäischer Norm DIN EN 16841-2

Dipl.-Phys. Ing. **Frank Müller**, B. Eng. **Pia Leuker**,
Uppenkamp + Partner GmbH, Ahaus

Kurzfassung

In der europäischen Norm DIN EN 16841-2 „Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen, Teil 2: Fahnenmessung“ werden mit der statischen Fahnenmessung und der dynamischen Fahnenmessung zwei unterschiedliche Methoden aufgeführt. In Bezug auf die Fahnenausdehnung werden für die dynamische und statische Fahnenmessung der Anwendungsbereich und die Ergebnisse als gleichwertig angesehen. Bei beiden Varianten besteht eine Einzelmessung in der Bestimmung des Vorhandenseins oder Nichtvorhandenseins von erkennbarem Geruch zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem bestimmten Messpunkt. Werden beide Methoden normkonform durchgeführt, sollten sie zu vergleichbaren Ergebnissen führen, nämlich zur Abschätzung der Ausdehnung einer Geruchsfahne unter definierten meteorologischen Randbedingungen. Somit sind die meteorologischen Bedingungen während der Begehungen zu erfassen und zu dokumentieren. Im nachfolgenden Beitrag werden die Ergebnisse einer Untersuchung zur Vergleichbarkeit der statischen und dynamischen Methode bei der Bestimmung der Fahnenreichweite vorgestellt.

1 Einleitung

Im März 2017 ist die europäische Norm DIN EN 16841-2 „Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen, Teil 2: Fahnenmessung“ erschienen. Mit Erscheinen dieser Norm hat die VDI-Richtlinie zur Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen mittels Fahnenmessung, VDI 3940-2 ihre Gültigkeit verloren. Wesentlicher Unterschied der europäischen Norm zur VDI-Richtlinie ist die Aufnahme einer zweiten Verfahrensvariante, die sogenannte dynamische Fahnenmessung. Gemäß DIN EN 16841-2 werden der Anwendungsbereich und die Ergebnisse, in Bezug auf die Fahnenausdehnung, für die dynamische und statische Fahnenmessung als gleichwertig angesehen. Bei beiden Varianten besteht eine Einzelmessung in der Bestimmung des Vorhandenseins oder Nichtvorhandenseins von erkennbarem Geruch zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem bestimmten Messpunkt. Die zwei Verfahrensvarianten unterscheiden sich vor allem hinsichtlich des Personals und Zeitaufwandes. Während bei der statischen Fahnenmessung fünf Prüfer und ein Versuchsleiter erforderlich sind, werden für die dynamische Fahnenmessung lediglich zwei Prüfer benötigt.

Zudem können mit der statischen Fahnenmessung neben der Reichweite und der Ausdehnung der Geruchsfahne die Geruchszeitanteile und Geruchsintensitäten mit erfasst werden. Die für die Beschreibung der Fahnenausdehnung mindestens erforderlichen Daten sind der Schätzwert der maximalen Reichweite der Geruchsfahne und die maximale Fahnenbreite.

2 Messprinzip

Die Fahnenmessung beschreibt neben der Rastermessung einen zweiten Weg Gerüche im Feld zu messen. Das Hauptziel der Fahnenmessungen ist die Abschätzung der Ausdehnung einer Geruchsfahne unter definierten meteorologischen Randbedingungen. Somit sind die meteorologischen Bedingungen während der Begehungen zu erfassen und zu dokumentieren.

In der Norm werden für die Fahnenmessung zwei unterschiedliche Methoden aufgeführt:

- Statische Fahnenmessung und die
- Dynamische Fahnenmessung.

Die statische Fahnenmessung ist die in der Vergangenheit in Deutschland üblicherweise angewandte Methode. Sie beruht prinzipiell auf der Richtlinie VDI 3940 Blatt 2. Die Methode der dynamischen Fahnenmessung geht auf ein Verfahren zurück, das in Belgien vor mehr als 20 Jahren eingeführt worden ist.

Gemäß DIN EN 16841-2 kann eine Fahnenmessung entweder nach der Methode der statischen oder dynamischen Fahnenmessung erfolgen, wobei in beiden Fällen nur nach DIN EN 13725 freigegebene Prüfer eingesetzt werden dürfen. Werden beide Methoden normkonform durchgeführt, sollten sie zu vergleichbaren Ergebnissen führen, nämlich zur Abschätzung der Ausdehnung einer Geruchsfahne.

2.1 Statische Fahnenmessung

Bei der statischen Fahnenmessung befinden sich die Prüfer an mindestens 5 definierten Messpunkten auf einer Schnittlinie senkrecht zur Ausbreitungsrichtung der Geruchsfahne, wobei die Abstände der Prüfer so gewählt werden, dass möglichst die geschätzte Breite der Geruchsfahne erfasst wird.

Eine statische Fahnenmessung besteht aus mehreren Einzelmessungen auf mehreren Schnittrlinien senkrecht zur aktuell vorherrschenden Windrichtung in unterschiedlichen Entfernungen zur Quelle. Um zu gewährleisten, dass die Geruchsfahne vollständig erfasst wird, sollte eine Schnittrlinie in einer ausreichend großen – ohne Geruch – Entfernung zur Quelle liegen. Bild 1 zeigt eine schematische Darstellung der statischen Fahnenmessung.

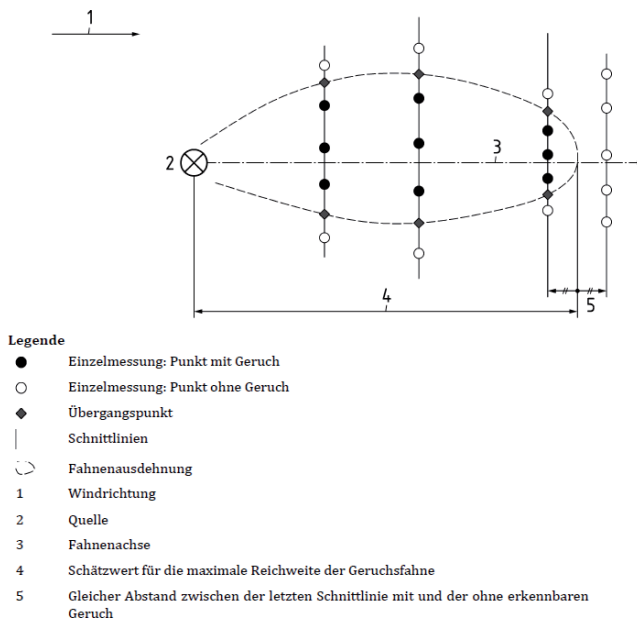


Bild 1: Schematische Darstellung der Methode der statischen Fahnenmessung (aus DIN EN 16841-2:2016)

Alle Einzelmessungen auf einer Schnittrlinie werden zeitgleich durchgeführt. Die Dauer einer Einzelmessung beträgt in der Regel 10 Minuten. Während des 10-minütigen Messzeitintervalls werden die Gerüche mit Hilfe der Taktmethode (Abfrage alle 10 Sekunden) erfasst, so dass sich 60 Takte je Messzeitintervall ergeben. Das Messergebnis ist als Geruchsstunde zu werten, wenn mindestens 10 % der Takte im Messzeitintervall der zu untersuchenden Geruchsqualität zugeordnet werden können. Bei weniger als 6 Takten mit Geruch (10 %) gilt der Geruch als nicht vorhanden.

Die Ausdehnung der Geruchsfahne wird unter Berücksichtigung der ermittelten Übergangspunkte durch einen geglätteten, interpolierten Linienzug dargestellt. Dabei ist ein Übergangspunkt der Punkt in der Mitte zwischen zwei benachbarten Punkten mit und ohne Geruch (siehe Bild 1).

2.2 Dynamische Fahnenmessung

Bei der dynamischen Fahnenmessung durchlaufen die Prüfer die Geruchsfahne im Lee der Anlage und beurteilen in regelmäßigen kurzen Intervallen ihren Geruchseindruck. Durch abwechselndes Betreten und Verlassen der Geruchsfahne kann jeweils der Übergang zwischen dem Nichtvorhandensein und dem Vorhandensein vom zu untersuchenden Geruch bestimmt werden. Dabei ist es möglich die Messungen von der Quelle weg oder zur Quelle hin durchzuführen. Für die dynamische Fahnenmessung sind mindestens zwei Prüfer erforderlich, um die Messungen zeitgleich und räumlich unabhängig voneinander durchzuführen.

Bild 2 zeigt eine schematische Darstellung der dynamischen Fahnenmessung.

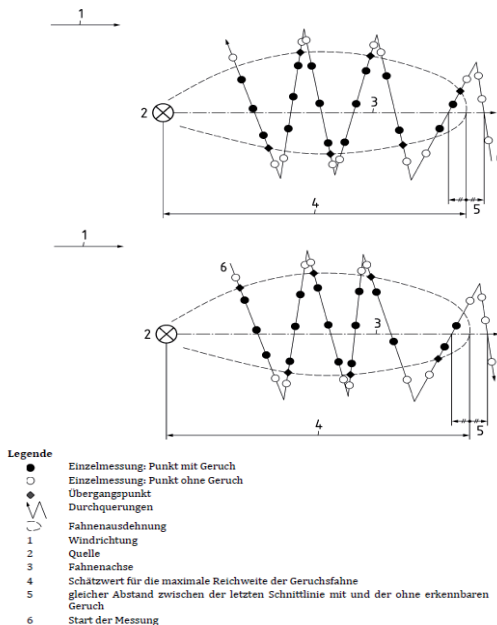


Bild 2: Schematische Darstellung der Methode der statischen Fahnenmessung (aus DIN EN 16841-2:2016)

Die Ausdehnung der Geruchsfahne wird wie bei der statischen Methode unter Berücksichtigung der ermittelten Übergangspunkte durch einen geglätteten, interpolierten Linienzug dargestellt.

2.3 Begleitende meteorologische Messungen

Die Ausdehnung einer Geruchsfahne wird direkt von der Windrichtung, der Windgeschwindigkeit und der Stabilität der Atmosphäre beeinflusst. Deshalb müssen während der Fahnenmessungen repräsentative meteorologische Messungen folgender Parameter erfolgen:

- Windrichtung,
- Windgeschwindigkeit,
- Turbulenz und Temperatur.

Gemäß DIN EN 16841-2 werden folgende meteorologische Bedingungen für die Durchführung von Fahnenmessungen als geeignet angesehen:

- kein signifikanter Niederschlag;
- Umgebungstemperaturen über 0 °C;
- Schwankungsbreite der Windrichtung weniger als $\pm 25^\circ$;
- mittlere Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe zwischen 2 und 8 m/s;
- Turbulenzklassen leicht stabil, neutral oder leicht labil.

3 Durchführung der Fahnenmessungen

Im Rahmen einer Bachelorarbeit wurden an einem Aufzuchtbetrieb für Sauen an fünf Mess-tagen statische und dynamische Fahnenmessungen in Anlehnung an die Europäische Norm DIN EN 16841-2 durchgeführt. Der Betrieb wurde für die Untersuchung ausgewählt, da das Umfeld gut begreifbar ist und keine weiteren geruchsemitierenden Betriebe vorhanden sind. Die Lage des Aufzuchtbetriebes ist Bild 3 zu entnehmen.



Bild 3: Lage des Aufzuchtbetriebes

Vor jedem Messtag wurden die zu erwartenden meteorologischen Bedingungen anhand der Online-Portale www.windfinder.de und www.windy.de überprüft und die Tierplatzzahlen abgefragt. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, um sicherzustellen, dass am Messtag hinsichtlich Windrichtung und -geschwindigkeit sowie Stallemissionen geeignete Bedingungen zu erwarten sind.

Bei der statischen Fahnenmessung wurden die Prüfer entsprechend der Ausdehnung der Geruchsfahne am jeweiligen Messtag auf mehreren Schnitlinien quer zur Ausbreitungsrichtung der Geruchsfahne positioniert. Dabei schreibt die DIN EN 16841-2 weder eine absolute Entfernung von der Anlage noch die Abstände der Achsen zueinander, noch die Abstände der Prüfer voneinander vor (Abstände müssen nicht gleich sein), da die Ausdehnung der Geruchsfahne durch die Bauhöhe der Emissionsquelle, den Geruchsstoffstrom, die meteorologischen Bedingungen, die Orografie und die Bebauung sowie den Bewuchs beeinflusst wird.

Bei der dynamischen Fahnenmessung haben die Prüfer im Zick-Zack die Geruchsfahne durchquert. Damit die Fahnenmessungen gleichzeitig und räumlich unabhängig durchgeführt werden, hat sich ein Prüfer auf die Quelle zu bewegt und der andere von ihr weg.

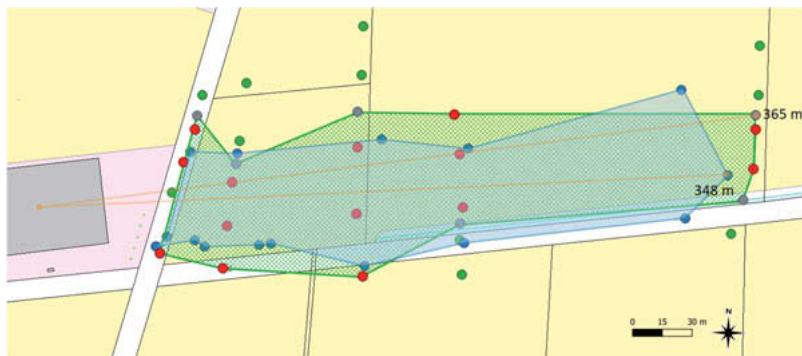
Die Lage der Messpunkte wurde bei beiden Methoden mit Hilfe von GPS-Geräten aufzeichnet.

3.1 Meteorologische Messstation

Zur Erfassung und Aufzeichnung der meteorologischen Daten diente ein 3D-Ultrasonic Anemometer mit Datenlogger auf einem hydraulisch ausfahrbaren 10-m-Mast. Die Station wurde jeweils vor Beginn der Fahnenmessungen auf einer Position, die eine freie Anströmung des Messkopfes gewährleistet hat, aufgestellt.

4 Ergebnisse

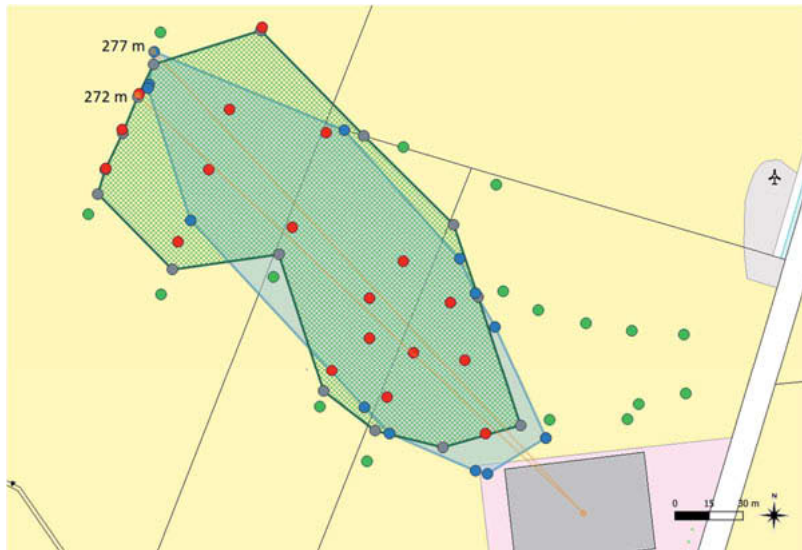
In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse ausgewählter Messtage graphisch dargestellt.



- Punkt ohne Geruch, statische Messung
- Punkt mit Geruch, statische Messung
- Übergangspunkt, statische Messung
- Übergangspunkt, dynamische Messung
- Fahnenausdehnung, dynamische Messung
- Fahnenausdehnung, statische Messung
- Abstand der maximalen Fahnenreichweite zur Stallmitte

Bild 4: Ermittelte Fahnenausdehnung, 1. Messtag

Am 1. Messtag lag die mittlere Windgeschwindigkeit zwischen 2,4 und 3,0 m/s und der Wind kam aus westlicher Richtung. Die mittlere Windrichtung war mit Werten zwischen 254° und 264° sehr stabil, was sich auch in der Fahnenausdehnung widerspiegelt. Die mit den unterschiedlichen Methoden abgeschätzte Fahnenausdehnung und -reichweite weisen eine gute Übereinstimmung auf (Bild 4).



- Punkt ohne Geruch, statische Messung
- Punkt mit Geruch, statische Messung
- Übergangspunkt, statische Messung
- Übergangspunkt, dynamische Messung
- Fahnenausdehnung, dynamische Messung
- Fahnenausdehnung, statische Messung
- Abstand der maximalen Fahnenreichweite zur Stallmitte

Bild 5: Ermittelte Fahnenausdehnung, 3. Messtag

Am 3. Messtag kam der Wind aus südöstlicher Richtung, wobei die mittlere Windrichtung zwischen 113° und 138° geschwankt hat. Die mittleren Windgeschwindigkeiten lagen zwischen 1,2 und 2,2 m/s und damit teilweise außerhalb des als gemäß DIN EN 16841-2 geeigneten Bereiches. Die mit den unterschiedlichen Methoden abgeschätzte Fahnenausdehnung und -reichweite weisen eine gute Übereinstimmung auf (Bild 5).

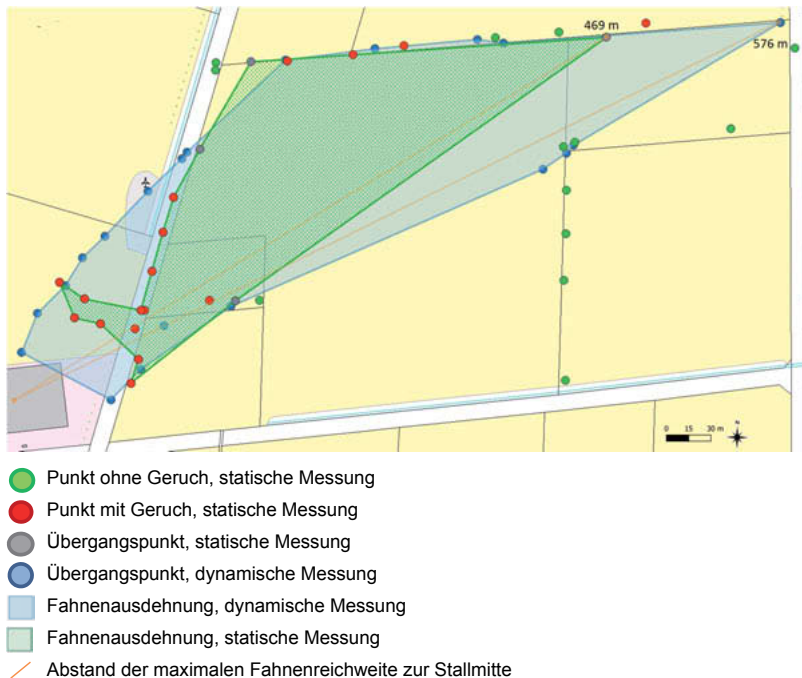


Bild 6: Ermittelte Fahnenausdehnung, 4. Messtag

Mit mittleren Windrichtungen zwischen 217° und 233° und mittleren Windgeschwindigkeiten zwischen 2,0 und 2,9 m/s am 4. Messtag sind die meteorologischen Bedingungen hinsichtlich Windrichtung und -geschwindigkeit gemäß DIN EN 16841-2 als geeignet anzusehen. Die Windrichtung war wie am 1. Messtag über den gesamten Messzeitraum, sehr stabil. Der im Vergleich zu den anderen Messtagen größere Unterschied bei den Fahnenreichweiten (Bild 6) ist darauf zurückzuführen, dass aufgrund von Erntearbeiten ein Teilbereich nicht oder nur kurz zu begehen war.

5 Fazit

Die im Rahmen dieser Untersuchung an den einzelnen Messtagen abgeschätzte Fahnenausdehnung und -reichweite ist unabhängig von der gewählten Methode. Die Geruchsfahnen der statischen und dynamischen Fahnenmessung weisen bis auf die Fahnenreichweite am 4. Messtag sehr gute Übereinstimmungen auf. Somit ist festzustellen, dass beide Methoden zur Abschätzung der Ausdehnung von Geruchsfahnen geeignet sind.

Will man die Methode der Fahnenmessung neben der Abschätzung zur Ausdehnung und Reichweite einer Geruchsfahne zur Bestimmung der Emissionsstärke einer Geruchsquelle durch Rückrechnung bei definierten meteorologischen Bedingungen nutzen, sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Literatur

- [1] DIN EN 16841-1: Außenluft – Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen – Teil 1: Rastermessung; Deutsche Fassung EN 16841-1:2016, Berlin: Beuth Verlag, März 2017
- [2] DIN EN 13725: Luftbeschaffenheit: Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie; Deutsche Fassung EN 13725: 2003, Berlin: Beuth Verlag, Juli 2003
- [3] VDI 3940 Blatt 2: Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen; Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen; Fahnenmessung. Berlin: Beuth Verlag, Februar 2006
- [4] Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie GIRL), in der Fassung vom 29. Februar 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008
- [5] van Elst, T.; Kost, W.-J.: Die neue Europäische Richtlinie zur Erfassung von Geruchsimmissionen wurde fachlich abgeschlossen. VDI-Berichte Nr. 2141, 2011, S. 5-18

Minderung von Geruchsemissionen – Verfahrenstechnische Herausforderungen aufgezeigt an Beispielen aus der Nahrungs-, Genussmittel- und gummiverarbeitenden Industrie

Reduction of odor emissions – Process engineering challenges demonstrated by examples from the food, beverage and rubber processing industry

Dipl.-Ing. **M. Morsch**, Dr.-Ing. Dr. rer. nat. **S. Meyer**,
Dürr Systems AG, Bietigheim-Bissingen

Kurzfassung

Die Reduzierung von Geruchsemissionen ist immer im Kontext mit der Einhaltung sämtlicher Emissionsgrenzwerte zu betrachten. Bei Produktionsprozessen in der Nahrungs- und Genussmittel- aber auch der gummiverarbeitenden Industrie werden häufig eine Vielzahl von organischen und anorganischen Stoffen emittiert, die einzeln aber auch in der Summe zu einer erheblichen Geruchsbelastung führen. Wie an zahlreichen Beispielen gezeigt wird, weisen thermische Nachverbrennungsanlagen eine grundsätzliche Eignung auf. Teilweise sind Anpassungen in der Prozessführung notwendig; weiterhin sind auch Verfahrenskombinationen denkbar.

Abstract

The reduction of odor emissions should always be considered in the context of compliance with all emission limit values. In production processes in the food and beverage but also in the rubber processing industry, a large number of organic and inorganic substances are frequently emitted, which individually but also in total lead to a considerable odor load. As shown in numerous examples, thermal exhaust gas cleaning systems have a fundamental suitability. Partial adjustments are necessary in the process technology; Furthermore, process combinations are also conceivable.

1. Einleitung

Die Notwendigkeit zur Reinigung von Ablüften und Abgasen aus industriellen Produktionsprozessen ergibt sich aus den immissionsschutzrechtlichen Bestimmungen [u.a. 1, 2, 3]. Ziel der

Gesetzgebung ist es, einen Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen sicherzustellen und dem Entstehen von schädlichen Umwelteinwirkungen vorzubeugen [1: §1(1)], wobei zu den Luftverunreinigungen auch Geruchsstoffe zu zählen sind [1: §3(4)].

Die Thematik der Reduzierung von Geruchsemissionen rückt durch die geplante Integration der Geruchsemissionsrichtlinie (GIRL) [4] in die Neufassung der TA Luft [5] weiter in den Fokus.

Zur Einhaltung der Emissionswerte für z. B. organisch gebundenen Kohlenstoff, Kohlenstoffmonoxid und Stickoxide ($\text{NO}_{x(2)}$) stehen zahlreiche erprobte Abgasreinigungsverfahren zur Verfügung [z.B. 6]. Die Erfassung, Bewertung und Reduzierung von Geruchsemissionen hingegen ist deutlich schwieriger, da der Geruch an einer Vielzahl von Stoffen mit unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften gebunden ist [7].

Die besondere Problematik für die Anlagenbetreiber besteht einerseits in der Einhaltung objektiv messbarer Emissionsgrenzwerte und andererseits im subjektiven Geruchsempfinden von Anwohnern, das sich häufig über die Anzahl von Beschwerden erfassen lässt. Diese Problematik ist in den letzten Jahrzehnten umso relevanter geworden, je mehr Industrie- und Gewerbestandorte und angrenzende Wohngebiete zusammengewachsen sind. Auch ist in der Bevölkerung die Sensibilität gegenüber geruchsbeladenen Immissionen gewachsen.

2. Herausforderungen und Lösungsansätze

Geruchsemissionen treten in einer großen Vielzahl von Industriebranchen wie z.B. der Nahrungs-, Genussmittel- und gummiverarbeitenden Industrie auf. An den unten ausgeführten Beispielen wird deutlich, dass die Emissionen häufig aus Batch- und Chargenprozessen stammen. Diese sind i.d.R. durch folgende Merkmale gekennzeichnet:

- Batch-/Chargenprozesse mit entsprechenden Peakemissionen,
- Emissionen verschiedenster Stoffe mit teils problematischen Eigenschaften (kondensierend, klebend, wasserunlöslich, Phosphor- und Schwefelverbindungen als potenzielle Katalysatorgifte),
- schnell wechselnde Zusammensetzungen des Abgases,
- Abgase beinhalten teils Brennstoff-Stickstoffverbindungen in erheblicher Menge, die i.d.R. zu Stickoxiden umgesetzt werden.

Bei einem Batchprozess schwanken wesentliche Betriebsparameter wie Volumenstrom, (Schadstoff-)Konzentration, Feuchtigkeit oder Temperatur teilweise erheblich. Die notwendige Abluftreinigung für die "klassischen" Emissionsgrenzwerte von organisch gebundenem Kohlenstoff, Kohlenstoffmonoxid und Stickoxiden ($\text{NO}_{x(2)}$) ist dann auf den jeweiligen Maximalfall auszulegen. Die geruchsverursachenden Stoffe sind jedoch – wie oben geschrieben – von

sehr unterschiedlicher chemischer und physikalischer Natur; teilweise handelt es sich um organische aber auch um anorganische Stoffe. Aufzuzählen sind u.a.:

- Aerosole
- Fette
- Öle
- chlorierte Verbindungen
- schwefelhaltige Verbindungen etc.

Auch wenn diese Stoffe unterhalb eines jeweiligen Emissionsgrenzwertes freigesetzt werden, kann es aus olfaktometrischer Sicht trotzdem problematisch sein. Stoffdatenbanken führen für einige häufig emittierte Stoffe sehr niedrige Emissionsschwellen auf [8]. Die Vielzahl der Stoffe erfordert es in der Regel, verschiedene Faktoren wie erreichbarer Wirkungsgrad, Korrosionsproblematiken und Kondensatbildung für die Auswahl geeigneter Abgasreinigungsverfahren zu berücksichtigen. Prozessspezifische Lösungen aus verschiedenen Industriebranchen werden anhand von Beispielen aufgezeigt.

2.1 Kaffeeröstung

Die Kaffeeröstung ist ein thermischer Behandlungsprozess, um aus rohen Bohnen ein bekanntes wohlriechendes Produkt herzustellen. Dabei erfolgen chemische und physikalische Prozesse in der Bohne (beispielsweise die Maillard-Reaktion), so dass sich die charakteristischen Kaffee-Aromen entwickeln können. In Untersuchungen von [9] sind über 800 flüchtige Verbindungen nachgewiesen worden. Grundsätzlich kann die Röstung kontinuierlich in einem Durchlauf-Röster oder auch in einem Chargenröster erfolgen. Insbesondere für die „dunkleren“ Röstungen von Espresso-Bohnen werden heutzutage diskontinuierliche Röstverfahren eingesetzt. Zur weitergehenden Beschreibung des Röstprozesses sei z.B. auf [10] verwiesen.

Ein Batch ist durch eine Zykluszeit von wenigen Minuten gekennzeichnet. Sobald die gewünschte Röststufe erreicht ist, wird das Röstgut mit Wasser gequenchet. Entsprechend ändert sich das Volumen, die Temperatur und auch die Feuchtigkeit im Abgasmassenstrom.

Das Stoffspektrum der freigesetzten Substanzen ist sehr weit und umfasst u.a.:

- Aldehyde
- Alkohole und Phenole
- Carbonsäuren und Carbonsäureester
- Ketone
- Stickstoff- und schwefelhaltige Verbindungen (u.a. Koffein)

Nach [10, S. 17] sind insbesondere stickstoffhaltige Verbindungen (wie Amine) und schwefelhaltige Verbindungen (wie Mercaptane) für die Geruchsemissionen (>300.000 GE) von Bedeutung. Aus den sauren Verbindungen resultieren Korrosionsproblematiken in den stromabwärts angeordneten Anlagenkomponenten durch die Gefahr von lokalen Taupunktunterschreitungen. Koffein hingegen ist eine Brennstoff-Stickstoff-Verbindung, die sich bei der Abgasbehandlung zu einem Teil in Stickoxid ($\text{NO}_{x(2)}$) umsetzt. Somit sind neben der Geruchsproblematik weitere Schadstoffgruppen zu reduzieren.

Die Abluftreinigung für einen Kaffee-Röster erfolgt durchweg mit einem thermischen Verfahren, das mit einem Verfahren zur Abscheidung von Stäuben (z.B. Filter oder Zyklon) kombiniert wird. Heutzutage sind Zykclone i.d.R. in den Röster integriert, so dass die Staub- bzw. Partikelfracht für das anschließende oxidative Verfahren nicht mehr relevant ist. Nach [6] sind grundsätzlich verschiedene Verfahrensführungen der thermisch oxidativen Nachverbrennungen möglich, die auch in der Kaffeeröstindustrie eingesetzt werden. Neben dem Einsatz oxidativer Katalysatoren werden auch thermische Nachverbrennungen mit rekuperativer und regenerativer Abluftvorwärmung (TNV bzw. RTO) eingesetzt [11]. Eine Auswertung von Daten des Umweltbundesamtes in Verbindung mit weiteren Daten von einer RTO-Versuchsanlage zeigt, dass eine Abgasreinigung mit einem Oxidationskatalysator zu durchschnittlichen Emissionen von 470 mg/m^3 (max. bis ca. 1.000 mg/m^3) an $\text{NO}_{x(2)}$ führen und damit deutlich über dem Zielwert von $0,35 \text{ g/m}^3$ der TA Luft [3] liegen. Im Entwurf der neuen TA Luft ist aktuell weiterhin ein Zielwert von $0,35 \text{ g/m}^3$ an $\text{NO}_{x(2)}$ vorgesehen. Weiterhin wird in der Auswertung in [11] deutlich, dass insbesondere Oxidationsverfahren mit einer flammenlosen Verbrennung mit niedrigen Stickoxidemissionen verbunden sind, da sich aufgrund fehlender Flammen weniger thermisches NO_x bildet.

Im Hinblick auf die aktuelle Diskussion über die Stickoxidemissionen in Deutschland können die Emissionen aus Kaffeeröstanlagen durch den Einsatz thermisch regenerativer Nachverbrennungsverfahren erheblich reduziert werden, so dass der aktuelle Zielwert von $0,35 \text{ mg/m}^3$ an $\text{NO}_{x(2)}$ sicher eingehalten wird. Darüber hinaus werden auch die geruchsintensiven Stoffe sicher umgesetzt. Bei der Auswahl des thermischen Verfahrens ist die RTO-Anlage gegenüber einer TNV im Vorteil, da der notwendige Zusatzbrennstoffbedarf erheblich niedriger ausfällt. Weil der Heizwert der organischen Stoffe im Rohgas des Rösters sehr niedrig ist, ist die aufzubringende Energie durch einen Zusatzbrennstoff (i.d.R. Erdgas) dem Verbrennungsprozess zuzuführen. Hier ist für die RTO-Technologie ein spezifischer Energiebedarf von $15...25 \text{ kWh}/1000\text{m}^3$ anzusetzen und für eine TNV etwa $70...90 \text{ kWh}/1000\text{m}^3$. Hinsichtlich der Korrosionsproblematik durch die sauren Rohgasbestandteile (s.o.) ist eine RTO gegenüber eine TNV ebenfalls im Vorteil. Bei der TNV, die i.d.R. aus einer Ganzstahl-Konstruktion besteht,

können sowohl Hochtemperaturkorrosion als auch lokale Taupunktunterschreitungen auftreten. Im Gegensatz dazu ist die RTO mit einer innenliegenden Keramik ausgekleidet. Mögliche Ablagerungen im unteren keramischen Regeneratorbett können durch ein (periodisches) Bakeout entfernt werden. In diesem speziellen Selbstreinigungsmodus wird das Temperaturprofil in den Keramikbetten bewusst erhöht, so dass sich die Ablagerungen oxidativ umsetzen [vgl. 6]. Zum Einsatz von RTOs liegen inzwischen mehrere Jahre positive Betriebserfahrungen vor.

2.2 Kakaoröstung

Die Herstellung von Kakao entstehen Geruchsemissionen v.a. bei den Prozessschritten „Vorbehandlung“, „Röstung“ und „Vermahlung“. Ausgehend von einer ausführlichen Darstellung in [12] werden die einzelnen Emissionsquellen in Tabelle 1 kurz dargestellt.

Tabelle 1: Einzelne Emissionsquellen bei der Verarbeitung von Kakaobohnen [vgl. 12]

Verfahrensschritt	Emissionen von
Trocknung, Infrarot-/Heißluft-Behandlung	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserdampf • Geruchsstoffe • Essigsäure • Staub
Röstung	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserdampf • Geruchsstoffe: z.B. organische Säuren, insbesondere Essigsäure, Aldehyde, Ester, Pyrazine, einzelne Aromastoffe • Hohe Geruchsstoffkonzentration (abhängig vom Röstgrad) • Staub
Kühlung	<ul style="list-style-type: none"> • Geringe Mengen Wasserdampf • Geruchsstoffe
Zerkleinern / Mahlen	<ul style="list-style-type: none"> • Geruchsstoffe
Alkalisieren	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserdampf • Geruchsstoffe
Desodorieren der Kakaobutter	<ul style="list-style-type: none"> • Geruchsstoffe aus Kondensat und Vakuumsystem

Die Herausforderung besteht neben der gemeinsamen Erfassung aller relevanten Emissionsquellen vor allem in der Behandlung der Geruchskomponenten im Abgasmassenstrom. Besonders geruchsintensive Emissionsquellen sind neben dem eigentlichen Röstvorgang das Vermahlen und das Alkalisieren der jeweiligen Zwischenprodukte. Grundsätzlich ist jeder Batch-Vorgang mit einer Dauer von 45...120 Minuten erheblich länger als beim Kaffeerösten. Im Vergleich dazu sind hier auch erheblich höhere Frachten an Staub (Partikeln) abzuscheiden. Insgesamt ist durch die Verarbeitung der Kakaobohnen mit erheblichen Ablagerungen an Fetten und Fettsäuren an Kältebrücken bzw. beim Zusammenführen verschiedener Abluftstränge zu rechnen.

Grundsätzlich können neben oxidativen Verfahren auch Ab- und Adsorptionsverfahren zur Abgasreinigung in der Kakao-Industrie eingesetzt werden. Nach [12] sind die Erfahrungen mit Wäschern insbesondere hinsichtlich der erzielten Geruchsminderungsgrade eher negativ, da – bedingt durch den Batchprozess – die Eingangskonzentrationen im Rohgas und damit auch im Reingas erheblich schwanken. Darüber hinaus ist das entstehende Abwasser bei Wäschern ein bekanntes Verfahrensproblem [13]. Adsorptive Verfahren werden vereinzelt lediglich zur Behandlung niedrigbelasteter Raumabluft eingesetzt, wobei dann auch eine Kopplung mit einem (finalen) thermischen System erfolgen muss. Zur Behandlung von Prozessabgasen sind adsorptive Verfahren bedingt durch klebrige und kondensationsfähige Abgasbestandteile und die hohe Luftfeuchtigkeit nicht einsetzbar. Thermische Nachverbrennungsverfahren – wie in [6] beschrieben – haben sich durchweg in der kakaoverarbeitenden Industrie bewährt.

Bei der Abgasbehandlung wird zwischen der Minderung staubförmiger und gasförmiger Emissionen unterschieden. Die staubförmigen Emissionen (also Partikel und Aerosole) werden heutzutage durch Massenkraftabscheider oder geeignete filternde Abscheider aus dem Abgasstrom abgeschieden. Für eine weitergehende Verfahrensbeschreibung wird auf [14, 15, 16] verwiesen.

Für die Auswahl eines Verfahrens zur Behandlung der organischen Abluftbestandteile sind besonders die schwefel- und chlorhaltigen Verbindungen von Bedeutung. Diese verhindern – auch wenn sie nur in relativ geringen Konzentrationen vorkommen – den Einsatz katalytischer Verfahren, da sie als sogenannte Katalysatorgifte zu dessen schneller Desaktivierung führen. Für die oxidative Umsetzung der organischen Gasbestandteile ist – aus ähnlichen Gründen wie bei der Kaffeeröstung – wieder eine RTO-Anlage geeignet. Die Abluftreinigung aus der Kakaoröstung führt jedoch aufgrund der Abgasinhaltsstoffe zu erheblich größeren Raten von Kondensation und Verklebung, so dass bei der RTO-Anlage neben einer Bakeout-Funktion auch eine geeignete Konstruktion des Umschaltsystems am rohgasseitigen Regeneratorein-

tritt gewählt werden muss. Aufbauend auf Erfahrungen in der Graphitindustrie mit stark teerhaltigen Abgaskomponenten haben sich RTO-Anlagen für solche Anwendungsfälle bewährt, sofern konstruktive Anpassungen (z.B. am Klappen- und Ventilsystem oder an den Dichtungen) vorgenommen wurden. Die Energieeffizienz der RTO führt auch bei diesem Anwendungsfall dazu, dass hier der Zusatzenergiebedarf (im Vergleich zu einem Katalysator oder einer TNV) signifikant niedriger ist.

2.3 Pflanzenöl

Die Gewinnung und Herstellung von Raps- und Soja-Öl erfolgt in zahlreichen mechanischen und thermischen Verfahrensschritten. Dabei werden bei verschiedenen Prozessschritten z.T. erhebliche Emissionen freigesetzt (z.B. beim Crushen und beim Extrahieren). Konventionell hergestellte, d.h. warmgepresste Öle müssen zudem in Raffinerien weiterverarbeitet werden, deren Abluft ebenfalls behandelt werden muss.

Neben VOCs wird beim Verarbeitungsprozess auch Hexan, das als Extraktionsmittel eingesetzt wird, freigesetzt. Aber auch anorganische Geruchsträger wie Schwefelwasserstoff werden emittiert und müssen in der Abluftreinigungsanlage abgeschieden werden.

Für die Auswahl eines geeigneten Abluftreinigungsverfahrens ist die Eignung auf sämtliche in der Abluft enthaltenen Stoffe zu prüfen. So treten bei absorptiven Wäscherverfahren negative Wechselwirkungen zwischen öligen Bestandteilen und der Reinigungseffizienz auf. Ebenso sind Wäscher nicht zur Abscheidung von Hexan geeignet. Wie auch im vorherigen Abschnitt sei hier nochmals auf die Abwasserproblematik hingewiesen [13]. Ebenso ist der Chemikalienverbrauch nicht zu unterschätzen und bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zu berücksichtigen.

Geeignete Verfahren sowohl für die VOCs und Hexan aber auch die Geruchsstoffe sind thermisch-oxidative Verfahren. Diese zeichnen sich auch in diesem Anwendungsfall durch hohe Umsetzungsraten aus. Je nach enthaltenen Schadstoffen kann – nach der Oxidation in der RTO – noch ein basischer oder saurer Wäscher vorgesehen werden, der dann z.B. Schwefeldioxid, das sich in der Brennkammer gebildet hat, abscheidet.

2.4 Herstellung von Reifen und technischen Gummi-Produkten

Bei der Herstellung von Reifen und technischen Gummi-Produkten werden Emissionen an verschiedenen Stellen des Produktionsprozesses freigesetzt. Dies sind sowohl die Schritte einer mechanischen als auch einer thermischen Behandlung.

Die Herausforderung bei der Abgasreinigungsanlage liegt zum einen in der effizienten Erfassung der einzelnen Quellen (z.B. Mischeranlagen oder Heizpressen im Reifenwerk) als auch

bei der Zusammensetzung der Abgasinhaltsstoffe (u.a. VOCs, Hochsieder, siliziumorganische Verbindungen), aber auch den typischen Gummi-Gerüchen und den Staub (Partikel-)Frachten, so dass oft eine mehrstufige Abluftreinigung erforderlich ist.

Neben einer geeigneten Abscheidung von Partikel (siehe auch Abschnitt 2.2) ist hier die thermische Nachverbrennung auf die besonderen Abluftinhaltsstoffe auszulegen. Die oxidative Umsetzung der siliziumorganischen Verbindungen führt zur Bildung von Siliziumdioxid (Sand), der sich in der Brennkammer aber auch auf Wärmeübertragerflächen niederschlägt und den Wärmeübergang negativ beeinflusst. Die Siliziumdioxid-Bildung führt zu einem entsprechend höheren Wartungs- und Reinigungsaufwand. Jedoch kann z.B. bei einer RTO durch die Wahl eines geeigneten Regeneratormaterials die Standzeit erheblich verlängert werden. Entsprechende Betriebserfahrungen liegen von mehr als einem Dutzend Anlagen in diesem Industrie-segment vor.

3. Verallgemeinerung der Herangehensweise

Für die Auswahl und Implementation einer Abluftreinigungsanlage sind immer detaillierte Kenntnisse über den vorliegenden Produktionsprozess notwendig. Neben einem Prozessverständnis sind auch Informationen über die eingesetzten Stoffe essentiell. Die Planung einer geeigneten Abluftreinigungsanlage setzt an den jeweiligen Emissionsquellen im Betrieb an, die insbesondere bei Geruchsemissionen bestmöglich gekapselt sein sollten. Da die Reduktion von Geruchsemissionen meistens auch mit der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten für weitere Abluftschadstoffe einhergeht, ist häufig ein ganzheitliches Abluftreinigungskonzept notwendig. Je nach vorhandenen Abgasbestandteilen und Anforderungen an die Emissionsgrenzwerte werden dabei mehrere Abgasreinigungsverfahren kombiniert (Partikelabscheidung mit thermischer Oxidation; thermische Oxidation mit nachgeschaltetem Wäscher, ...).

Das jeweilige Abgasreinigungsverfahren sollte für den jeweiligen Anwendungsfall seine Eignung unter Beweis gestellt haben. Alternativ kann über den Einsatz einer Versuchsanlage die Effizienz für den jeweiligen Anwendungsfall nachgewiesen werden. Dabei ist jedoch in jedem Fall darauf zu achten, dass die Versuche über einen ausreichend langen Zeitraum durchgeführt werden.

Die emittierten (Geruchs-)Stoffe aus dem Produktionsprozess weisen ein weites Spektrum verschiedener physikalisch-chemischer Eigenschaften auf. Dadurch bedingt sind einige Abgasreinigungsverfahren seltener einsetzbar. So setzen biologische Verfahren (Biofilter, Biowäscher) sowohl die Wasserlöslichkeit als auch die biologische Abbaubarkeit der Schad- und Geruchsstoffe voraus. Ebenfalls ist für die Anwendung dieser Verfahren ein kontinuierlicher

Emissionsprozess vorteilhaft, da sich die Biologie der schadstoffabbauenden Mikroorganismen immer wieder auf die geänderten Randbedingungen einstellen muss.

Auch wenn thermische Nachverbrennungsanlagen einen sehr breiten Anwendungsbereich aufweisen, sind immer wieder anwendungsspezifische Verfahrensanpassungen notwendig, die jedoch bereits zum Stand der Technik zählen. Wie am Beispiel der Reinigung von Röstabgasen gezeigt wurde, können Ablagerungen durch klebrige und kondensierende Abgasbestandteile durch einen automatisierten Bakeout beseitigt werden. Ebenso erlauben Anpassungen am Klappen- und Ventildesign und an den Dichtungen sowie die Auswahl eines geeigneten Wärmespeichermaterials eine höhere Anlagenverfügbarkeit.

4. Literatur und verwendete Quellen

- [1] Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2019 (BGBl. I S. 432) geändert worden ist
- [2] 31. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen bei der Verwendung organischer Lösemittel in bestimmten Anlagen) vom 21. August 2001 (BGBl. I S. 2180), die zuletzt durch Artikel 5 der Verordnung vom 24. März 2017 (BGBl. I S. 656) geändert worden ist
- [3] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002
- [4] Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 (http://gaa.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16507/6_1.pdf)
- [5] Anpassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) (Entwurf, Stand 16.07.2018) (https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19_Lp/ta_luft/entwurf/ta_luft_180716_begruendung_bf.pdf)
- [6] VDI-Richtlinie 2442: Abgasreinigungstechnik: Verfahren und Technik der thermischen Abgasreinigung. Februar 2014.
- [7] G. Jödicke: Geruchsbeseitigung an der Abluft der Produktion von Aromen und Duftstoffen: Effizienzsteigerung durch ein kombiniertes Adsorptionsverfahren. VDI-Berichte Nr. 2327, 2018. S. 105ff. ISBN 978-3-18-092327-7
- [8] <http://gestis.itrust.de> in [7]

- [9] W. Grosch: Warum riecht Kaffee so gut? Chemie in unserer Zeit, 30. Jahrg. 1996 Nr. 3, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 1996.
- [10] VDI-Richtlinie 3892: Emissionsminderung – Kaffeeverarbeitende und -bearbeitende Industrie; Anlagen mit einer Tagesproduktion von mindestens 0,5 Tonnen Röstkaffee. Februar 2003.
- [11] T. Reindorf, M. Davidovic, B. Schrick: Stickoxidarme katalytische Nachverbrennung von VOC bei Röstprozessen in der Lebensmittelindustrie am Beispiel von Kaffee. VDI-Berichte Nr. 2272, 2016. S. 191ff. ISBN 978-3-18-092272-0
- [12] VDI-Richtlinie 3893: Emissionsminderung – Anlagen zum Rösten von Kakao und zur Herstellung von Schokoladenmassen. Mai 2011.
- [13] VDI-Richtlinie 3679: Nassabscheider – Grundlagen, Abgasreinigung von partikelförmigen Stoffen. Juli 2014.
- [14] VDI-Richtlinie 3677, Blatt 1: Filternde Abscheider – Oberflächenfilter. November 2010.
- [15] VDI-Richtlinie 3677, Blatt 2: Filternde Abscheider – Tiefenfilter aus Fasern. Februar 2004.
- [16] VDI-Richtlinie 3678: Elektrofilter – Prozessgas- und Abgasreinigung. September 2011.

5. Kontaktdaten

Dipl.-Ing. Magnus Morsch

Dürr Systems AG, Division Clean Technology Systems

E-Mail: magnus.morsch@durr.com, www.durr.com

Geruchsimmissionen und relevante Einflussgrößen bei Tierhaltung mit Biogasanlagen

Dr. M. Keck, M. Keller, Dr. S. Schrade,
Agroscope, Tänikon, Ettenhausen, Schweiz

Kurzfassung

Die Ziele dieser Studie bei Betrieben mit Tierhaltung und landwirtschaftlichen Biogasanlagen waren, relevante Geruchsquellen zu identifizieren, Geruchsimmissionen zu erfassen und wichtige Einflussgrößen auf die Geruchsimmission zu ermitteln. Dazu wurde ein kombinierter methodischer Ansatz gewählt, welcher sowohl bei Art, Größe und Geruchsstoffkonzentration von Einzelquellen als auch bei Gesamtbetrieben mit modifizierten Geruchsfahnenbegehungen ansetzt. Die Geruchsintensität konnte in einem linearen Gemischte-Effekte-Modell mit den Variablen Abstand, emittierende Fläche und Windgeschwindigkeit erklärt werden. Weiter resultierte bei Austritt von Biogas eine signifikant höhere Geruchsintensität. Mit dem gezielten Erhebungskonzept konnte bei Betrieben mit Tierhaltung kombiniert mit Biogasanlage, bei einer Vielfalt an Geruchsquellen und Substraten, das immissionsseitige Zusammenwirken erfasst und relevante Einflussgrößen auf die Geruchsimmission ermittelt werden.

1. Herausforderungen für Erhebungskonzepte in der Geruchsforschung

Um mit Geruchsforschung im Bereich der Luftreinhaltung neue Erkenntnisse zu erarbeiten, sind eine Reihe von Herausforderungen anzugehen: Allgemeingültige Aussagen sind auf der Basis von beschreibenden Variablen und Zielgrößen zu ermitteln. Dementsprechend sind Erhebungen auf mehreren Betrieben nötig. Statistische Tests überprüfen Unterschiede zwischen Varianten oder zeigen relevante Einflussgrößen auf. Die methodische Herangehensweise

- a) ist auf die Fragestellung auszurichten,
- b) hat die betrieblichen Gegebenheiten zu berücksichtigen und
- c) soll mit den versuchsbedingten Aktivitäten keinen Eingriff bzw. keine Veränderung an der realen Betriebssituation darstellen.

Je nach Betriebs- und Standortsituation können Betriebe mit Tierhaltung und Biogasanlagen zu Geruchsklagen von Anwohnern führen. Um Geruchsimmissionen aus der Tierhaltung in Kombination mit Biogasanlagen besser erklären zu können, zeigt dieser Beitrag auf, wie Hypothesen überprüft, Zusammenhänge und Einflussgrößen datenbasiert ermittelt wurden [1]. Die Ziele dieser Studie bei Betrieben mit Tierhaltung in Kombination mit landwirtschaftlichen

Biogasanlagen waren, relevante Geruchsquellen zu identifizieren, Geruchsimmissionen zu erfassen und wichtige Einflussgrößen auf die Geruchsimmission zu ermitteln. Dazu wurde ein kombinierter methodischer Ansatz gewählt, welcher sowohl bei den Einzelquellen als auch bei Gesamtbetrieben ansetzt (Bild 1). Bei Betrieben mit Tierhaltung und Biogasanlagen ist meist eine Vielzahl überwiegend diffuser Quellen vorhanden. Punktuelle Messungen von Geruchsstoffkonzentrationen und -emissionen an ausgewählten Einzelquellen und auch die Analytik einzelner Geruchskomponenten sind nicht ausreichend, um die Immissionen eines Gesamtbetriebes im Feld zu ermitteln.

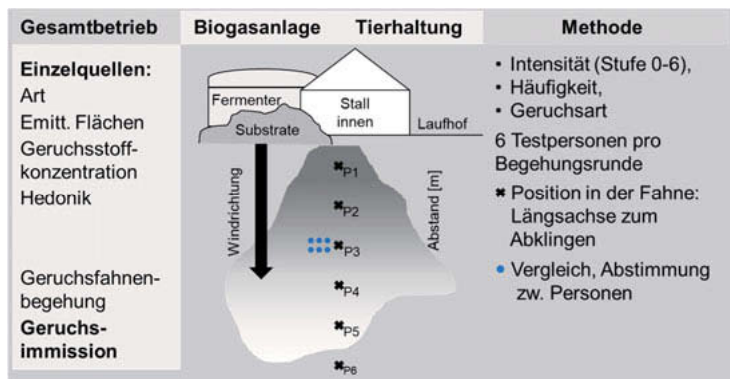


Bild 1: Übersicht der Erhebungen zur Art, Größe und Geruchsstoffkonzentration bei Einzelquellen und zur Geruchsimmission vom Gesamtbetrieb mit Tierhaltung und Biogasanlage.

2. Beschreibung der Betriebssituationen sowie das darauf ausgerichtete Erhebungskonzept

Eine Befragung bei 38 Anlagenbetreibern in der Schweiz ergab, dass Betriebe mit landwirtschaftlichen Biogasanlagen meist mit Tierhaltung kombiniert waren [2]. Erfahrungen mit Geruchsproblemen wurden von neun Betriebsleitern angeführt. Zum Teil gab es Beschwerden nicht nur von angrenzenden Wohn- oder Dorfzonen, sondern auch von Bewohnern einzelner betriebsfremder Wohngebäude, da diese meist sehr nahe bei den Betrieben mit Biogasanlagen waren. Die Betriebe waren durch eine große Heterogenität bei Anlagen- und Verfahrenstechnik sowie durch eine große Substratvielfalt (bis zu 35 verschiedene Substrate) gekennzeichnet. Im Unterschied zu den Betrieben in Deutschland waren keine Anlagen mit nach-

wachsenden Rohstoffen anzutreffen. Zudem veränderte sich der Substrateinsatz je nach Angebot und Jahreszeit. Die häufigsten Co-Substrate waren Getreideabgang, Rasenschnitt, Gemüseüstabfälle, Grüngut und Glycerin.

In Keck et al. (2015) [3] wurden die Ergebnisse der Geruchsstoffkonzentrationen von Flächenquellen der Biogasanlagen vorgestellt. Im vorliegenden Beitrag werden ausgewählte Ergebnisse der Geruchsstoffkonzentrationen vom Bereich der Tierhaltung ergänzt. Einen Schwerpunkt bilden die Ergebnisse zur Geruchsimmission und relevante Einflussgrößen.

Für den kombinierten methodischen Ansatz mit Erhebungen bei Einzelquellen und auf der Immissionsseite wurden acht Betriebe mit Tierhaltung und Biogasanlage ausgewählt. Die Erhebungen erfolgten an insgesamt 25 Erhebungsterminen, mit jeweils zwei bis vier Tagen pro Betrieb. Alle acht Betriebe hatten Rindviehhaltung, ein Betrieb hatte zusätzlich Schweinehaltung und ein Betrieb Masthähnchen. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Betrieben für den Bereich der Tierhaltung und der Biogasanlagen sind in [1] beschrieben. An jedem Erhebungstermin wurden sowohl bei den verschiedenen Funktionsbereichen von Rindvieh, Schweinen und Masthähnchen als auch beim Lager von Gärfutter, Hofdüngern, Substraten und Gärrest die Art und räumliche Ausdehnung erfasst. Mit einer belüfteten Haube EVH (ECOMA GmbH, Honigsee) wurden während 30 min Luftproben gezogen und am Olfaktometer beprobt (Bild 1). Geruchsfahnenbegehungen bei den Betrieben erfolgten jeweils nachmittags und abends in verschiedenen Distanzen, um das Abklingen von Geruch mit dem Abstand zu ermitteln. Als mögliche Einflussgrößen wurden standortbezogene, meteorologische Parameter erfasst und einzelbetriebliche Aspekte am Erhebungstag beschrieben. Als Versuchsvariante innerhalb des Betriebes wurden die Substrat- und Gärrestlager mit einer Folie abgedeckt. Damit wurde der Effekt der emittierenden Fläche vom Biogasbereich auf die Geruchsimmission getestet.

3. Einzelquellen: Art, Flächen und Geruchsstoffkonzentration

Die geruchsrelevanten Flächen variierten zwischen 475 und 1810 m² (Bild 2). Die Häufigkeit der einzelnen Substrate sowie die Größe der Flächenquellen variierten zwischen den Betrieben und Erhebungstagen. Der Bereich Tierhaltung nahm auf allen Betrieben, mit Ausnahme eines Betriebes, einen größeren Anteil an der Gesamtfläche ein als der Anteil des Substrat- und Gärrestlagers. An allen Erhebungsterminen war Rindergülle vorhanden. Weiter kamen die Substrate Getreideabgang, Gemüseüstabfälle, Rasen- und Wiesenschnitt sowie Festmist von Rindvieh, Pferden und Geflügel häufig vor. Auf zwei Betrieben war zusätzlich eine relevante Fläche fester Gärrest gelagert.

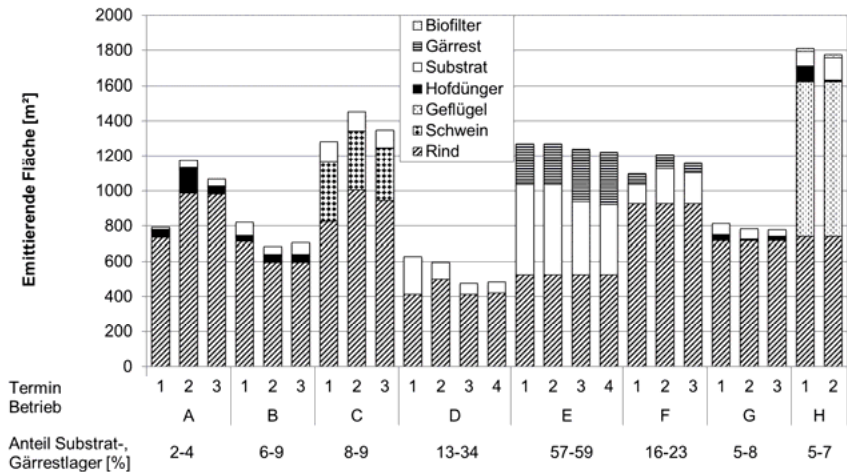


Bild 2: Emittierende Flächen [m²] differenziert nach den Bereichen der Tierhaltung (Rindvieh, Schweine, Geflügel), Lager von Hofdünger, Substraten und Gärrest von den acht Betrieben an den einzelnen Erhebungstagen sowie Anteil des Substrat- und Gärrestlagers an der emittierenden Fläche [%].

Ausgehend von den Geruchsstoffkonzentrationen vom Bereich der Biogasanlage [3] zählten zu den geruchsintensiven Quellen Festmist von Geflügel, Rind und Pferd, Rasenschnitt, Gemüserüstabfälle, Sickersaft und Gärrest sowie Biogas. Nur Getreideabgang führte zu tiefen Geruchsstoffkonzentrationen. Die Ergebnisse der Geruchsstoffkonzentration ausgewählter Funktionsbereiche der Tierhaltung sind in Bild 3 dargestellt. Planbefestigte Laufflächen bei Rindviehhaltung ergaben höhere Geruchsstoffkonzentrationen als perforierte. Die Werte der Liegeflächen von Liegeboxen, Tiefstreu und Tretmist waren tiefer als von den Laufflächen. Mischrationen aus Mais- und Grassilage zählten auch zu den geruchsintensiven Quellen. Die Streuung der Daten war besonders bei den Laufflächen und bei Mischrationen mit Gärfutter ausgeprägt.

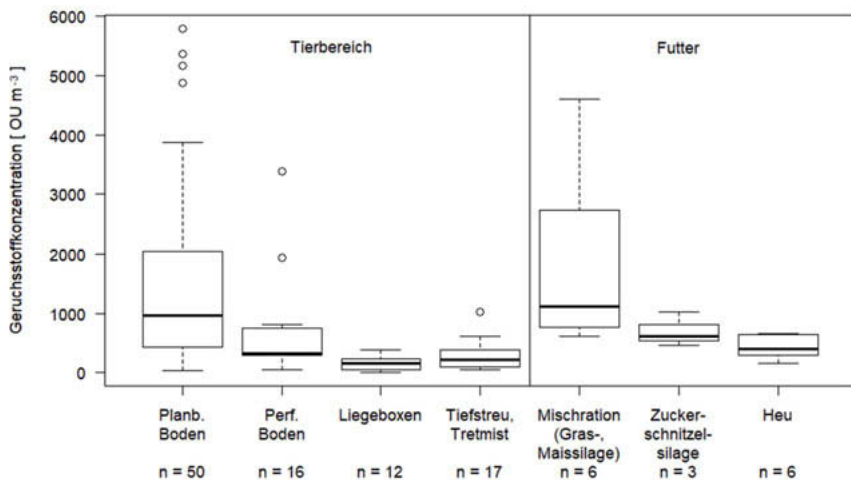


Bild 3: Geruchsstoffkonzentration [GE/m³] von verschiedenen Quellen im Tierbereich und vom Bereich der Futterlagerung mit Angaben zur Anzahl Proben [n].

4. Geruchsimmission der Gesamtanlage

Methode

Bei den modifizierten Fahnenbegehungen registrierten die Testpersonen ihre Geruchswahrnehmung. Sechs Testpersonen wurden in Richtung der aktuell vorherrschenden Fahnenachse hintereinander positioniert. Im Unterschied zu [4] und [5] wurde damit auf den Effekt der Distanz statt der Fahnenbreite fokussiert. Um das Abklingen entlang der Fahnenachse aufnehmen zu können, sollte ein deutlicher Gradient der Geruchshäufigkeit und -intensität zu den vorderen Positionen resultieren. Der Abstand zwischen den Testpersonen und der Abstand der ersten Person zum Betrieb wurde somit je nach Wind- und Quellstärke festgelegt. Eine Begehungsrunde dauerte zehn Minuten. Die Testpersonen registrierten für jedes 10-Sekunden-Intervall ihre Geruchswahrnehmung als Intensität: Stufen von 0 «nicht wahrnehmbar» bis zu 6 «extrem stark». Da meist Mischgeruch erwartet wurde, wurde bereits die Wahrnehmung von Geruch mit den Stufen 1 «extrem schwach» und 2 «schwach» bewertet und nicht erst das Erkennen. Vorgängig wurden den Testpersonen an jedem Erhebungstermin verschiedene Geruchsproben zum Training der Geruchsarten und zur Abstimmung der Intensitätsstufen vorgelegt. In der ersten Begehungsrunde pro Tageszeit wurden jeweils alle Personen an derselben Position platziert. Dies diente zur Abstimmung der Intensitäten und zeigte deren synchrone Reaktion. Nach jeder Begehungsrunde notierten die Testpersonen Kommentare zu ihrem

Standort, zur Geruchsqualität, zur -art sowie zu deren Häufigkeit. Begehungsrounden mit lokaler Strömung wurden in diese Auswertung nicht integriert.

Während der Fahnenbegehungen wurden mit einer Meteostation in 10 m Höhe Windgeschwindigkeit und -richtung (3D-Ultraschallanemometer USA-1-Scientific, METEK, Elmshorn) mit einer Frequenz von 10 Hz erfasst. Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Luftdruck und Globalstrahlung wurden in 2 m Höhe erfasst. Die Meteostation war jeweils 150-300 m vom Betrieb entfernt positioniert.

Insgesamt lagen 173 auswertbare Begehungsrounden vor, zwischen 10 bis 30 pro Betrieb. Mit den jeweils sechs Testpersonen sind somit 785 Datensätze über zehn Minuten in die Auswertung eingegangen. Aus den zeitlich höher aufgelösten Variablen wurden 10-Minuten-Mittelwerte gebildet. Aus den Intensitätsstufen ($I = 1-6$) der einzelnen Intervalle ($n = 1-60$) wurde eine gewichtete mittlere Geruchsintensität I_R (Formel 1) der einzelnen Begehungsrounde R pro Testperson berechnet:

$$I_R = \frac{n_{I1} \cdot 1 + n_{I2} \cdot 2 + n_{I3} \cdot 3 + n_{I4} \cdot 4 + n_{I5} \cdot 5 + n_{I6} \cdot 6}{\sum n_{I1-16}} \quad (1)$$

Um die Geruchsintensität zu erklären, wurde die hierarchische Datenstruktur mit dem Erhebungstag als zufällig geschachtelter Effekt berücksichtigt. Mit zwei linearen Gemischte-Effekte-Modellen (lme) wurde die Geruchsintensität in Abhängigkeit der Einflussgrößen erklärt (R 3.4.1, Version R-Studio 1.0.143; [6]). Schrittweise wurde dazu die Vielzahl der erhobenen Variablen aus dem Bereich der Tierhaltung (Lebendmasse, emittierende bzw. geruchsgewichtete emittierende Fläche), von der Biogasanlage (Exposition des Substratlagers, emittierende bzw. geruchsgewichtete emittierende Fläche, Biogasgeruch) und der Ausbreitungssituation (Temperatur, Strahlung, Windgeschwindigkeit) als Einflussgrößen überprüft.

Ergebnisse

Die Geruchsintensität konnte in einem linearen Gemischte-Effekte-Modell (lme) mit den signifikanten Einflussgrößen Abstand, emittierende Fläche und Windgeschwindigkeit erklärt werden (Tabelle 1). Höhere Geruchsintensitäten ergaben sich von größeren Flächen im Bereich der Tierhaltung sowie vom Lager der Hofdünger, der Substrate und des Gärrestes und auch bei höheren Windgeschwindigkeiten.

Tabelle 1: Geruchsintensität als Funktion von Abstand, emittierender Fläche und Windgeschwindigkeit mit F- und p-Werten des Modells und Standardabweichung des zufälligen Effektes Erhebungstag.

Modell		F-Wert	p-Wert
Fixe Effekte	Interzept	$F_{1.757} = 216.47498$	< 0.0001
	Abstand	$F_{1.757} = 87.82185$	< 0.0001
	Quadrat Abstand	$F_{1.757} = 19.44609$	< 0.0001
	Emittierende Fläche	$F_{1.757} = 7.84704$	0.0052
	Windgeschwindigkeit	$F_{1.757} = 5.58947$	0.0183
Zufälliger Effekt: Erhebungstag		Standardabweichung 0.2254	

Bild 4 zeigt die mittlere gewichtete Geruchsintensität pro Begehungsrunde und Testperson der acht Betriebe als Funktion des Abstands. Bei nahezu allen Betrieben war das Abklingen der Geruchsintensität mit dem Abstand sichtbar. In einzelnen Fällen standen Personen an der vordersten Position noch im Nachlauf der Gebäude. Bei zwei Betrieben wurde die maximale Reichweite der Geruchsfahne nicht erreicht, da Daten der weiter entfernten Positionen aufgrund von Standortgeruch (z.B. Kuhfladen auf der Weide) oder aufgrund eingeschränkter Begehmbarkeit wegen Wohnbebauung nicht verwertbar waren. Eine höhere Geruchsintensität mit größerer emittierender Fläche wurde sichtbar.

Bild 5 zeigt auf Basis des linearen Gemischte-Effekte-Modells (Tabelle 1) eine Modellvorhersage für die Geruchsintensität als Funktion des Abstandes und der emittierenden Fläche (500 m^2 , 1000 m^2 , 1500 m^2). Die Vorhersage wurde für einen Bereich zwischen 50 und 350 m Abstand und eine Windgeschwindigkeit von 1.5 m s^{-1} berechnet. Mit zunehmendem Abstand verringert sich im Bereich zwischen 100 und 200 m die Geruchsintensität um den Faktor zwei pro 50 m.

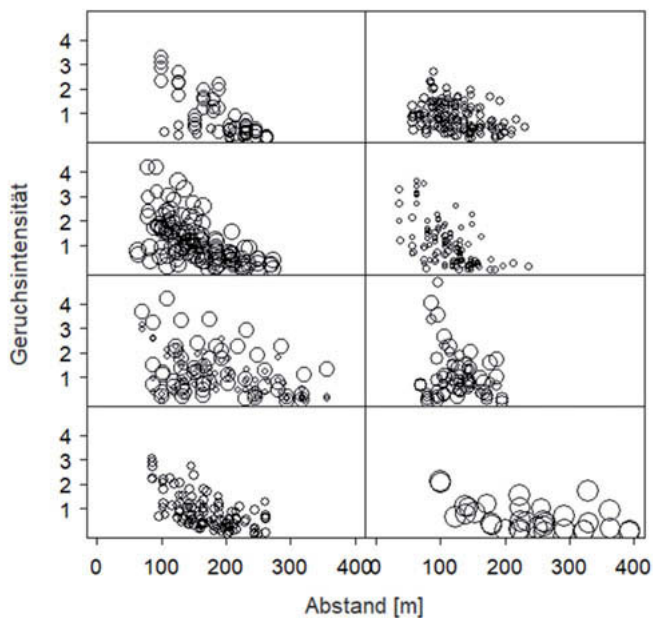


Bild 4: Mittlere Geruchsintensität pro Testperson und Begehungsrunde als Funktion des Abstandes bei den acht Betrieben. Symbolgröße variiert mit der emittierenden Fläche.

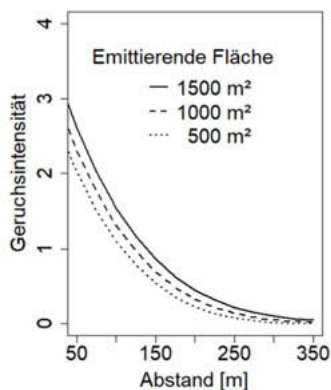


Bild 5: Modellvorhersage zur Geruchsintensität als Funktion des Abstandes und der emittierenden Fläche bei einer Windgeschwindigkeit von 1.5 m s^{-1} .

Effekt einer Abdeckung des Substrat- und Gärrestlagers

Weiter wurde geprüft, ob sich eine zusätzliche Abdeckung des Substrat- und Gärrestlagers mit Folie auf die immissionsseitige Geruchswahrnehmung auswirkt. Diese Maßnahme wurde innerhalb jedes einzelnen Betriebes als Versuchsvariante ergänzt. Ein immissionsseitiger Effekt der zusätzlichen Abdeckung konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Bei sieben der acht Betriebe betrug der Flächenanteil des Substrat- und Gärrestlagers zwischen 2 und 34 % der gesamten emittierenden Fläche (Bild 2). Nur bei einem Betrieb war der Flächenanteil mit 58 % höher und ließ einen Effekt auf die immissionsseitige Geruchswahrnehmung erwarten. Eine weitere Erklärung kann auch darin begründet sein, dass ein Großteil der Substratlager entlang von Fassaden oder zwischen Gebäuden geschützt angeordnet oder teils auch überdacht war. Die Flächen vom Bereich der Tierhaltung dominierten von der räumlichen Ausdehnung her, andererseits wirkten sich besonders geruchsintensive Quellen aus.

Biogasgeruch und weitere Geruchsarten

Von den 25 Erhebungsterminen wurde an fünf Tagen schwacher und an acht Tagen starker Biogasgeruch wahrgenommen. An zwölf Terminen wurde kein Biogasgeruch notiert (Bild 6). In einem zweiten linearen Gemischte-Effekte-Modell resultierte eine signifikant höhere Geruchsintensität ($p = 0.02$) in Abhängigkeit von der Einstufung des Gasgeruchs (kein, schwach, stark). Die Testpersonen haben Biogasgeruch von der Hedonik als eindeutig unangenehm bewertet [3]. Situationen mit Austritt von Biogasgeruch über Leckagen, die Gasspeichermembran, Tragluft, Überdruckventil, Sichtfenster oder Rührwerksöffnungen sind durch eine optimierte Betriebsweise, Prozessoptimierung, regelmäßige Kontrolle und Wartung zu vermeiden. Die Testpersonen hatten in der Geruchsfahne weitere Geruchsarten wie Rasenschnitt, Zwiebeln, Trester, Geflügel, Rindvieh, Schweine, Gülle, Motor etc. erkannt. Diese Geruchsarten deckten sich in vielen Situationen mit vergleichsweise hohen Geruchsstoffkonzentrationen bei der Beprobung der Flächenquellen. Doch zu einem wesentlichen Anteil haben die Testpersonen in der Fahne einen Mischgeruch wahrgenommen, der nicht einer einzelnen Geruchsart zugewiesen werden konnte.

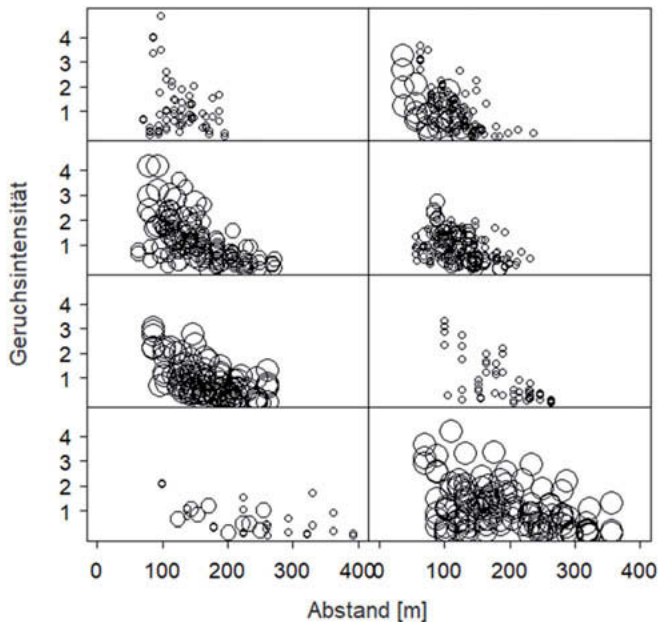


Bild 6: Mittlere Geruchsintensität pro Testperson und Begehungsrunde als Funktion des Abstandes bei den acht Betrieben. Symbolgröße variiert nach Biogasgeruch.

5. Diskussion

Methoden

Der kombinierte methodische Ansatz mit Erhebungen auf acht Betrieben bei Einzelquellen und immissionsseitig beim Gesamtbetrieb hat sich bewährt. Damit konnten trotz der Vielfalt der Betriebe und der Unterschiede zwischen den einzelnen Erhebungstagen mögliche Einflussgrößen detailliert und systematisch erfasst werden. Mit den linearen Gemischte-Effekte-Modellen war es möglich, die für die Geruchsimmission relevanten Einflussgrößen auf betrieblicher Ebene mit der emittierenden Fläche und dem Gasaustritt zu ermitteln. So wurden die Fragestellungen systematisch auf mehreren Betrieben bearbeitet und damit die große betriebliche Vielfalt besser abgedeckt. Auch [7] und [8] betonen eine umfassendere Aussagekraft von Methodenkombinationen.

Dank den modifizierten Begehungen, mit Testpersonen entlang der Fahnenachse, und der Erfassung der Geruchsintensität konnte das Abklingen von Geruch mit der Distanz ermittelt werden. Die meteorologischen Parameter wurden zeitgleich zu den Begehungen erfasst. Die

Geruchsproben zur Beschreibung der Einzelquellen wurden tagesaktuell unmittelbar vor und während den Fahnenbegehungen gezogen und am selben Tag noch ausgewertet. Damit konnten die verschiedenen Einflussgrößen auf die Geruchsimmission in den Bereichen der Geruchsquellen und der Ausbreitungssituation konsistent erfasst, zugeordnet und interpretiert werden.

Da es sich bei Tierhaltung und verstärkt noch in Kombination mit Biogasanlagen mit vielen verschiedenen Einzelquellen meist um Mischgeruch handelt, stand bei der Erfassung und Zuordnung von Betriebssituationen das immissionsseitige Zusammenwirken im Vordergrund. Die gezielte Definition der Geruchsintensitäten, bereits ab der Stufe «wahrnehmbar», hat die Relevanz des Zusammenwirkens mit wesentlichen Zeitanteilen berücksichtigt. Schon Publikationen von [8], [9] und [10] betonten die Herausforderungen mit Mischgeruch.

Fazit

Zur Geruchsminderung gilt es, vor allem bei geruchsintensiven Flächenquellen anzusetzen. Emittierende Oberflächen sind möglichst gering zu halten. Um den Austritt von Biogas zu vermeiden, sind Prozessoptimierung und Wartung relevant. Weiter sind Biogasverluste über die Membran oder durch Leckagen mit regelmäßiger Kontrolle und ggf. Ersatz zu verhindern. Im Sinne der Vorsorge ist bei der Standortwahl grosse Sorgfalt geboten. Dabei ist eine Gesamtbetrachtung von Biogasanlage und Tierhaltung zwingend. Im Fall von Ausbreitungsbedingungen mit komplexer Topographie, Talwind, Kaltluftabfluss, heterogener Landnutzung ist eine Standortabklärung erforderlich, um eine Geruchsausbreitung über noch größere Distanzen ausschließen zu können.

7. Literatur

- [1] 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.
- [2] Mager K., Keck M., Schrade S. (2011): Geruchserhebungen bei Betrieben mit landwirtschaftlichen Biogasanlagen. *KTBL-Schrift* 488, 372–373.
- [3] Keck M., Keller M., Frei M., Steiner B., Schrade S. (2015): Geruchsstoffkonzentrationen bei Flächenquellen landwirtschaftlicher Biogasanlagen und ausgewählte Polaritätenprofile. In: *Gerüche in der Umwelt*, VDI-Berichte 2252, 139–147.
- [4] VDI 3940 Blatt 2 (2006): Bestimmung von Geruchsimmissionen durch Begehungen – Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen: Fahnenmessung. VDI-Richtlinien, Berlin: Beuth Verlag.
- [5] Van Elst T., Delva J. (2016): The European Standard prEN 16841-2 (Determination of odour in ambient air by using field inspection: plume method): a review of 20 years experience with the method in Belgium. *Chem. Eng. Trans.* 54, 175–180.
<https://doi.org/10.3303/cet1654030>.
- [6] Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., R Core Team (2017): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131.
<https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- [7] Ubeda Y., Neyrinck R., Calvet S., López A., Nicolas J. (2010): Odour evaluation of a dairy farm with anaerobic digestion. *Chem. Eng. Trans.* 23, 255–260.
<https://doi.org/10.3303/cet1023043>.
- [8] Hayes J.E., Stevenson R.J., Stuetz R.M. (2014): The impact of malodour on communities: A review of assessment techniques. *Sci. Total Environ.* 500–501, 395–407.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.003>.
- [9] DEFRA (2010): Odour Guidance for Local Authorities. Department for Environment, Food and Rural Affairs DEFRA, London, 110 S.
- [10] Wu C., Liu J., Zhao P., Piringier M., Schaubberger G. (2016): Conversion of the chemical concentration of odorous mixtures into odour concentration and odour intensity: A comparison of methods. *Atmos. Environ.* 127, 283–292.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.051>.

Qualitätssicherung von Geruchsimmissionsprognosen in Zeiten der Auditierung der VDI 3783 Blatt 13

Dipl.-Met. **U. Hartmann**, Dipl.-Ing. **N. Borchering**
ANECO Institut für Umweltschutz GmbH & Co., Mönchengladbach

Kurzfassung

Die Veränderungen in der Genehmigungspraxis (Anpassung der TA Luft, Aufnahme der GIRL in die TA Luft, Gerichtsurteile, etc.) machen die Überarbeitung der Ausrichtung von Qualitätssicherungspapieren für Geruchsimmissionsprognosen erforderlich. Richtlinienkonformes Vorgehen und das ausschließliche Abarbeiten von Checklisten bei der Festlegung und Prüfung von Eingangsparametern führen i. A. nicht zur Sicherstellung der juristischen Belastbarkeit der Prognoseergebnisse. Vielmehr ist das Prognoseergebnis (Zusatzbelastung) in den Fokus der Qualitätssicherung zu rücken. Für die Aussagesicherheit ist die konservative Ermittlung der Zusatzbelastung unerlässlich. Insofern sollen sich Qualitätssicherungsmaßnahmen bei der Erstellung einer Immissionsprognose an der Dokumentation einer konservativ ermittelten Zusatzbelastung orientieren.

1. Einleitung

Mit der Richtlinie VDI 3783 Blatt 13 wurde erstmals im Rahmen der Normenerstellung der Kommission Reinhaltung der Luft ein Beitrag zur Qualitätssicherung von Immissionsprognosen vorgelegt. Ausgehend von mehreren Aktivitäten in den Ländern Baden-Württemberg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen wurde die Richtlinie VDI 3783 Blatt 13 im Jahr 2010 veröffentlicht mit der Maßgabe, den Leser der Richtlinie in die Lage zu versetzen, die Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit und Plausibilität eines Berichts mit einer Immissionsprognose abschließend prüfen zu können.

Die VDI 3783 Blatt 13 ist aus mindestens drei Gründen zu überarbeiten:

1. Aufgrund der Vorgaben der Kommission Reinhaltung der Luft (KrdL) sind Richtlinien i. A. wiederkehrend alle 5 Jahre zu auditieren. Eine Arbeitsgruppe ist derzeit für die Überarbeitung tätig.
2. Aufgrund neuer Vorgaben durch die zu erwartende angepasste TA Luft ist eine Überarbeitung inhaltlich erforderlich.
3. Die aus Sicht des Autors überholte Motivation der Richtlinie muss zu einer vollständigen Neuausrichtung der Richtlinie führen.

Neben den unter Punkt 1 und 2 genannten fachlichen Inhalten ist eine grundlegende Überarbeitung der VDI 3783 Blatt 13 erforderlich, um den notwendigen Praxisbezug herzustellen. Auf die notwendigen Aktualisierungen aufgrund der Anpassungen der TA Luft und die geplante Aufnahme der Geruchsimmissions-Richtlinie in die selbige wird im Rahmen dieser Ausarbeitung nicht eingegangen. Eine Zusammenfassung ist in [1] zu finden.

2. Ziele der VDI 3783 Blatt 13 und die Konsequenzen für die Genehmigungspraxis

Ausgangspunkt für die „qualitätssichernden Maßnahmen bei der Immissionsprognose“ im anlagenbezogenen Immissionsschutz war der Ersatz des Gauß'schen Ausbreitungsmodells hin zu einem Lagrange'schen Partikelmodell [2] mit Veröffentlichung der TA Luft (2002). Während bei der Anwendung eines Gauß'schen Ausbreitungsmodells lediglich zwei Parameter, Emissionsbedingungen der Quelle und die meteorologischen Gegebenheiten des Standorts, festzulegen waren, mussten für die Anwendung des neuen Standardmodells der TA Luft gleichwohl mehrere Parameterwerte gewählt und begründet werden. Die Einschätzung, ob ein Bericht mit einer Immissionsprognose zum Nachweis der Genehmigungsfähigkeit geeignet ist, war umfangreicher geworden.

Ausgehend von mehreren Aktivitäten in den Ländern Baden-Württemberg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen wurde im Rahmen der VDI-Richtlinienggebung die Richtlinie VDI 3783 Blatt 13 [3] entwickelt. Die Richtlinie enthält Hinweise zur Festlegung von Parameterwerten, möglichen Begründungen hierfür sowie eine Checkliste. Die Maßgabe an die Inhalte der Richtlinie war, den Leser der Richtlinie in die Lage zu versetzen, die Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit und Plausibilität eines Berichts mit einer Immissionsprognose abschließend prüfen zu können.

Seit dem Erscheinen des Weißdrucks der VDI 3783 Blatt 13 im Jahr 2010 unterliegt die Genehmigungspraxis weitreichenden Änderungsprozessen:

1. Bereits vor und während der Erarbeitung des Merkblatts 56 [4] und der VDI 3783 Blatt 13 wurde ersichtlich, dass eine abschließende Festlegung von Parameterwerten für Ausbreitungsrechnungen in jedem Einzelfall nicht möglich ist. Die Qualitätssicherungsbestrebungen lassen somit bewusst Spielraum und Begründungsnotwendigkeiten bei der Festlegung der Prognosestrategie.
2. Die freie Verfügbarkeit des Modells AUSTAL2000 [5] sowie die breite nationale und internationale Akzeptanz des Prognoseverfahrens [6] führten zu Anwendungen außerhalb des Geltungsbereichs der TA Luft. Zahlreiche Gerichtsprozesse und –entscheidungen prägen zunehmend den Umgang mit der Prüfung von Berichten mit Immissionsprognosen. Urteile werden maßgebend für die Wahl von Parameterwerten.

3. Auf Grundlage der VDI 3783 Blatt 13 werden Büros für Immissionsprognosen gemäß TA Luft und Geruchsimmissions-Richtlinie akkreditiert. Im Akkreditierungsverfahren werden – vergleichbar zu den Akkreditierungsverfahren für Emissions- und Immissionsmessungen – einzelne Verfahrensschritte (bei der Prognose: die Festlegung von Parameterwerten) auf Richtlinienkonformität geprüft.

Zudem enthält die Richtlinie eine „Checkliste“, die es ermöglichen soll, einen Bericht mit einer Immissionsprognose auf Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit und Plausibilität zu prüfen. Hierzu wird die Wahl jedes einzelnen Parameterwertes (z. B. der Rauheitslänge) isoliert für sich betrachtet.

Die bisher in der Richtlinie VDI 3783 Blatt 13 umgesetzte Vorgehensweise bewirkt, dass jeder, in einer Immissionsprognose zu wählende Wert, auf Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit und die Plausibilität geprüft wird. Z. B. hat der Modellanwender eine Rauheitslänge zu wählen, die zu dokumentieren (Vollständigkeit) ist und der Wert zu begründen ist (Nachvollziehbarkeit). Der Wert an sich muss nach VDI 3783 Blatt 13 plausibel sein. Dieser Ablauf wiederholt sich für jeden, zahlreich vorhandenen Modelleingangswert, so dass es im Rahmen einer Prüfung einer Immissionsprognose mehr um die Plausibilität einzelner Modelleingangswerte geht als um die Genehmigungsfähigkeit des Vorhabens. Dieses Ablaufschema gipfelt in sog. Normenkontrollklagen, bei denen es sinngemäß nur noch darum geht, einzelne Modellparameter auf „Normengerechtigkeit“ zu prüfen, ohne die Auswirkung eines anderen, zu begründenden Wertes für diesen Parameter auf die Höhe der Zusatzbelastung zu prüfen. Das Schema der VDI 3783 Blatt 13 fokussiert somit nicht mehr auf den eigentlichen Wert der Zusatzbelastung, sondern produziert Diskussionen über jeden Eingangsparameter einer Ausbreitungsrechnung.

Diese Entwicklung führte zu erhöhten Unsicherheiten bei der Einschätzung einzelner Parameterwerte, Nachforderungen bei der Erstellung von Immissionsprognosen und somit nicht zur Qualitätssicherung von Immissionsprognosen in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmissions-Richtlinie.

3. Die Zusatzbelastung im Genehmigungsverfahren

Die Zusatzbelastung ist ein juristischer Wert, der im Rahmen eines Verwaltungsaktes ermittelt wird und einzig und allein als Grundlage einer Genehmigungserteilung und des Versagens einer Genehmigung anzusehen ist. Die Ermittlung der Zusatzbelastung ist im konkreten Verfahren nach Prüfung anderer Kriterien (Vorliegen geringer Emissionen, vgl. TA Luft Nr. 4.1 und Nr. 2.2 des Anhangs 7 der angepassten TA Luft [7]) zu ermitteln.

Die Zusatzbelastung wird zum größten Teil mithilfe von genormten Methoden (z. B.: Modell auf Basis der VDI 3945 Blatt 3), die auf wissenschaftlichen Erkenntnissen und der Normgebung der Kommission Reinhaltung der Luft beruhen, bestimmt; hieraus folgt nicht, dass die Zusatzbelastung ein wissenschaftlicher Wert ist, über dessen Höhe in akademischer Weise im Rahmen eines Verwaltungsverfahrens abgewägt werden darf (siehe oben). Die Abwägungen und somit die Unsicherheiten im konkreten Verfahren kommen im Regelfall zustande, sobald es Vereinfachungen bei der konkreten Festlegung von Parameterwerten gibt und es somit eine Bandbreite von Zusatzbelastungswerten gibt (in der Praxis gern Modellunsicherheit genannt).

Hieraus folgt, dass der Wert der Zusatzbelastung i. A. konservativ sein muss, d. h. die realen Verhältnisse überschätzt. Hierdurch wird die Genehmigungsbehörde in die Lage versetzt, eine rechtssichere Entscheidung zu fällen.

4. Beispiel

Aus zwei Schornsteinen werden Geruchsstoffe emittiert. Die Schornsteine befinden sich auf einem 9 m hohen Gebäude. Die Emissionen werden wie folgt angegeben (s. Tabelle 1):

Tabelle 1: Emissionsdaten der Beispielanlage.

Parameter	Einheit	Quelle 1	Quelle 2
x-Koordinate	m	-15	15
y-Koordinate	m	15	-15
Höhe der Quelle	m	12	12
Volumenstrom	m ³ /h, tr., 0 °C	320	5300
Volumenstrom	m ³ /h, f., 0 °C	340	5300
Temperatur	°C	140	29
Geruchsstoffstrom	MGE/h	1.0	27.7
Emissionszeit	h/a	1785	1200

Die Prognoseergebnisse basieren im Fall 1 u. a. auf der folgenden Wahl von Modellparametern:

1. Es wird keine Abgasfahnenüberhöhung angesetzt.
2. Die Emissionszeit der Quelle Q1 wird in die Wintermonate gelegt, Quelle Q2 emittiert ganzjährig, montags bis samstags von 10 bis 14 Uhr.

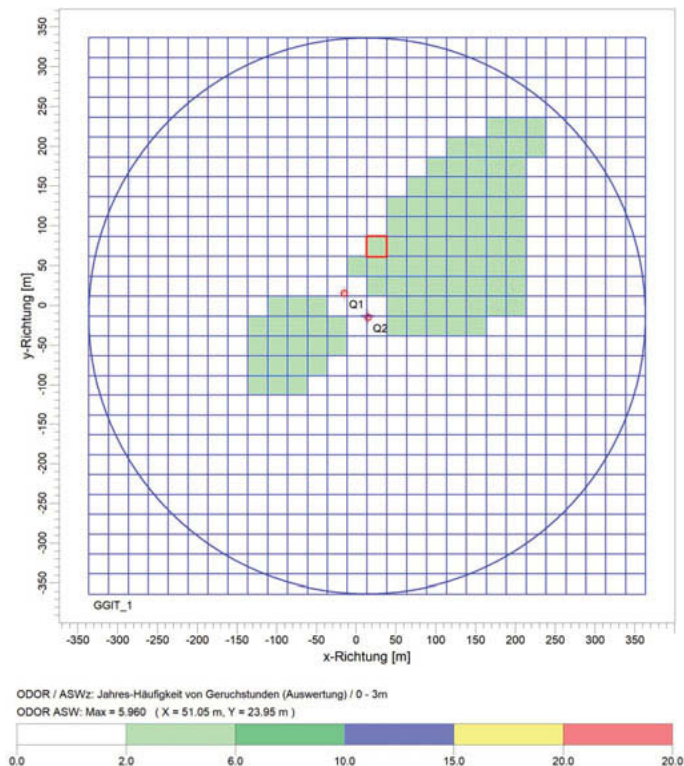


Bild 1: Geruchsstundenhäufigkeiten in % der Jahresstunden im Fall 1.

Das Ergebnis der Geruchsimmissionsprognose zeigt Bild 1. Dargestellt werden Geruchsstundenhäufigkeiten in % der Jahresstunden auf Beurteilungsflächen mit Seitenlängen von 25 m. Die maximale Geruchsstundenhäufigkeit beträgt 0.596 (dies entspricht 5.9 % der Jahresstunden mit Geruchsstunden). Auf der zur Beurteilung maßgebenden Beurteilungsfläche (in Bild 1 rot markiert) beträgt die Geruchsstundenhäufigkeit mehr als 2.7 % der Jahresstunden.

Die Prüfung der Wahl der Modellparameter ergab, dass die Wahl der zeitlichen Verteilung der Geruchsemission nicht konservativ genug sei. So könne der, zwar unwahrscheinliche, Fall eintreten, dass beide Quellen zeitlich unabhängig emittieren und somit eine Überlagerung der Geruchsfahnen entstehe. Somit ergäben sich mehr Stunden im Jahr mit Geruchsemissionen und entsprechenden häufigere Beaufschlagungen.

Bei der Prüfung dieser Vermutung wurde völlig außer Acht gelassen, dass der richtlinienkonforme Ansatz der Abgasfahnenüberhöhung nicht berücksichtigt wurde. Würde man somit strikt nach der Richtlinie vorgehen, wäre die effektive Quelhöhe höher als die Schornsteinbauhöhe. Es ist allgemein bekannt, dass sich im Regelfall ohne Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung konservative Ergebnisse erzielen lassen. Es wurde argumentiert, dass der gewählte Ansatz ausreichend konservativ ist, unabhängig von der Wahl der Zeitreihe.

Bild 2 zeigt das Ergebnis der Ausbreitungsrechnung mit Emissionszeitreihen, bei denen beide Quellen unabhängig voneinander emittieren. Gemäß VDI 3783 Blatt 13 wird nunmehr die Abgasfahnenüberhöhung angesetzt.

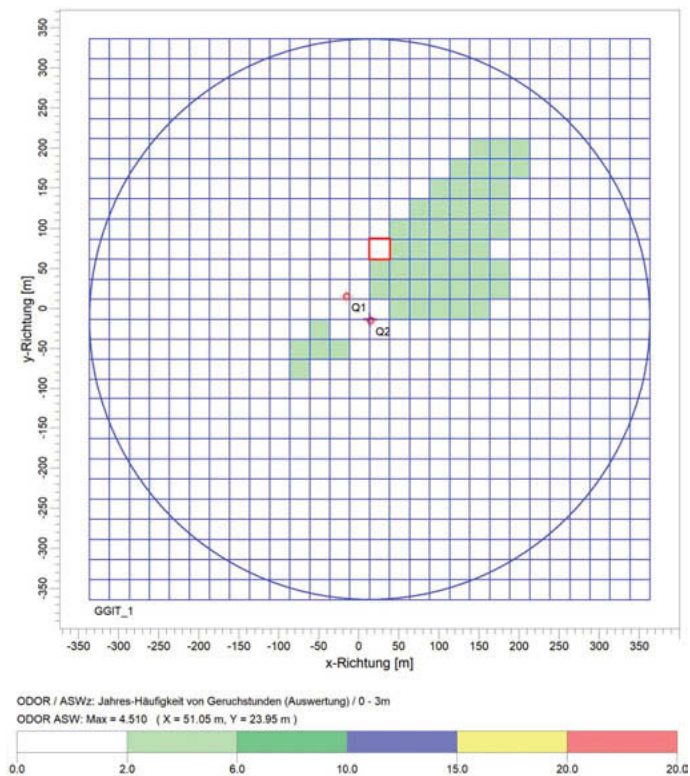


Bild 2: Geruchsstundenhäufigkeiten in % der Jahresstunden im Fall 2.

Die maximale Geruchsstundenhäufigkeit beträgt nun 4.5 % der Jahresstunden mit Geruchsstunden. Auf der maßgeblichen Beurteilungsfläche wird eine Geruchsstundenhäufigkeit von 1.6 % der Jahresstunden mit Geruchsstunden prognostiziert.

Im Vergleich beider Prognoseergebnisse sind die prognostizierten Geruchsstundenhäufigkeiten im Fall 1 höher als im Fall 2. Der Ansatz, gegen die Richtlinie VDI 3783 Blatt 13 die Überhöhung der Geruchsfahnen zu vernachlässigen, war bereits ausreichend konservativ.

5. Fazit

Die zur Qualitätssicherung von Immissionsprognosen zugrunde zu legende VDI-Richtlinie lässt nur eine Einschätzung über die richtlinienkonforme Wahl von Eingangsparametern zu. Ob eine Zusatzbelastung geeignet ist, die Genehmigungsfähigkeit einer Anlage / eines Vor-

habens zu belegen und somit gerichtsfest zu sein, kann i. A. ausschließlich mit der richtlinienkonformen Wahl von Parameterwerten nicht erfolgen.

Wesentlicher Eingangswert jeder Geruchsausbreitungsrechnung ist die Geruchsemissionen (Geruchsstoffstrom, Ableitbedingungen, zeitliche Verteilung). Die Richtlinie VDI 3783 Blatt 13 enthält keine Angaben zur Qualitätssicherung von zu wählenden emissionsseitigen Ansätzen. Insofern kann eine Geruchsimmissionsprognose ausschließlich auf den Standards der bestehenden VDI-Richtlinie 3783 Blatt 13 nicht erstellt und abschließend geprüft werden.

Zur Qualitätssicherung von Geruchsimmissionsprognosen wären somit qualitätssichernde Hinweise zum Ansatz der Emissionen für eine Ausbreitungsrechnung aufzunehmen. Eine Abkehr der normengerechten Abarbeitung einzelner Eingangsparameter ist dringend erforderlich. Vielmehr sind der Wert und die konservative Ermittlung der Zusatzbelastung in den Fokus der Erstellung und in die Dokumentation einer Immissionsprognose zu rücken.

Zudem sollte ein Schwerpunkt auf Sensibilitätsuntersuchungen gelegt werden. Im Rahmen der Tagung „Gerüche in der Umwelt“ wurden in den letzten Jahr wesentliche Erkenntnisse für die Erstellung von Geruchsimmissionsprognosen veröffentlicht (z. B. [8-13]), die eher den Charakter von qualitätssichernden Maßnahmen in der Genehmigungspraxis haben.

6. Literatur

- [1] Hartmann, U. und N. Borcharding, 2016: Die angepasste TA Luft in der Praxis – Änderungen bei der Schornsteinhöhenbestimmung und bei der Immissionsermittlung durch Messung und Ausbreitungsrechnungen. In: Immissionsschutz, Heft 4, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, S. 177 – 182.
- [2] Hartmann, U., 2003: Erste Erfahrungen mit dem neuen Ausbreitungsmodell der TA Luft (2002) – AUSTAL2000. In: Immissionsschutz, 8. Jg., H. 3, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, S. 80 – 87.
- [3] Umweltmeteorologie – Qualitätssicherung in der Immissionsprognose - anlagenbezogener Immissionsschutz, Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft. Richtlinie VDI 3783 Blatt 13, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Düsseldorf, Beuth-Verlag Berlin, 51 S., Januar 2010.
- [4] Hartmann, U. und M. Hölscher, 2006: Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und Geruchsimmisions-Richtlinie. Merkblatt 56 des Landesumweltamts NRW, Essen, heute: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Recklinghausen, 71 S.
- [5] Janicke, U. und L. Janicke, 2007: Lagrangian Particle Modelling for regulatory purposes – a survey of recent developments in Germany. Proceedings of the 11th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for regulatory purposes, Cambridge, 109-113, www.harmo.org.
- [6] Müller, W. J., 2016: Odor Dispersion Modeling AUSTAL2000. Vortrag im Rahmen des Twinning Projekt IL/11 Implementation and Strengthening the Environmental Framework for IPPC, Resource Efficiency and Eco-Management in Israel, http://www.twinning-israel.info/resources/Annex9_2_Dispersion.pdf
- [7] Entwurf zur Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. <https://www.bmu.de/gesetz/entwurf-zur-neufassung-der-ersten-allgemeinen-verwaltungsvorschrift-zum-bundes-immissionsschutzgesetz/>
- [8] Hartmann, U. und N. Borcharding, 2013: Sensitivitätsbetrachtungen des Ansatzes zeitlich instationärer Emissionen für Ausbreitungsrechnungen. In: Gerüche in der Umwelt, VDI-Berichte 2195, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 79 – 88.
- [9] Müller, F. und H. Riesewick, 2013: Geruchsproblematik im Rahmen der Bauleitplanung im ländlichen Raum. In: Gerüche in der Umwelt, VDI-Berichte 2195, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 137 – 148.

- [10] Grotz, W. und B. Zimmermann, 2015: Vergleich Rasterbegehung – Immissionsprognose – Beispiele aus der Papierindustrie – Quelleneigenschaften und Anpassung der Ausbreitungsrechnung. In: : Gerüche in der Umwelt, VDI-Berichte 2252, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 81 – 94.
- [11] Hartmann, U. und N. Borcharding, 2015: Emissionsmessungen, Ausbreitungsrechnungen und Rasterbegehungen – Vergleich berechneter und gemessener Geruchsstundenhäufigkeiten anhand verschiedener Anwendungsfälle. In: Gerüche in der Umwelt, VDI-Berichte 2195, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 95 – 104.
- [12] Müller, F., 2015: Probleme im Umgang mit Geruchsstoffströmen, die auf passiven Quellen messtechnisch ermittelt wurden. In: Gerüche in der Umwelt, VDI-Berichte 2195, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 149 – 163.
- [13] Petrich, R. und A. Delan, 2017: Sensitivität der Ausbreitungsrechnung für Gerüche bei unterschiedlichen meteorologischen Eingangsdaten im Rahmen der geplanten Anpassung der TA Luft – eine Analyse der Varianz von Ergebnissen bei Ausbreitungsrechnungen und die Konsequenzen für Genehmigungsverfahren: In: Gerüche in der Umwelt, VDI-Berichte 2315, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 45 – 56.

Neuartige Lagrange-basierte Rückrechnung auf Emissionsstärken und Emissionsorte unter Einbeziehung prognostischer Windfeldmodelle

R. Petrich, A. Delan, IFU GmbH, Frankenberg/Sachsen

Kurzfassung

Die in den vergangenen Jahren rasch fortgeschrittene Entwicklung von Rechentechnik und Rechenmodellen zur Anwendung in der Umweltmeteorologie hat dazu geführt, dass bei uns im Unternehmen unter anderem eine neuartige Lösung zur Rückrechnung von Immissionskenngrößen hin zu Emissionsstärken und zum Auffinden des Quellortes entstanden ist. Dieses Verfahren ist auch für Gerüche geeignet. Es vereint modernste Modellansätze in der Ausbreitungsrechnung (die dann revers betrieben wird) auf Basis von Lagrange-Modellen nach VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 und prognostischen Windfeldmodellen nach VDI-Richtlinie 3783 Blatt 7. Aufgrund dieser Modellansätze ist es möglich, Phänomene wie komplexes Gelände, Kaltluftabflüsse und die für Gerüche oft relevante Ausbildung von Kaltluftseen in die Untersuchungen einzubeziehen.

Bislang wurden Rückrechnungen auf Emissionsstärken häufig so vorgenommen, dass für einen vorgegebenen Quellort die Quellstärke in einem iterativen Verfahren so lange modifiziert wird, bis sich eine möglichst gute Übereinstimmung zu den (häufig gemessenen) Immissionskenngrößen erreicht wird. Der zu erwartende Informationsgewinn bei diesem Verfahren ist meist nicht besonders groß, da man bei bekannter Quellgeometrie nur versucht, wenigstens die Quellstärke zu ermitteln. Da bei Betrachtung von Gerüchen während der Ausbreitungsrechnung noch eine Perzentilbildung stattfindet, erschwert sich das Verfahren weiterhin.

Deshalb wurde nach neuen Ansätzen gesucht, um die 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 der Windrichtung. Dann kann die neuentwickelte Rückrechnung nicht mehr nur eine Windrichtungsabhängigkeit ermitteln, sondern ist auch in der Lage, die Entfernung zur Quelle mit einer gewissen Unschärfe zu bestimmen und kann zwischen einer weit entfernten starken Quelle und einer naheliegenden schwachen Quelle zu unterscheiden. Somit ist die Auswertung der Rückwärts-Trajektorien bei der Lagrange-Ausbreitung ein gut geeignetes Werkzeug, um Rückrechnungen dieser Art durchzuführen.

1. Ausgangssituation

Herkömmliche Methoden zur Rückrechnung ermitteln meist mit Messtechnik oder bei Gerüchen durch Begehung einen zeitlichen Mittelwert der betrachteten Kenngröße an einem oder mehreren Aufpunkten im Rechengebiet.

Dann wird versucht, über Variationen der Quellstärke und iterativ wiederholten Ausbreitungsrechnungen solche Parameter zu finden, die bei durchgeführter Ausbreitungsrechnung die an den Aufpunkten ermittelten Kenngrößen möglichst gut reproduzieren. Der zu erwartende Informationsgewinn ist bei diesem Verfahren meist nicht besonders groß, da man bei bekannter Lage und Quellgeometrie nur versucht, wenigstens die Quellstärke zu ermitteln. Dass insbesondere bei Betrachtung von Gerüchen während der Ausbreitungsrechnung noch eine Perzentilbildung stattfindet, erschwert dieses Verfahren weiterhin.

Deshalb wurde nach neuen Ansätzen gesucht, um die Rückrechnung effektiver im Hinblick auf die Informationsausbeute zu gestalten. Dazu gehört, dass man eine größere Menge an Informationen in die Berechnung einfließen lässt. Grundidee war deshalb, möglichst hoch zeitaufgelöste Messwerte für die Konzentration am Aufpunkt oder an mehreren Aufpunkten und für die Windparameter zu erheben und für die Berechnung zu verwenden.

2. Lösungsansatz

Als ein möglicher Ansatz zur Verbesserung der Effizienz bei Rückrechnungen wurde die Rückverfolgung von Trajektorien bei der Lagrange-Ausbreitungsmodellierung untersucht. Lagrange-Ausbreitungsmodelle (beispielsweise Austal 2000 [1], LASAT [2], GRAL [3]) beru-

hen 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. Die Partikel können rechentechnisch mit einer Markierung versehen werden, um zwischen verschiedenen Quellen oder verschiedenen Luftbeimengungen zu unterscheiden. In Auswertung der Ausbreitungsrechnung werden für bestimmte Aufpunkte (Immissionsorte) bzw. flächendeckend zeitliche Mittelwerte der Konzentration oder Perzentile ausgerechnet, die den zu ermittelnden Kenngrößen entsprechen.

Grundidee der hier vorgestellten Rückrechnung ist, dass die an einem Aufpunkt eintreffenden Lagrange-Partikel auf ihrer simulierten Flugbahn (Trajektorie) zurückverfolgt werden können. Eine am Aufpunkt vorgefundene Konzentration (beispielsweise durch Messung bestimmt) 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 ankommenden 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. Diese gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit der gesuchte Quellort an diesem Punkt im Rechengebiet liegt. 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. Bild 1 verdeutlicht dies in einer vereinfachten Grafik.

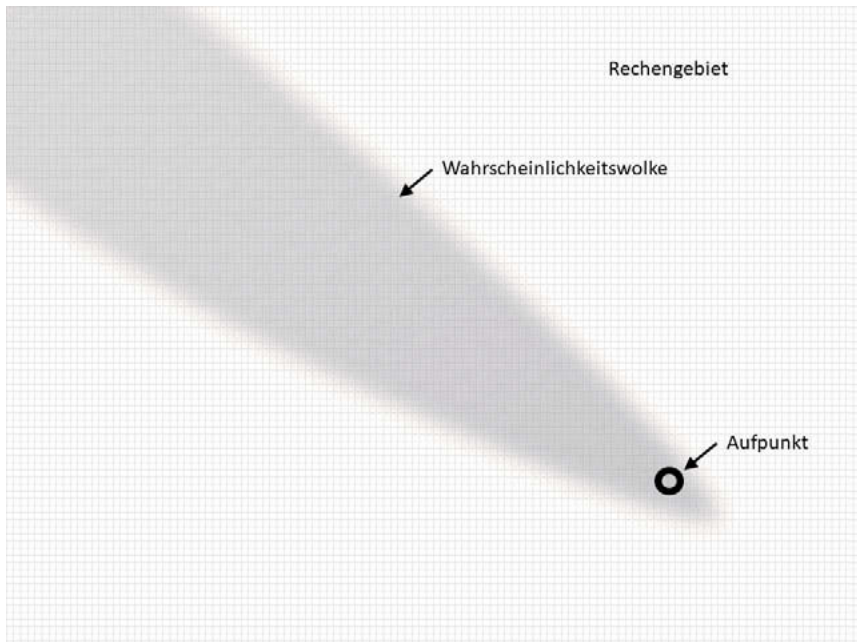


Bild 1: Wahrscheinlichkeitswolke im Luv des Aufpunktes dafür, dass die Quelle an diesem Ort liegt

Allein durch diese Auswertung lässt sich zwar die ungefähre Richtung ermitteln, in der die Quelle liegt, nicht jedoch die Entfernung. Dies ist verständlich, da aus dieser Richtung über die gesamte Entfernung Lagrange-Partikel am Aufpunkt eintreffen.

Eine Bestimmung der Entfernung wird darüber hinaus möglich, wenn man anstelle der stationär modellierten Ausbreitung eine instationäre Modellierung durchführt. Dies sei anhand von zwei meteorologischen Situationen und Bild 2 erklärt. Dabei werden die Wahrscheinlichkeitswolken überlagert, die sich für jede der instationär modellierten Situationen ergeben. Für die erste Situation dreht der Wind im Laufe der Modellierung von West nach Nordwest, für die zweite Situation von Nord nach Nordwest. Das sich im Überlappungsbereich der Wahrscheinlichkeitswolken ergebende lokale Maximum kann als Hinweis auf eine Quelle in diesem Bereich gewertet werden.

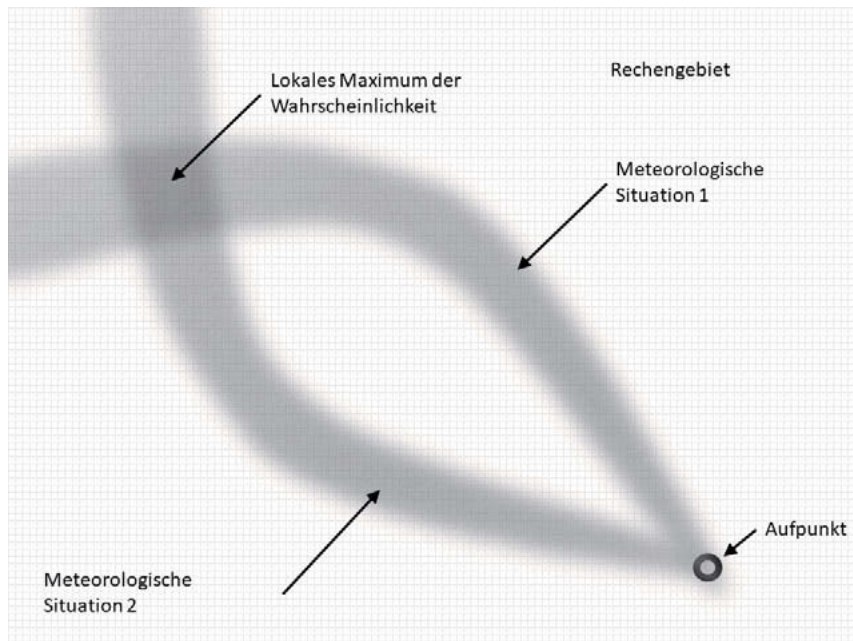


Bild 2: Schematische Darstellung von überlagerten Wahrscheinlichkeiten bei zwei instationär modellierten meteorologischen Stationen

Je mehr instationäre Situationen in die Auswertung eingehen, umso bessere Ergebnisse liefert die Statistik hinter diesem Verfahren. Dies setzt natürlich voraus, dass auch die instationäre Modellierung dieser Situationen möglichst realitätsnah erfolgt. Dies gelingt nur unter Anwendung moderner prognostischer Windfeldmodelle, die eine instationäre Modellierung erlauben und dabei numerisch stabil sind. Weiterhin ist es notwendig, Lagrange-Partikel im gesamten Rechengebiet und sogar in allen Modellebenen zu emittieren, in denen Quellen vermutet werden. Dies führt in der Praxis zu einem um Mehrfaches größeren Rechenaufwand als eine Ausbreitungsrechnung mit fixierten Quellorten. Die Leistungsfähigkeit des Verfahrens steigt, wenn an mehreren Orten gleichzeitig Konzentrationsmessungen durchgeführt werden (mehrere Aufpunkte), wodurch sich die einzelnen Wahrscheinlichkeitswolken zu einem schärferen Maximum überlagern.

Die für die hier vorgestellte Methodik notwendigen Voraussetzungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- instationäre prognostische Windfeldmodellierung und daran gekoppelte Lagrange-Ausbreitungsrechnung mit Protokollierung der Partikel-Trajektorien und genügend feinem Zeitschritt (beispielsweise eine Minute), Emission von Lagrange-Partikeln im gesamten Rechengebiet, oder dem Gebiet, in dem Quellen vermutet werden
- zeitlich aufgelöste Erfassung der Winddaten (Messung im Rechengebiet, Zeitauflösung beispielsweise zehn Minuten, vektorielle Interpolation der Zwischenwerte)
- zeitlich aufgelöste Erfassung der Konzentration der betrachteten Luftbeimengung an einem oder mehreren Aufpunkten (passend zum Zeitschritt der Lagrange-Ausbreitungsrechnung)
- genügend häufiges Auftreten von drehenden Winden und wechselnden meteorologischen Situationen, im Zusammenhang mit einer ausreichend langen Messzeit (beispielsweise über mehrere Wochen)

3. Praktische Umsetzung

Bisher wurden mehrere Projekte mit dem vorgestellten Verfahren bearbeitet, die dem Charakter nach sowohl Forschungsprojekte als auch konkrete Anwendungsfälle waren.

Die instationäre Windfeldmodellierung wurde mit dem prognostischen Windfeldmodell GRAMM (Versionen 17.01 und 19.01) [3] durchgeführt, das sich dabei als ausreichend präzise und numerisch stabil erwiesen hat. Darüber hinaus gab es Versuche, ebenfalls das Windfeldmodell METRAS-PCL (Version 5.0) [4] zu verwenden, die aber nach einer Entscheidung zur Verwendung von GRAMM nicht weiterverfolgt wurden.

Die Lagrange-Ausbreitungsmodellierung erfolgte mit LASAT (Version 3.4) [2]. Dabei wurde auf eine Funktionalität in LASAT zurückgegriffen, die es erlaubt, dass die einzelnen Lagrange-Partikel während ihrer Ausbreitung durch das Rechengebiet in jedem Zeittakt verfolgt werden können. Dies 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 sollten, musste eine bodennahe Flächenquelle über das gesamte Rechengebiet aufgespannt werden, um zu gewährleisten, dass Lagrange-Partikel von allen Gitterzellen im Rechengebiet starten. Durch diese Maßgabe musste die Partikelanzahl im Rechenlauf entsprechend hoch gewählt werden, was den notwendigen Rechenaufwand weiter erhöhte.

Bild 3 zeigt beispielhaft ein Ergebnis für eine Rückrechnung mit Lagrange-Trajektorien. Die zeitaufgelösten Windmessungen wurden mit einem Ultraschallanemometer durchgeführt, wobei ein Mittelungszeitraum von zehn Minuten angesetzt wurde. Die zeitaufgelösten Konzentrationsmessungen am Aufpunkt wurden mit einem Smellmaster-Gerät durchgeführt, das

für jede einzelne Minute einen Konzentrationswert lieferte. Die Messungen wurden über drei Monate durchgeführt.

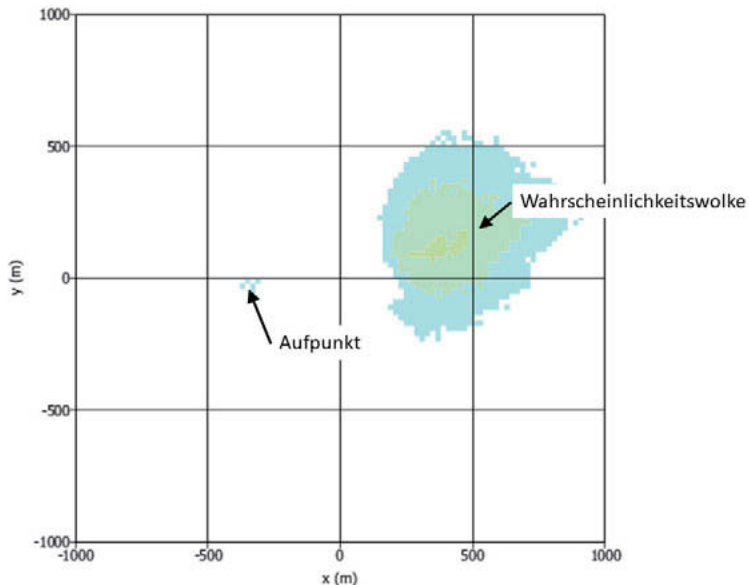


Bild 3: Beispiel für eine Rückrechnung mit Lagrange-Trajektorien

Zur prognostischen Windfeldmodellierung und für die Lagrange-Ausbreitungsrechnung mit Partikelverfolgung wurden mehrere Hochleistungsrechner (DELL Poweredge 930) mit insgesamt 160 Intel-Rechenkernen eingesetzt. Als schnelle Speichermedien zur Zwischenspeicherung der Partikelpositionen und deren Auswertung dienten Disk-Stationen von Synology mit zehn Gigabit-Netzwerk-Anbindung an die Hochleistungsrechner und einem gesamten installierten Speicher von 120 Terabyte.

4. Vorteile bei der Anwendung und Modellgrenzen

Es ist ersichtlich, dass die neuentwickelte Rückrechnung nicht mehr nur eine Windrichtung ermittelt, in der die Quelle liegen könnte, sondern auch in der Lage ist, die Entfernung zur Quelle mit einer gewissen Unschärfe zu bestimmen. In gewissen Grenzen ist es damit möglich, zwischen einer weit entfernten starken Quelle und einer naheliegenden schwachen Quelle zu unterscheiden. Dieser Zugewinn an Information in der Rückrechnung ist offenbar

erzielt worden, indem über die zeitaufgelösten Messungen von Meteorologie und der Konzentration am Aufpunkt zusätzliche Informationen ausgewertet werden konnten. Somit ist die Auswertung der Rückwärts-Trajektorien bei der Lagrange-Ausbreitung offenbar ein gut geeignetes Werkzeug, um Rückrechnungen dieser Art durchzuführen.

Weiterhin ist zur Rückrechnung kein iterativer Ansatz notwendig, um Ergebnisse einer Ausbreitungsrechnung nach und nach an gemessene Werte anzufitten. Vielmehr wird die Lösung, der vermutete Ort der Quelle und deren Quellstärke, in einem einzigen Rechengang gefunden.

Da weder Kenntnis über Ort und Geometrie einer Quelle im Vorfeld notwendig sind, lassen sich auch ausgedehnte und diffuse Quellen charakterisieren, wie beispielsweise ganze Kanalnetze. Durch Netzschachtelung am Aufpunkt und in der Nähe der vermuteten Quelle, was in LASAT möglich ist, lässt sich Genauigkeit und die Schärfe der Lösungsfindung verbessern.

Als nachteilig hat sich der enorme Rechenaufwand und die zur Speicherung der Zwischenergebnisse (Lagrange-Trajektorien) notwendige Infrastruktur erwiesen. Dies sollte jedoch im Zuge der sich derzeit rasant weiterentwickelnden Technik kein Hindernis für die Anwendung des Verfahrens darstellen. Letztlich wurden alle bisherigen Projekte mit handelsüblicher PC-Technik bearbeitet.

Als numerisches Problem beim vorgestellten Verfahren hat sich gezeigt, dass unvermeidlich auch in unmittelbarer Nähe des Aufpunktes eine Überlappung der Wahrscheinlichkeitswolken stattfindet, ähnlich der Überlappung an Orten, an denen tatsächlich eine Quelle ist. Wenn sich aber um den Aufpunkt eine Quelle ausschließen lässt, kann dieser Bereich aus den Betrachtungen ausgeklammert werden.

Schließlich muss eingeräumt werden, dass eine möglichst realistische instationäre prognostische Windfeldmodellierung außerordentlich wichtig für eine Brauchbarkeit der Ergebnisse ist. Werden bei der Windfeldmodellierung systematische Fehler gemacht, beispielsweise bei der Modellierung lokaler thermischer Effekte, so summieren sich diese in der statistischen Auswertung der Trajektorien und führen zu falschen Ergebnissen wie „Geister-Quellen“ an Orten, wo in der Realität keine Quellen sein können. Eine Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse ist also sehr wichtig.

5. Ausblick

Das vorgestellte Verfahren hat aufgrund seiner numerischen Eleganz verschiedene Möglichkeiten einer Weiterentwicklung. Beispielsweise können mehrere Aufpunkte festgelegt werden, an denen die Konzentration gemessen wird. Damit erhöht sich die Güte und Schärfe der Ergebnisse deutlich.

Weiterhin hat die zur Konzentrationsmessung verwendete Smellmaster-Technologie die Möglichkeit, an einem Aufpunkt nicht nur eine einzige, sondern mehrere Luftbeimengungen unabhängig voneinander zu vermessen. So können beispielsweise in einer Gemengelage mehrere Gerüche voneinander getrennt werden und es kann für jedes einzelne Geruchsmuster eine zugehörige Quelle lokalisiert werden.

Das zur Auswertung verwendete statistische Verfahren lässt es zu, bei bekannten zeitlich variablen Emissionen auch diese Effekte einzubeziehen.

Die Arbeiten zu dieser Thematik in Kooperation mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig wurden im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme "Validierung des technologischen und gesellschaftlichen Innovationspotenzials wissenschaftlicher Forschung - VIP+" bundesweit mit einem dritten Preis ausgezeichnet.

6. Literatur

- [1] Ingenieurbüro Janicke GbR Gesellschaft für Umweltphysik, „AUSTAL2000,“ [Online]. Available: <http://austal2000.de/de/home.html>. [Zugriff am 30. November 2011].
- [2] Ingenieurbüro Janicke GbR Gesellschaft für Umweltphysik, „LASAT,“ [Online]. Available: <http://janicke.de/de/lasat.html>. [Zugriff am 30. November 2011].
- [3] D. Öttl, „Documentation of the prognostic mesoscale model GRAMM (Graz Mesoscale Model) Vs. 17.1,“ Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz, 2017.
- [4] „METRAS-PCL,“ Universität Hamburg, 28 September 2018. [Online]. Available: <https://www.mi.uni-hamburg.de/en/arbeitsgruppen/memi/modelle/metras-pcl.html>. [Zugriff am 10. Mai 2019].

Die Bedeutung der Zahl der Simulationspartikel in der Geruchsprognose in Abhängigkeit der Quellen- und Gitterstruktur und daraus abgeleitete Anforderungen

The relevance of particle number in odor dispersion study as a function of source and grid structure and derived standards

Dipl.-Geoökol. **Michael Kortner**, Müller-BBM GmbH, Linsengericht

Kurzfassung

Berechnet man in einem Lagrange'schen Partikelmodell die Geruchsstundenhäufigkeit mit relativ niedriger Qualitätsstufe (geringe Anzahl von Simulationspartikeln), kann man beobachten, dass neben dem Stichprobenfehler auch ein systematischer Fehler auftritt: Die ausgewiesenen Geruchsstundenhäufigkeiten sind zu gering, wobei die Abweichung deutlich größer ist als der ausgewiesene Stichprobenfehler.

In Mehrquellensystemen ist zu berücksichtigen, dass die Partikel auf die Quellen entsprechend den Emissionsstärken verteilt werden. Dies kann dazu führen, dass beispielsweise niedrige diffuse Quellen, die kleinräumig eine hohe Immissionsrelevanz besitzen können, bei gemeinsamer Betrachtung mit wesentlich stärkeren, höheren Quellen, (deren Einwirkungsbereich deutlich weiter von der Anlage entfernt liegt), nur eine sehr geringe Partikelzahl zugeordnet bekommen, so dass die Geruchsstundenhäufigkeit im Nahbereich ggf. beurteilungsrelevant unterbewertet wird. In solchen Konstellationen können sich in vergleichenden Berechnungen auch unsinnige Ergebnisse, wie z. B. Erhöhungen der Geruchsimmissionen bei emissionsmindernden Maßnahmen an der Hauptquelle bzw. Verbesserungen der Geruchsimmissionssituation bei Ansatz höherer Emissionen ergeben.

Die theoretischen Hintergründe dieses Sachverhalts werden vorgestellt und dessen Auswirkungen anhand von Praxisbeispielen erläutert. Darauf aufbauend werden daraus abgeleitete Anforderungen im Hinblick auf die Anzahl der Simulationspartikel präsentiert, um sicherzugehen, dass sich keine systematische Unterbewertung der Geruchsstundenhäufigkeit aufgrund dieser Zusammenhänge ergibt.

1. Einleitung

Berechnet man in einem Lagrange'schen Partikelmodell die Geruchsstundenhäufigkeit mit relativ niedriger Qualitätsstufe (geringe Anzahl von Simulationspartikeln), kann man beobachten, dass neben dem Stichprobenfehler auch ein systematischer Fehler auftritt: Die ausgewiesenen Geruchsstundenhäufigkeiten sind zu gering, wobei die Abweichung deutlich größer ist als der ausgewiesene Stichprobenfehler. Dies unterscheidet die Geruchsstundenhäufigkeiten von anderen mittels Partikelmodell hergeleiteten Größen, insbesondere Jahresmittelwerten der Zusatzbelastung, die bei geringer Partikelzahl zwar eine höhere modellbedingte statistische Unsicherheit aufweisen, jedoch keine systematische Unterbewertung zeigen.

In Mehrquellensystemen ist zu berücksichtigen, dass die Partikel auf die Quellen entsprechend den Emissionsstärken verteilt werden. Dies kann dazu führen, dass beispielsweise niedrige diffuse Quellen, die kleinräumig eine hohe Immissionsrelevanz besitzen können, bei gemeinsamer Betrachtung mit wesentlich stärkeren, höheren Quellen, (deren Einwirkungsbereich deutlich weiter von der Anlage entfernt liegt), nur eine sehr geringe Partikelzahl zugeordnet bekommen, so dass die Geruchsstundenhäufigkeit im Nahbereich ggf. beurteilungsrelevant unterbewertet wird. In solchen Konstellationen können sich in vergleichenden Berechnungen auch unsinnige Ergebnisse, wie z. B. Erhöhungen der Geruchsimmissionen bei emissionsmindernden Maßnahmen an der Hauptquelle bzw. Verbesserungen der Geruchsimmissionssituation bei Ansatz höherer Emissionen ergeben, wie das in der folgenden Abbildung 1 illustrierte, wie folgt (auf Basis tatsächlicher Praxiserfahrungen) definierte und in ähnlicher Form bereits von Petrich (2012) vorgestellte fiktive Fallbeispiel zeigt (Praxisfälle, wie der in Abschnitt 4.2 dargestellte zeigen, dass diese Effekte quantitativ noch wesentlich deutlicher ausfallen können).

Für den Standort der Tagung wurde im Szenario 1 eine fiktive diffuse Volumenquelle (Quellerstreckung von 0 bis 4 m über Grund, Horizontalmaße 25 m x 25 m) mit einer ganzjährigen Emissionsstärke von 10 MGE/h definiert.

Im Szenario 2 wurde im Zentrum der diffusen Quelle zusätzlich ein (nicht als Gebäude berücksichtigter) Schornstein mit einer Höhe von 100 m über Grund, einem Austrittsquerschnitt von 1,2 m, einer Austrittsgeschwindigkeit von 16.78 m/s, und einem Wärmestrom von 1,7 m/s platziert, über den ganzjährig eine Geruchsfraucht von 1.500 MGE/h freigesetzt werden.

Alle anderen Randbedingungen (Berechnung ohne explizite Berücksichtigung von Bebauung und Gelände, Verwendung AKTerm Bremen 2011, Rauigkeitslänge $z_0 = 0,5$ m, Rechengitter (inneres Gitter mit Maschenweite 10 m) etc.) wurden in beiden Szenarien identisch definiert. Die Qualitätsstufe der AUSTAL2000-Rechenläufe betrug in beiden Fällen $QS = 1$ (4 Teilchen $\cdot s^{-1}$).

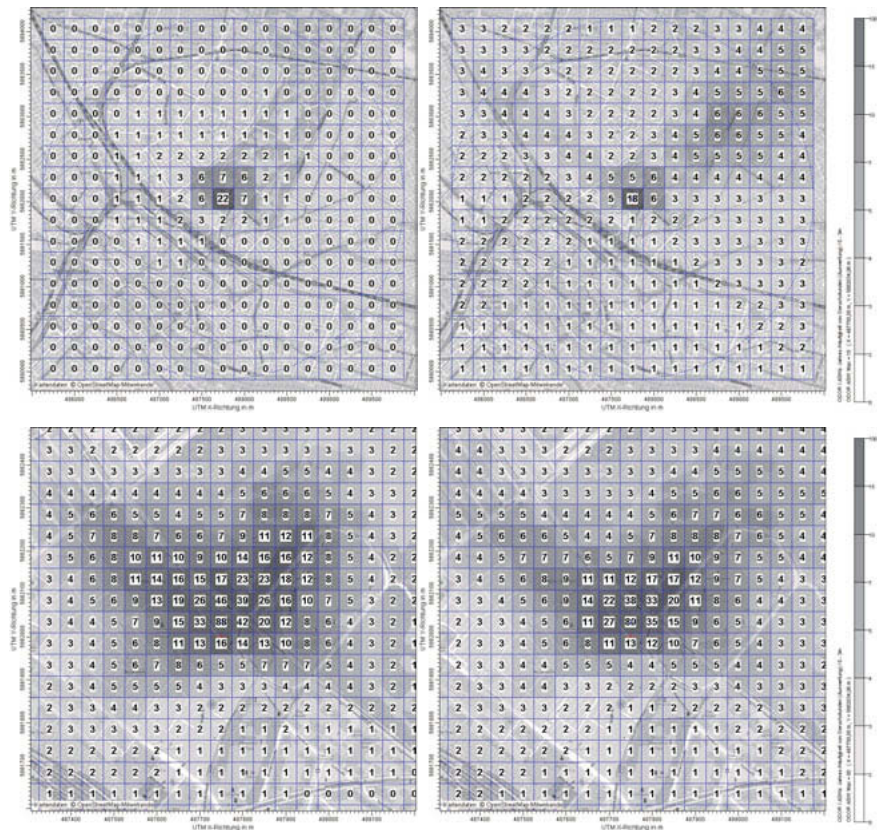


Bild 1. Berechnete Immissionszusatzbelastung durch Gerüche (Wahrnehmungshäufigkeit in % der Jahresstunden) im näheren Umfeld einer diffusen Quelle mit einer konstanten Stärke von 10 MGE/h (**Oben:** Auswertung im 250 m x 250 m-Gitter; **Unten:** Auswertung im 50 m x 50 m-Gitter).

Links: Durch diffuse Quelle alleine, QS = 1. **Rechts:** Selbe diffuse Quelle im Zusammenwirken mit gefasster Quelle (100 m) mit einer Quellstärke von 1.500 MGE/h; gleiche Qualitätsstufe (QS = 1). Es zeigt sich, dass die berechneten Immissionen im Nahbereich der Anlage durch Hinzunahme einer deutlich stärkeren Quelle mit abweichendem räumlichen Einwirkungsbereich abnehmen.

Im vorliegenden Beitrag werden zunächst die theoretischen Hintergründe dieses Sachverhalts vorgestellt. Darauf aufbauend werden bereits etablierte sowie neuere Erkenntnisse und daraus abgeleitete Anforderungen im Hinblick auf die Anzahl der Simulationspartikel präsentiert, um sicherzugehen, dass sich keine systematische Unterbewertung der Geruchstundenhäufigkeit aufgrund dieser Zusammenhänge ergibt.

2. Theoretischer Hintergrund

Die Hintergründe des vorgestellten Phänomens der systematischen Unterschätzung der hier zu bestimmenden Überschreitungshäufigkeit der Geruchsschwelle bei zu geringer Teilchenzahl werden in Anhang G der AUSTAL2000-Dokumentation (Janicke (2014), [2]) zusammen mit einer Beispielsrechnung erläutert. Sie werden daher nachfolgend nur kurz zusammengefasst:

Entscheidend für den Effekt ist die Methodik, mit der in AUSTAL2000 das Stundenmittel der Konzentration und damit die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Geruchsstunde berechnet wird: Das Rechengitter besteht hierbei aus Zellen, die als Zählvolumen verwendet werden. Jedes Mal, wenn die Trajektorie eines Partikels, das eine definierte Menge eines Stoffes repräsentiert, durch eine Zelle verläuft, liefert dieses Partikel einen Beitrag zur Konzentration.

Wird aufgrund einer zu geringen Modellpartikelzahl dem einzelnen Partikel eine zu hohe Stoffmasse zugeordnet (die ggf. so hoch ausfällt, das bereits ein Partikeldurchgang zur mehrfachen Überschreitung der Geruchsschwelle im Stundemittel führte), so sinkt die Wahrscheinlichkeit, dass Zellen, in denen im Stundenmittel Konzentrationen zu erwarten sind, die sich nur wenig oberhalb der (fluktuationsbewerteten) Geruchsschwelle bewegen, überhaupt von einer Trajektorie getroffen werden. Entsprechend würde zwar die jahresmittlere Geruchstoffkonzentration immer noch (im Bereich einer ggf. höheren statistischen Unsicherheit) getroffen werden – weniger Ereignisse führen dann zu jeweils höheren Konzentrationen, was sich ausmittelt – die Überschreitungshäufigkeit wird jedoch unterbewertet.

In Anhang G der AUSTAL2000-Dokumentation [2] wird eine Gleichung angegeben, mit welcher diejenige Qualitätsstufe bzw. Partikelzahl in Abhängigkeit der individuellen Modellrandbedingungen abgeschätzt werden kann, bei der eine ausreichende Genauigkeit der Geruchsstundenbestimmung erreicht wird. Basierend auf dem Verfahren zur Geruchsstundenermittlung mit ja/nein-Entscheidung, dass ab der AUSTAL2000 Version 2.2 zum Standard gemacht wurde, wird folgende Gleichung formuliert:

$$n = \frac{c_{BS} \times r \times u \times b \times d \times t_H}{q}$$

mit folgenden Parametern (bezogen auf die Auflösung und Höhe der zu beurteilenden Bereiche):

c_{BS} : Schwellwert [GE/m^3], typischerweise $0,25 \text{ GE}/\text{m}^3$ -

r : Partikelzahl [s^{-1}], mit $r = 2 \cdot 2^{QS}$ (QS: Qualitätsstufe, dimensionslos)

u : Windgeschwindigkeit [m/s]

b : Zellbreite [m]

d : Zellhöhe [m]

t_H : Mittelungszeit [s]

q : Gesamtemission [GE/s]

Der Parameter n beschreibt die Anzahl der Trajektorien, die eine Zelle durchlaufen müssen, damit eine Geruchsstunde in dieser ermittelt wird. Im Allgemeinen muss gemäß Programmbeschreibung die Anzahl n mindestens 0,5 bzw. 50 % betragen, als minimaler Sollwert wird jedoch 1 bzw. 100 % vorgegeben.

Die Gleichung verdeutlicht, dass die bei einer gegebenen Geruchsschwelle erforderliche Teilchenzahl sowohl von der Gesamtemission abhängig ist (je höher diese ausfällt, umso höher muss auch die Partikelzahl gesetzt werden) als auch von Windgeschwindigkeit und Zellgröße (je kleiner Windgeschwindigkeit und je kleiner Zellgröße, desto höher muss die Partikelzahl festgelegt werden).

3. Ansätze zur Sicherstellung einer hinreichenden Partikelzahl

Das grundsätzliche Problem zu niedriger Geruchsstundenhäufigkeiten bei Verwendung einer niedrigen Qualitätsstufe ist seit längerem bekannt. In der Auflistung der bekannten Probleme von AUSTAL2000 auf der Internetseite des Umweltbundesamtes [3] wird hierzu ausgeführt:

„Wenn die Ausbreitungsrechnung für Geruch mit einer zu niedrigen Qualitätsstufe durchgeführt wird, also einen hohen Stichprobenfehler aufweist, berechnet das Programm systematisch zu niedrige Geruchsstundenhäufigkeiten. Dies ist nicht anhand des ausgewiesenen Stichprobenfehlers erkennbar. Der Effekt wird abgeschwächt, wenn mit geschachtelten Netzen gerechnet wird, denn durch die größere Maschenweite verringert sich die statistische Unsicherheit. Man erhält dann also in größerer Quellentfernung höhere Geruchsstundenhäufigkeiten, wenn man mit einem gröberen Netz arbeitet. Im Gegensatz zu den Verhältnissen bei Konzentrationswerten können bei der Geruchsausbreitung größere Maschenweiten auch im Nahbereich zu erhöhten Geruchsstundenhäufigkeiten führen. Dies ist ein Effekt, der mit der Definition der Geruchsstunde zusammenhängt.“

Als Zwischenlösung wird für dieses Problem folgende Vorgehensweise empfohlen:

- „1. Die Qualitätsstufe sollte ausreichend hoch gewählt sein, in der Regel 1 oder höher. Im Zweifel sollte durch eine Kontrollrechnung mit erhöhter Qualitätsstufe sichergestellt werden, dass keine signifikanten Änderungen im Ergebnis auftreten.*
- 2. Es sollte möglichst mit geschachtelten Netzen gerechnet werden. Dabei ist aber zu beachten, in welchem Entfernungsbereich die Ergebnisse für die einzelnen Netze gültig sind.*

Beachten Sie auch die Hinweise im Anhang der Programmbeschreibung.“

In den weiterführenden Erläuterungen (Anhang A) der VDI-Richtlinie 3783 Blatt 13 (VDI 2010) [4] wird für die Berechnung von Geruchsstundenhäufigkeiten ebenfalls mindestens die Verwendung einer Qualitätsstufe 1 (mindestens 4 Partikel s^{-1}) empfohlen.

Hervorzuheben ist, dass es sich bei der in [2] und [4] empfohlenen Qualitätsstufe bzw. Partikelzahl um einen Mindestwert handelt, der sich auf eine einzelne Quelle bezieht und in [2] für eine eher grobe Maschenweite (16 m) des Rechengitters hergeleitet wurde. Bei hochaufgelösten Betrachtungen im Nahbereich von Quellen (insbesondere bei expliziter Berücksichtigung von Gebäuden in der Windfeldmodellierung) sowie in Mehrquellensystemen können daher deutlich größerer Partikelzahlen erforderlich sein. Auf den zweitgenannten Fall der Mehrquellensysteme kann die Anforderung ggf. (unter den genannten Einschränkungen bzgl. Rechengittergeometrie) dergestalt übersetzt werden, dass die Gesamt-Qualitätsstufe so einzustellen ist, dass jede Quelle bzw. gemeinsam einwirkende Quellgruppe mindestens 4 Partikel s^{-1} und damit effektiv die Qualitätsstufe 1 zugewiesen bekommt.

Für die Bestimmung der im konkreten Einzelfall erforderlichen Partikelzahl bzw. Qualitätsstufe kann entweder empirisch iterativ vorgegangen werden, in dem in wiederholten Ausbreitungsrechnungen die Qualitätsstufe solange stufenweise erhöht wird, bis sich die berechneten Wahrnehmungshäufigkeiten nicht mehr signifikant ändern. Alternativ kann diese bzw. die maximale Geruchsmasse / Teilchen auch durch Umstellung der in Abschnitt 2 vorgestellten Gleichung wie folgt bestimmt werden:

$$\frac{q}{r} = c_{BS} \times u \times b \times d \times t_H$$

in dem für die Windgeschwindigkeit u und die Gitterdimensionen b und d jeweils konservative, d. h. für den beurteilungsrelevanten Bereich niedrige Werte angesetzt werden.

4. Validierung

4.1. Modellgestützte Validierung

Eine Validierung der Ansätze zur Ermittlung der erforderlichen Teilchenzahl kann modellgestützt erfolgen, in dem in einer ergänzenden Ausbreitungsrechnungen die Qualitätsstufe um eine weitere Stufe erhöht und die Konvergenz der Ergebnisse überprüft wird. Damit wird die empirisch-iterative Methode letztlich zum impliziten Standard.

Am eingangs vorgestellten Fallbeispiel (diffuse Quelle, 10 MGE/h, gefasste Quelle, 1.500 MGE/h, Rechengitterweite horizontal im Nahbereich 10 m, Vertikalerstreckung 3 m) können die verschiedenen Ansätze exemplarisch überprüft werden:

Die reine Verwendung einer Qualitätsstufe 1 (mindestens 4 Partikel s^{-1}) für den Gesamtrechenlauf entsprechend den weiterführenden Erläuterungen (Anhang A) der VDI-Richtlinie 3783 Blatt 13 (VDI 2010) [4] erweist sich, wie ebenfalls eingangs dargestellt, aufgrund der hohen Emissio-

nen der gefassten Quelle als kein hinreichender Schutz vor einer Unterbewertung der Geruchsstundenhäufigkeit im Nahbereich der Quelle.

Übersetzt man die Anforderung dergestalt auf das vorliegende Quellsystem, dass die Gesamt-Qualitätsstufe so einzustellen ist, dass jede Quelle bzw. gemeinsam einwirkende Quellgruppe mindestens 4 Partikel s^{-1} und damit effektiv die Qualitätsstufe 1 zugewiesen bekommt, so ergibt sich die erforderliche Partikelzahl r aus dem Gesamtmassenstrom aller Quellen q_{ges} und dem Teilmassenstrom der immissionsrelevanten Quelle bzw. der gemeinsam immissionsrelevanten Quellgruppe q_i nach folgender Gleichung

$$r = 4 \cdot q_{ges} / q_i$$

im vorliegenden Fallbeispiel zu $r = 604$ Partikel / s, was in AUSTAL2000 einer Qualitätsstufe zwischen 8 und 9 entspricht (bei Rundung 8).

Zieht man die in Kap. 3 vorgestellte Formel nach Janicke (2014) für das Fallbeispiel heran, so ergibt sich r bei einem Gesamtmassenstrom q von $1.510 \text{ MGE/h} = 419.444 \text{ GE/s}$, einer Geruchsschwelle c_{BS} von $0,25 \text{ GE/m}^3$, einer Windgeschwindigkeit u in 0 bis 3 m Höhe von $0,2 \text{ m/s}$ (entsprechend ca. $0,7 \text{ m/s}$ in Anemometerhöhe 10 m), einer horizontalen Gitterweite b von im innersten Gitter 10 m und einer vertikalen Gitterweite d von 3 m bei einer stündlichen Mittelung ($t_H = 3.600 \text{ s}$) zu $r = 78$ Partikel / s (entsprechend einer Partikelmasse von $5.400 \text{ GE / Partikel}$), was in AUSTAL2000 einer Qualitätsstufe zwischen 5 und 6 entspricht (bei Rundung 5).

Vergleichende Ausbreitungsrechnungen in verschiedenen Qualitätsstufen zeigen eine Konvergenz bei QS = 5 (Bild 2) und bestätigen damit die nach Janicke (2014) abgeschätzte erforderliche Qualitätsstufe, die im vorliegenden Fallbeispiel deutlich geringer als die Forderung nach QS = 1 für jede gemeinsam immissionswirksame Quellgruppe ausfällt.

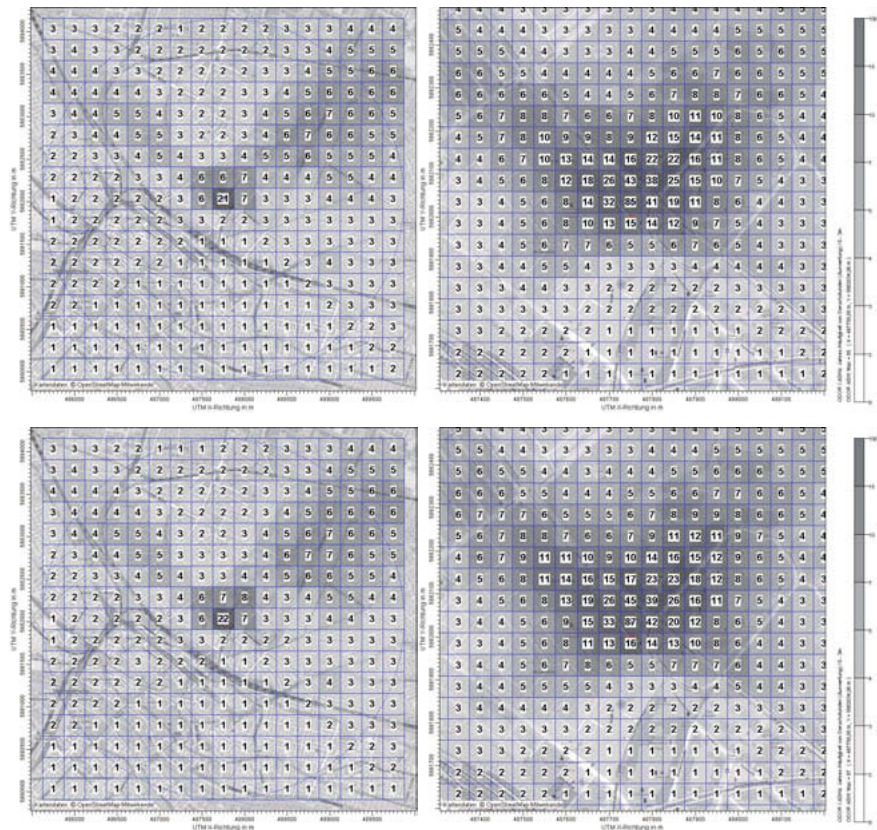


Bild 2. Berechnete Immissionszusatzbelastung durch Gerüche (Wahrnehmungshäufigkeit in % der Jahresstunden) im näheren Umfeld einer diffusen Quelle mit einer konstanten Stärke von 10 MGE/h im Zusammenwirken mit gefasster Quelle (100 m) mit einer Quellstärke von 1.500 MGE/h.

Links: Auswertung im 250 m x 250 m-Gitter; **Rechts:** im 50 m x 50 m-Gitter.

Oben: QS = 3 bzw. Partikelrate 16 s⁻¹. **Unten:** QS = 5 bzw. Partikelrate 64 s⁻¹.

(Abbildungen zu QS = 2, 4 und 6 in Vortrag, hier nicht dargestellt).

Ändert man das bisherige Fallbeispiel dergestalt, dass nur noch die diffuse Quelle vorliegt, erhöht aber deren Emission auf über 500 MGE/h (138.889 GE/s), so ergibt sich r nach Janicke (2014) zu $r = 26$ Partikel / s (entsprechend einer Partikelmasse von unverändert 5.400 GE / Partikel), was in AUSTAL2000 einer Qualitätsstufe zwischen 3 und 4 entspricht. Als Einzelquelle würde sich in Anwendung der Maßgabe, dass jede Quelle bzw. gemeinsam einwirkende Quellgruppe mindestens 4 Partikel s^{-1} und damit effektiv die Qualitätsstufe 1 zugewiesen bekommt, eine erforderliche Gesamt-Qualitätsstufe von 1 ergeben.

Vergleichende Ausbreitungsrechnungen (siehe Bild 3) zeigen für dieses Fallbeispiel, dass die erforderliche Konvergenz der Ergebnisse bereits bei einer QS = 1 weitgehend gegeben ist, d. h. die Unterschiede zwischen den Rechenläufen bei QS = 1 und QS = 3 bewegen sich abgesehen von der zentralen Beurteilungsfläche bei Werten $\leq 0,3$ % der Jahresstunden, obgleich dies nach dem Formelzusammenhang von Janicke (2014) noch nicht zu erwarten wäre.

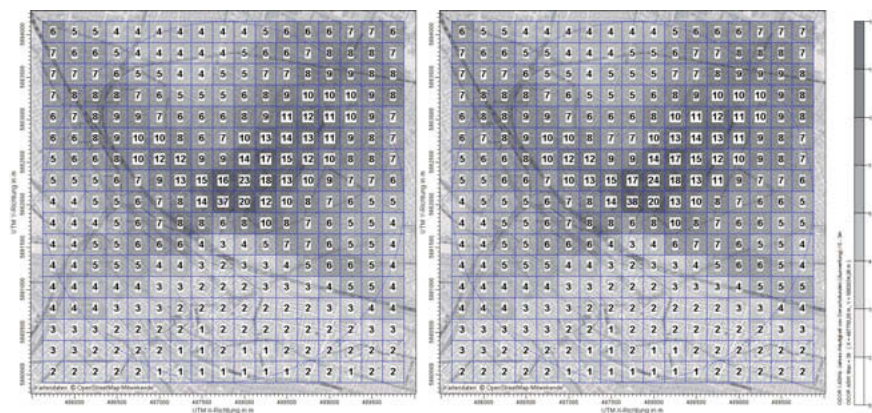


Bild 3. Berechnete Immissionszusatzbelastung durch Gerüche (Wahrnehmungshäufigkeit in % der Jahresstunden) im näheren Umfeld einer diffusen Quelle mit einer konstanten Stärke von 500 MGE/h (Auswertung im 250 m x 250 m-Gitter).

Links: QS = 1 bzw. Partikelrate 4 s^{-1} . **Rechts:** QS = 3 bzw. Partikelrate 16 s^{-1} .

Grund für dieses Verhalten ist mit hoher Wahrscheinlichkeit, dass in denjenigen Fällen, in denen die Fracht einer Einzelquelle so hoch ausfällt, dass aufgrund der Maschenweite im innersten Gitter nach Janicke (2014) eine Teilchenzahl von mindestens 4 Partikel s^{-1} für diese noch nicht hinreichend wäre, diejenigen Bereiche, in denen bei entsprechender Strömungsrichtung im Stundenmittel Konzentrationen knapp oberhalb oder im Bereich der Geruchschwelle zu erwarten sind, bereits soweit von der Quelle entfernt zu finden sind, dass diese bei Netzschachtelung (wie im vorliegenden Fall) bereits im Bereich eines deutlich gröberen Gitters ($dd = 40$ m bzw. 80 m) liegen, für das entsprechend geringere Teilchenzahlen erforderlich sind. Vergleichende Berechnungen bei größerer Ausdehnung der feineren Gitterasterungen ($dd = 10$ m bzw. 20 m) bis in diese Bereiche hinein zeigen dagegen eine erkennbare Unterbewertung und belegen damit diese Einschätzung (Darstellung im Vortrag).

Zusammenfassend kann nach den vorliegenden Ergebnissen, unter der Maßgabe, dass mit Netzschachtelung gearbeitet wird und die erforderliche Teilchenzahl nach Janicke (2014) auf Basis der Gitterweite des feinsten beurteilungsrelevanten Gitters festgelegt wird, gefolgert werden, dass die erforderliche Teilchenzahl bzw. Qualitätsstufe, ab der keine systematische Unterbewertung der Geruchstundenhäufigkeit mehr gegeben ist und sich die Ergebnisse bei einer weiteren Steigerung der Qualitätsstufe nicht mehr signifikant ändert, typischerweise dem kleineren Wert (a) aus Teilchenzahl gemäß Janicke (2014) und (b) der Forderung einer effektiven Qualitätsstufe von 1 bzw. einer Teilchenzahl von mindestens 4 Partikel s^{-1} je gemeinsam immissionsrelevantem Quellsystem entspricht.

4.2. Messwertgestützte Validierung

Über die reine Validierung über Modell-Modell-Vergleiche hinaus erfolgte im Rahmen des UFO-Plan-Projekts „Emissions- und Immissionsmessungen von Gerüchen in einer Anlage der Holzwerkstoffindustrie“ [5] eine Modellvalidierung unter Berücksichtigung der Teilchenzahlenabhängigkeit anhand eines Vergleichs mit Rasterbegebungsergebnissen.

Bei der untersuchten Anlage handelt es sich um ein Quellsystem aus insgesamt 25 gebäude- nah oder diffus ableitenden Quellen (Quellhöhen 0 bis < 20 m, 34 m), die immissionsprägend für den Nahbereich der Anlage sind, und einem Hauptkamin, der erst in größeren Entfernungen zur Anlage immissionswirksam wird (Quellhöhe $76,9$ m), jedoch die Gesamtemissionen des Werks in je nach (im Hinblick auf die Emissionen des Hauptkamins variierendem, im Hinblick auf die niedrigen Quellen aber identischen) Emissionsszenario (A, B und C) variablem Maße dominiert.

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Ergebnisse der Rechenläufe mit der Qualitätsstufe 2 (entspricht einer Teilchenrate von 8 s^{-1} , A-1-2, B-1-2, C-1-2) bei der untersuchten Anlage zu einer deutlichen Unterschätzung der Immissions-Zusatzbelastung im Nahbereich tendieren. Dies liegt insbesondere an dem Umstand, dass das Emissionsverhalten der Anlage durch den Zentralkamin dominiert wird. Der über den Zentralkamin abgeleitete Geruchsstoffstrom umfasst, je nach Emissionsszenario, zwischen 42 % (Emissionsszenario „best-case“) und 96 % (Emissionsszenario „worst-case“) des Gesamt-Geruchsstoffstroms der Anlage und zeigt aufgrund der Ableithöhe von ca. 77 m erst in einem größeren Abstand zur Anlage eine immissionsseitige Wirkung. Bei einer Qualitätsstufe 2 wird nahezu die gesamte im Modell bereitstehende Teilchenrate den Emissionen des Zentralkamins zugeordnet, so dass die restlichen Emissionsquellen und insbesondere die boden- und gebäudenah emittierenden Quellen mit geringen Geruchsstoffströmen im Modell nur unterrepräsentiert oder in Teilen gar nicht berücksichtigt werden. Je größer der Anteil des über den Zentralkamin abgeleiteten Geruchsstoffstroms am Gesamt-Geruchsstoffstrom der Anlage ist, desto größer wird dieser Effekt und desto deutlicher werden die Unterschätzungen der Immissions-Zusatzbelastung im Nahbereich. Verdeutlicht wird dies durch den Vergleich der berechneten Immissions-Zusatzbelastung für die Emissionsszenarien „best-case“ (Rechenlauf-ID B-1-2) und „worst-case“ (Rechenlauf-ID C-1-2). Im „best-case“-Emissionsszenario ergibt sich z. B. für die Rasterfläche IX der Studie eine Immissions-Zusatzbelastung von 0,15 relativen Geruchsstundenhäufigkeiten, im „worst-case“-Emissionsszenario von 0,03 relativen Geruchsstundenhäufigkeiten.

Die für die Qualitätsstufe 2 gemachten Ausführungen können im vorliegenden Fall auch auf die Rechenläufe mit einer Qualitätsstufe 4 (entspricht einer Teilchenrate von 32 s^{-1} , Rechenläufe A-1-4, C-1-4) übertragen werden. Eine Ausnahme bildet hierbei das Emissionsszenario „best-case“ (Rechenlauf B-1-4, mit geringsten Emissionen des Hauptschornsteins). Dieses zeigt im Nahbereich bereits eine gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen Immissions-Zusatzbelastungen.

Die Rechenläufe mit den gewählten Qualitätsstufen größer 4 (QS 7 für das Emissionsszenario „geom. Mittel“ (A-1-7); QS 5 für das Emissionsszenario „best-case“ (B-1-5); QS 9 für das Emissionsszenario „worst-case“ (C-1-9)) zeigen im Nahbereich eine gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen Immissions-Zusatzbelastungen.

Im nachfolgenden Bild werden für eine ausgewählte Rasterfläche der Begehung im Nahbereich der Anlage die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen in Abhängigkeit von der Emissionsrate (GE/Teilchen) mit dem Ergebnis der Rasterbegehung verglichen.

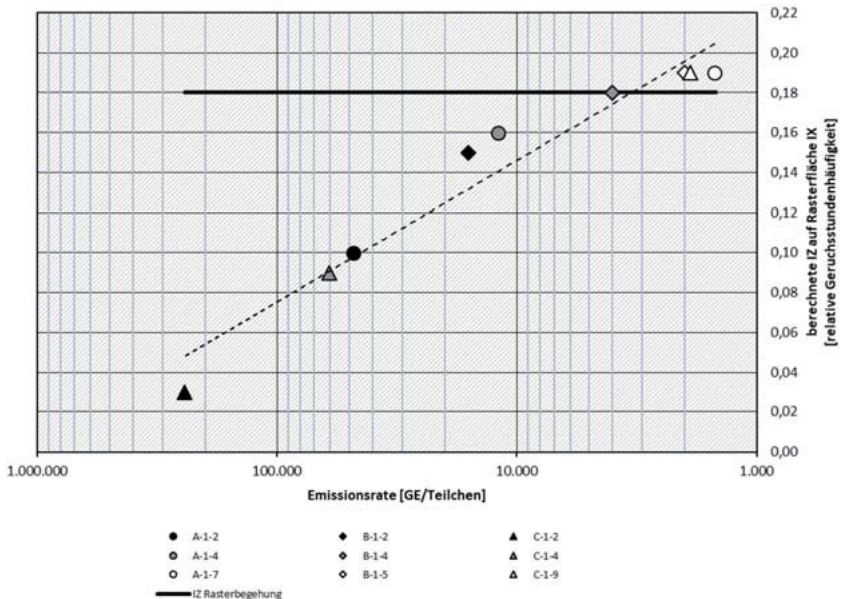


Bild 4: Immissions-Zusatzbelastungen der Ausbreitungsrechnungen auf Rasterfläche im Nahbereich in Abhängigkeit von der Emissionsrate (GE/Teilchen) und Abgleich mit dem Ergebnis der Rasterbegehung (Abb. grafisch modifiziert entnommen aus [5]).

Für den Fernbereich waren entsprechende Abhängigkeiten der berechneten Immissions-Zusatzbelastung von der gewählten Qualitätsstufe nicht in dieser Ausprägung erkennbar.

Im vorliegenden Fall konnte eine systematische Unterbewertung der Geruchsstundenhäufigkeiten über eine einzuhaltende Emissionsrate q/r von mind. ≤ 5.000 GE/Teilchen (besser $q/r \leq 2.500$ GE/Teilchen)) sichergestellt werden. Dies entspricht wiederum unter Berücksichtigung der konservativen Randbedingungen, insbesondere der erforderlichen Trefferquote von $n = 1$, gut dem Erwartungswert entsprechend Janicke (2014), der hier angesichts einer Maschenweite des innersten Gitters $b = 4$ m 2.160 GE/Teilchen beträgt. Auch hier hätten sich bei Forderung von mindestens $QS = 1$ bzw. $r = 4$ s⁻¹ für jedes potentiell gemeinsam immissionsrelevante Quellsystem deutlich höhere Anforderungen ergeben.

5. Fazit

Die Erfahrungen vergleichender Ausbreitungsrechnungen und aus dem Vergleich von Modell- und Rasterbegehungsergebnissen zeigen, dass in vielen Fallkonstellationen die bisherigen Hinweise und Empfehlungen der VDI 3783 Blatt 13, eine Qualitätsstufe von mindestens QS = 1 zu wählen, alleine nicht hinreichend sind, um eine systematische Unterbewertung der Geruchstundenhäufigkeit gerade in Vielquellsystemen zu vermeiden. Diese sollten daher im Zuge einer Neufassung der Richtlinie überarbeitet und ergänzt werden.

Zusammenfassend kann nach den vorliegenden Ergebnissen, unter der Maßgabe, dass mit Netzschachtelung gearbeitet wird und die erforderliche Teilchenzahl nach Janicke (2014) auf Basis der Gitterweite des feinsten beurteilungsrelevanten Gitters festgelegt wird, gefolgert werden, dass die erforderliche Teilchenzahl bzw. Qualitätsstufe, ab der keine systematische Unterbewertung der Geruchstundenhäufigkeit mehr gegeben ist und sich die Ergebnisse bei einer weiteren Steigerung der Qualitätsstufe nicht mehr signifikant ändert, typischerweise dem kleineren Wert (a) aus Teilchenzahl gemäß Janicke (2014) und (b) der Forderung einer effektiven Qualitätsstufe von 1 bzw. einer Teilchenzahl von mindestens 4 Partikel s^{-1} je gemeinsam immissionsrelevantem Quellsystem entspricht.

Alternativ bzw. ergänzend kann durch Kontrollrechnungen mit zwei verschiedenen Qualitätsstufen geprüft und nachgewiesen werden, dass es durch Veränderungen der Qualitätsstufe zu keinen beurteilungsrelevanten Änderungen der ausgewiesenen Geruchstundenhäufigkeit kommt.

Die sichere Vermeidung der systematischen Unterbewertung der Geruchstundenhäufigkeit kann – insbesondere bei größeren Anlagen mit einer Vielzahl unterschiedlich starker Quellen, die unterschiedliche beurteilungsrelevante Einwirkbereiche haben – zu hohen erforderlichen Partikelzahlen / Teilchenzahlen führen, die in AUSTAL2000 ggf. nur unter Verwendung der Option NOSTANDARD eingestellt werden können. In Einzelfällen sind solche Ausbreitungsrechnungen nur noch mittels Ausbreitungsmodellen handhabbar, welche Berechnungen unter Nutzung mehrerer Rechenkerne zulassen.

- [1] Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL – Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen, Schriftenreihe des Länderausschusses für Immissionschutz (LAI) – 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.
- [2] Ingenieurbüro Janicke Überlingen (Janicke 2014), im Auftrag des Umweltbundesamts, Dessau-Roßlau: AUSTAL2000-Programmbeschreibung zu Version 2.6 (Stand 26. Juni 2014)
- [3] Auflistung der bekannten Probleme von AUSTAL2000 auf der Internetseite des Umweltbundesamts, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/regelungen-strategien/ausbreitungsmodelle-fuer-anlagenbezogene/bekannte-behobene-probleme#textpart-2>, Zugriff zuletzt am 03.09.2019.
- [4] VDI (2010): VDI-Richtlinie 3783 Blatt 13 – Umweltmeteorologie – Qualitätssicherung in der Immissionsprognose Anlagen-bezogener Immissionsschutz – Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft, Düsseldorf.
- [5] Zimmermann, B., Stöcklein, F. und Braunmiller, K. (2018): Emissions- und Immissionsmessungen von Gerüchen in einer Anlage der Holzwerkstoffindustrie - Abschlussbericht. UBA-Texte 61/2018, Dessau-Roßlau, August 2018.
- [6] Petrich, R. (2012): Zehn Jahre AUSTAL 2000 – Erfahrungen aus der Praxis bei der Berechnung von Geruchsimmissionen. In: Ermittlung und Bewertung von Gerüchen – Messmethoden, Wirkungsfragen, aktuelle Regelungen und Entwicklungen.

Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gestank und Duft für die Tierarten Ziegen und Schafe

Dipl.-Ing. **Sigrun Stoll**,

Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe

Projektbeteiligte:

Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg,

Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft

Baden-Württemberg,

Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz

Baden-Württemberg

Auftragnehmer: uppenkamp und partner

Kurzfassung

Das Poster stellt die wesentlichen Ergebnisse des Projektes vor [7]. Durch umfangreiche Erhebungen von 804 Polaritätenprofilen (VDI 3940 Blatt 4 [1]), Intensitäten (VDI 3940 Blatt 3 [2]), Hedonik sowie drei Fahnenbegehungen (DIN EN 16841-2 [3]), konnten die Tierarten Ziegen und Schafe gegenüber den Nutztierarten Geflügel, Mastschweine, Milchvieh, Mastbullen und Pferde bewertet werden. Beim Vergleich der verschiedenen Nutztierarten mit den Ziegen und Schafen liegen die Polaritätenprofile dieser beiden Nutztierarten im Bereich der Milchvieh- und Mastbullenbetriebe und unterscheiden sich deutlich von den dem Gestankprofil zugewandten Profile der Schweine- und Geflügelställe.

1. Veranlassung und Aufgabenstellung

Gemäß der Geruchsmissions-Richtlinie (GIRL) unterscheidet sich die belästigende Geruchswirkung je nach Tierart. Dabei konnten in länderübergreifenden Projekten (LUA Mat. 73 2006 [6], LUBW Polaritäten 2017 [5]) verschiedene tierartspezifische Gewichtungsfaktoren für die Nutztierarten Mastgeflügel, Mastschweine, Milchvieh mit Jungtieren, Mastbullen und Pferde nach der Geruchsmissions-Richtlinie (GIRL 2008 [4]) abgeleitet werden. Ziegen und Schafe wurden in den Projekten nicht untersucht, sodass hier keine Faktoren vorlagen. Gemäß GIRL darf ohne wissenschaftliche Erkenntnisse keine Wichtung vorgenommen werden. Ziel der nachfolgenden Untersuchung war es, diese beiden Tierarten durch Erhebungen von Polaritätsprofilen, Intensität und Hedonik mit den früheren Ergebnissen zu vergleichen. Um anhand dieser Untersuchungen eine große Bandbreite der Betriebsarten in Baden-

Württemberg abzudecken, wurden sechs Ziegenhaltungsbetriebe und vier Schafhaltungsbetriebe unterschiedlicher Betriebsgröße (130-950 Tiere) und verschiedener Stallbauarten (geschlossene Stallungen und Offenställe) untersucht.

2. Durchführung

Polaritätenprofile werden anhand von 29 repräsentativen Wortpaaren für das Konzept „Duft“ und „Gestank“ erstellt. Dabei durchlaufen die Prüfer/Prüferinnen vorab zu jeder Messphase eine Eignungsprüfung. Die Erstellung des Anlagengeruches erfolgte gleichzeitig mit je 6 Prüfern durch Aufnahme des Geruchseindrucks in der Fahne und anschließender Bewertung des Profils außerhalb der Fahne. Im Rahmen des Projektes wurden die Prüfer zunächst mit dem jeweiligen Geruch unmittelbar an der Stallung vertraut gemacht. Dann wurden Messpunkte mit unterschiedlichem Intensitätseindruck aufgesucht und mindestens drei Polaritätenprofile je Stall und Termin erstellt. Neben der Intensitäts- und Hedonik-erhebung erfolgten an drei Anlagen auch Fahnenbegehungen. Die meteorologischen Messdaten wurden bei jeder Messung mit einem 3D-Ultrasonic Anemometer in 10 m Höhe erfasst.

3. Ergebnisse

Aufgrund der meist geringen Geruchswahrnehmungen im Umfeld der Ställe waren höhere Geruchsintensitäten nur in den Gebäuden bzw. in ihrer unmittelbaren Nähe zu finden. Daher erfolgte die Festlegung der Messpunkte allein in Abhängigkeit vom Intensitätseindruck. Die Messpunkte wurden so gewählt, dass möglichst drei unterschiedliche Intensitätsstufen („deutlich“ bis „stark“, „schwach“ bis „deutlich“ und „sehr schwach“ bis „schwach“) vorlagen. Insgesamt konnten bei den Ziegen- und Schafställen 804 Polaritätenprofile erhoben werden. Beim Vergleich der verschiedenen Nutztierarten mit den Ziegen und Schafen liegen die Polaritätenprofile dieser beiden Nutztierarten im Bereich der Milchvieh- und Mastbullen-betriebe und unterschieden sich deutlich von den dem Gestankprofil zugewandten Profile der Schweine- und Geflügelställe (Bild 1). Hinsichtlich der Korrelationskoeffizienten (Bild 2) heben sich diese bei den Ziegenställen eindeutig von den Geflügel- und Schweineställen ab und können zwischen den Mastbullen- und Pferdeställen eingeordnet werden. Bei den Schafställen sind die Korrelationen zum Duft- und Gestankprofil mit denen des Milchviehs vergleichbar und können deswegen ähnlich bewertet werden.

Die drei Fahnenbegehungen gaben einen Hinweis darauf, dass die Fahnenreichweiten der Ziegen- und Schafställe gering sind. Ab ca. 50 m Entfernung von den Ställen war bei den gegebenen Emissions- und Windbedingungen in der Regel kein Stallgeruch mehr wahr-

nehmbar. Die Gerüche in den Ziegen- und Schafställen wurden von den Prüfern im Mittel neutral bis leicht unangenehm bewertet.

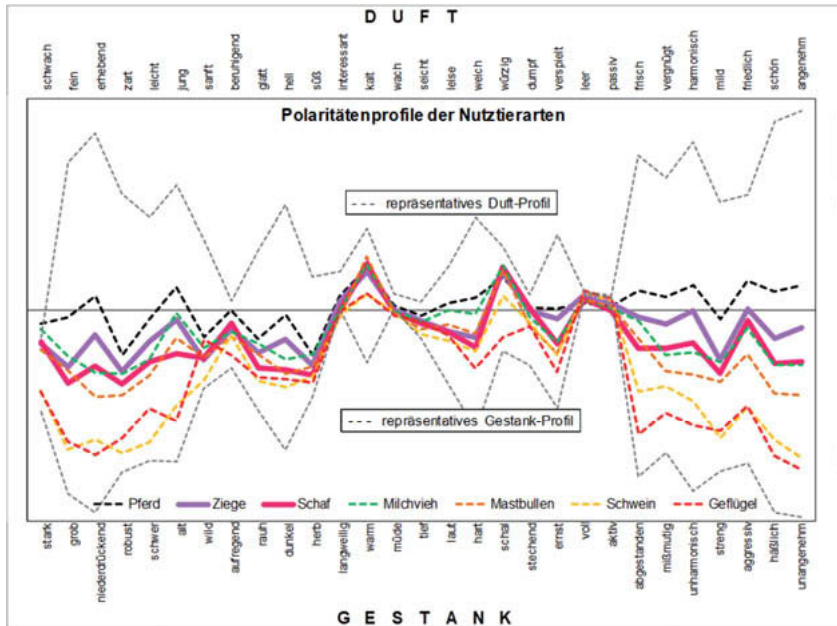


Bild 1: Polaritätenprofile der Nutztierarten [7]

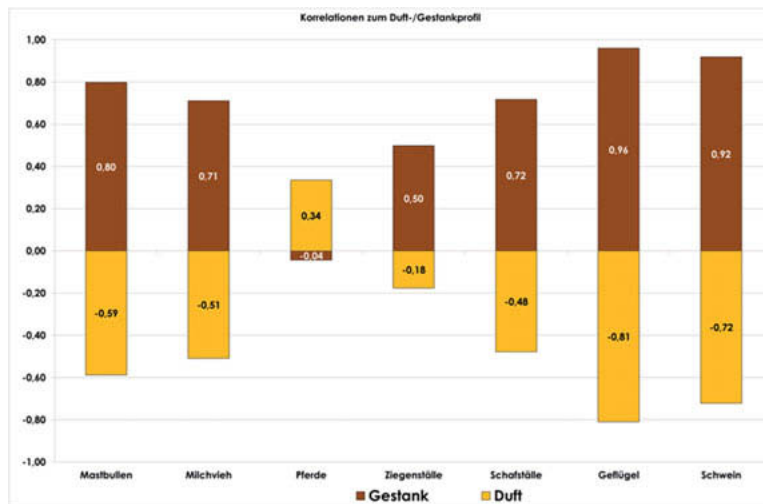


Bild 2: Korrelationskoeffizienten der Nutztierarten zum Duft-/Gestankprofil [7]

- [1] VDI 3940 Blatt 4: 2010-06 Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung; Polaritätenprofile, Berlin: Beuth Verlag
- [2] VDI 3940 Blatt 3: 2010-01 Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen; Ermittlung von Geruchsintensität und hedonischer Geruchswirkung im Feld, Berlin Beuth Verlag
- [3] DIN EN 16841-2: Außenluft – Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen – Teil 2: Fahnenmessungen. 2017-03
- [4] Festlegung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie GIRL); Länderausschuss für Immissionsschutz 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
- [5] Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gestank und Duft für die Tierarten Mastbulien, Pferde und Milchvieh, Bayerisches Landesamt, LUBW. 2017-06
- [6] Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft, Bericht zu Expositions-Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeiten, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofilen, Materialien 73, LUA NRW 2006
- [7] Bericht über die Erstellung von Polaritätenprofilen für das Konzept Gestank und Duft für die Tierarten Ziegen und Schafe, Uppenkamp und Partner, 31.07.2019, Verfasser Dipl.-Biol. Michael Bischoff, Leichlingen

Die Neue Fotooxidation in der Abluftreinigung – Großflächiger Einsatz im Projekt Emscherkanal

Dr.-Ing. **Frank Seitz**, DNFO Abluftconsulting Seitz, Ludwigshafen a.Rh.

Kurzfassung

Spätestens seit die VDI-Richtlinie 2441 im Jahre 2016 die Fotooxidation als Abluftreinigungsverfahren zum Stand der Technik erklärte, stieg die Nachfrage nach dieser Technologie für die Geruchselimination und VOC-Reduktion rapide an. Die Vorteile für Planer und Betreiber hinsichtlich Platzbedarf, Kosten, Betriebsstabilität und -flexibilität setzen sich am Markt nach und nach durch. So wurden beim Abwasserverband Emschergerossenschaft 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 2020 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.

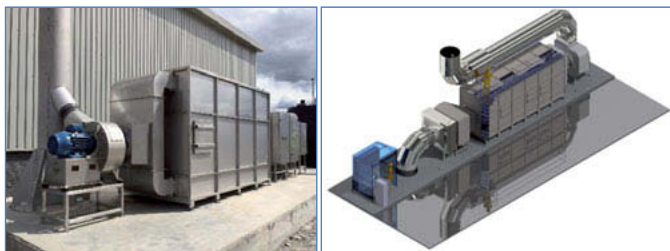


Bild 1: Fotooxidationsanlagen zur Geruchselimination am „Emscherkanal“
20.000-32.000 m³/h [1]

2. Der Emscherkanal

Die Emschergenossenschaft mit Sitz in Essen ist ein sondergesetzlicher Wasserwirtschaftsverband im Emscher-Einzugsgebiet mit rund 2,2 Mio. Einwohnern zwischen Dortmund und Duisburg. Der notwendig gewordene ökologische Umbau des Emschersystems besteht aus dem Aufbau eines zentralen Abwasserklärsystems im Ruhrgebiet, dem Bau von unterirdischen Abwasserkanälen und der Renaturierung der Emscher und ihrer Nebenflüsse. Das Investitionsvolumen des Projekts beträgt rund 4,5 Milliarden Euro. Der Abwasserkanal Emscher (AKE), auch Emscherkanal genannt, ist das zentrale Bauvorhaben zum Umbau des Emschersystems von offener zu geschlossener Abwasserableitung. Er ist ein parallel zum Fluss Emscher entstehender, unterirdischer Abwasserkanal im Ruhrgebiet. Der 51 km lange Kanal beginnt in Dortmund, endet in Dinslaken am Klärwerk Emschermündung und nimmt das bisher direkt durch den Fluss abgeleitete Abwasser auf. [2]

3. Planung und Realisation der Geruchsbehandlung

Aus Gründen des Arbeits-, Explosions- und Korrosionsschutzes infolge Ausgasung von H_2S und anderer Zersetzungsprodukte ist es erforderlich den Kanal zu bewettern. Im Jahr 2009 wurde in einem umfangreichen Gutachten die zu erwartende Geruchssituation durch Ausbreitung entlang des Kanals ermittelt. Die damalige Empfehlung sah eine Reinigung mittels Biofilteranlagen vor. Die damit verbundenen enormen Flächenverbräuche und die komplexen Betriebserfordernisse stellten jedoch ein Hemmnis für die Realisierung in dieser sensiblen Region dar. So wurden 2012 umfangreiche Betriebs-/Pilotversuche mit UV-Technik im Klärwerk Emschermündung in Dinslaken mit einer Reihe von Anlagenlieferanten für Fotooxidationsanlagen durchgeführt. Nach positiven und vielversprechenden Ergebnissen wurde die behördliche Genehmigung geändert auf Fotooxidationsverfahren. 2017 wurde dann der erste Bauabschnitt mit rund 30 Fotooxidationsanlagen für über 600.000 m^3/h Abluft ausgeschrieben und vergeben. Im September 2018 wurde der Emscherkanal offiziell in Betrieb genommen und die Geruchsbehandlung nahm ihre Arbeit auf. Der zweite Bauabschnitt begann Anfang 2019 mit weiteren knapp 20 Anlagen mit über 400.000 m^3/h aufzubereitender Abluft. Die Fertigstellung ist für 2020 geplant.

4. Ergebnisse

In den Pilotversuchen wurden verschiedene Anbieter unter härtesten Bedingungen getestet. So wurden die Pilotanlagen in mehrwöchigen Testphasen von akkreditierten Messinstituten

überwacht und beprobt. Hierbei wurden die Systeme Geruchsemissionen von 10.000 bis 400.000 GE/m³ ausgesetzt. Die hierbei dauerhaft erzielten Reinigungsergebnisse lagen zwischen 97 und 99,9% (Tabelle 1). Die gemäß Gutachten bzw. Leistungsverzeichnis zu erwartenden Geruchskonzentrationen entlang des Emscherkanals sollten dagegen lediglich zwischen 500 bis 2.000 GE/m³ liegen, nur an einzelnen Standorten sind Emissionen bis ca. 20.000 GE/m³ zu erwarten. Durch eine Gesamtabsaugung von rund 600.000 m³/h Abluft im ersten Bauabschnitt resultiert eine Gesamtfracht von 750 Millionen GE/m³. Die geforderten Grenzwerte wurden mit 200 GE/m³ vorgegeben. Jede Anlage ist mit einer akkreditierten Probenahmestelle versehen. Erste inoffizielle Messungen nach wenigen Monaten Betrieb belegen die Effektivität der Aufbereitung. Messergebnisse von offizieller Seite lagen bis Redaktionsschluss nicht vor und werden nachgereicht. Damit die Effektivität auch zuverlässig dauerhaft und stabil eingehalten wird, wurden die vom Anlagelieferanten garantierten Betriebskosten für die Dauer von 15 Jahren mit in die Vergabekriterien aufgenommen.

Tabelle 1: Messergebnisse Pilotversuche Kläranlage Emschermündung, Deutschland [3]

H ₂ S-Messungen											
Datum	12.12.2012		19.12.2012		23.01.2013		30.01.2013		05.02.2013		
	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	
H ₂ S-Emissionskonzentration [mg/m ³]											
Messung 1	0,846	< 0,235	3,798	< 0,359	5,247	< 0,325	0,437	< 0,327	1,488	< 0,090	
Messung 2	1,911	< 0,196	5,130	< 0,443	3,771	< 0,325	0,296	< 0,304	1,294	< 0,090	
Messung 3	2,732	< 0,321	5,368	< 0,357	2,976	< 0,320	0,277	< 0,289	1,178	< 0,090	
Mittelwert	1,830	< 0,251	4,762	< 0,386	3,998	< 0,323	0,337	< 0,307	1,320	< 0,090	
Volumenstrom, Norm ₁₀₁₃ [m ³ /h]											
	76	113	107	155	89	122	235	273	208	245	
H ₂ S-Emissionsmassenstrom [mg/h]											
Messung 1	65	< 27	406	< 56	468	< 40	103	< 89	310	< 22	
Messung 2	146	< 22	549	< 69	336	< 40	70	< 83	269	< 22	
Messung 3	209	< 36	573	< 55	265	< 39	65	< 79	245	< 22	
Mittelwert	140	< 28	510	< 60	356	< 39	79	< 84	275	< 22	
Wirkungsgrad der Abgasreinigung [%]											
Messung 1	> 59		> 86		> 92		> 13		> 93		
Messung 2	> 85		> 87		> 88		n.b.		> 92		
Messung 3	> 83		> 90		> 85		n.b.		> 91		
Mittelwert	> 80		> 88		> 89		n.b.		> 92		
Geruchs-Messungen											
Datum	12.12.2012		19.12.2012		23.01.2013		30.01.2013		05.02.2013		
	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	
Geruchsstoffkonzentration [GE/m ³]											
Messung 1	57.000	21	99.000	68	380.000	1.500	22.000	190	41.000	270	
Messung 2	28.000	25	91.000	320	170.000	3.300	13.000	270	27.000	200	
Messung 3	38.000	36	110.000	220	130.000	970	13.000	320	18.000	200	
geo. Mittel	39.000	27	100.000	170	210.000	1.700	15.000	260	27.000	220	
Volumenstrom, Norm ₁₀₁₃ (20 °C) [m ³ /h]											
	83	122	117	168	96	132	258	297	225	265	
Geruchsstoffstrom [MGE/h]											
Messung 1	4,72	< 0,01	11,46	0,01	36,58	0,20	5,67	0,06	9,24	0,07	
Messung 2	2,32	< 0,01	10,65	0,05	16,37	0,44	3,35	0,08	6,99	0,05	
Messung 3	3,14	< 0,01	12,87	0,04	12,51	0,13	3,35	0,10	4,06	0,05	
geo. Mittel	3,23	< 0,01	11,70	0,03	20,22	0,22	3,86	0,08	6,09	0,06	
Wirkungsgrad der Abgasreinigung [%]											
Messung 1	99,8		99,9		99,5		99,0		99,2		
Messung 2	99,6		99,5		97,3		97,6		99,1		
Messung 3	99,7		99,7		99,0		97,2		98,7		
Mittelwert	99,7		99,8		98,9		98,0		99,0		
n.b.: nicht zu bestimmen											

5. Fazit

Unternehmen, die eine Abluftreinigung zur Reduzierung von VOC bzw. Gerüchen betreiben, haben eine Reihe von Anforderungen an die einzusetzende Technik. So sollte sich diese neben möglichst niedrigen Invest- und Betriebskosten durch geringen Platzbedarf und hohe Betriebsstabilität auszeichnen. Flexible Möglichkeiten zur Anpassung an die Betriebsbedingungen im Hinblick auf zukünftige produktionsintegrierte Emissions-reduzierungen oder auch umgekehrt Kapazitätserweiterungen sind Vorzüge der Fotooxidationstechnologie. Ein weiterer wesentlicher Vorteil der Technik sind die einfache Handhabung, Wartung sowie die Steuerbarkeit abhängig von Emissionsschwankungen bzw. Betriebszeiten. Ein- und Ausschaltzeiten von wenigen Minuten erlauben quasi eine Echtzeitbehandlung von Gerüchen.

- [1] Centriair Deutschland GmbH, Planung und Ausführung Geruchselimination
- [2] Emschergenossenschaft, Pressemitteilungen
- [3] Müller-BBM, Messprotokoll Mischbecken 2

European project ODORPREP: experiences and results

Dr. **Cesare Rossini**,

Lab Service Analytica srl , Anzola Emilia, Bologna, Italy

The European project ODORPREP developed a real time, automatic and remote-activated sampling system for industrial odour emissions compliant with the European Standard EN 13725.

The automatic sampling system can be activated remotely and is capable to collect air sample at the moment of a significant odour event. The samples are measured according to EU standards using the methods of the norm EN 13725.

We report here different field experiences in Europe:

a field study in South of Italy for monitoring online smells from a sanitary landfill and a study in Belgium for monitoring odours in a crowded industrial area.

In the study in Italy a multisensory electronic nose (or I.O.M.S Instrumental Odour Monitoring System as defined by TC 264-WG 41) and a H₂S continuous analyser were used in situ to evaluate odorous compounds in ambient air and to couple these info with the data obtained in laboratory by dynamic olfactometry.

The study demonstrated the effectiveness of on-line monitoring for quantifying and identifying the odours produced by the landfill.

The study in Belgium was performed with the collaboration of the local authorities:

they were in charge of activating the sampling devices located in the close proximity of industrial areas.

The study demonstrated the reliability of the system in helping enviromental technicians understand and quantify the actual odour annoyance perceived by citizens .

Einführung eines neuen Olfaktometergerätetyps im Geruchs-Messlabor

Vergleichsmessungen zweier Gerätetypen mit 22 Prüfern

**Dr. Heike Hauschildt, Bettina Mannebeck,
Patrick Hollingsworth, Olfasense GmbH, Kiel**

Kurzfassung

Es werden die Vergleichsmessungen zweier Olfaktometer unterschiedlichen Gerätetyps mit insgesamt 25 selektierten Prüfern vorgestellt. Hierbei wurden die Messungen mit einem Prüfer-Team an beiden Gerätetypen jeweils am selben Messtag mit den Referenzstoffen n-Butanol und H₂S (je zwei Einzelmessungen) sowie mit zwei Umweltgerüchen (je eine Einzelmessung) durchgeführt. Um systematische Fehler durch eine Ermüdung der Prüfer auszuschließen, wurde die Messung an einem weiteren Messtag wiederholt und mit dem jeweils anderen Gerät begonnen.

Die Auswertung als Vergleich der beiden Messgeräte erfolgt über die Teamwerte Z_{ITE} für die jeweiligen Substanzen. In Bezug auf alle Substanzen ergeben sich in Bezug auf die ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen nur geringfügige Abweichungen, so dass davon auszugehen ist:

- dass die an einem Gerätetyp selektierten Prüfer an beiden Messsystemen eingesetzt werden können,
- dass die Implementierung des neuen Gerätetyps im Labor ohne weitere Maßnahmen möglich ist.

Darüber hinaus erfolgt eine Betrachtung der ITEs der einzelnen Prüfer an den jeweiligen Messsystemen.

Abstract

The comparative measurements of two olfactometers of different instrument types with a total of 25 selected panel members are presented. The measurements were carried out with one test team on both types of equipment on the same test day with the reference substances n-butanol and H₂S (two individual measurements each) and with two environmental odours (one individual measurement each). To minimise the risk of systematic errors due to fatigue of the panel members, the measurement was repeated on another test day starting with the other device.

The evaluation as a comparison of the two measuring instruments is taken into account by the team values Z_{ITE} for the respective substances. For all substances, there are only minor deviations between the determined odorant concentrations, so that it can be assumed:

- that the panel members selected on one device type can be used on both measuring systems,
- that the implementation of the new device type in the laboratory is possible without further measures.

In addition, the ITEs of the individual examiners are examined on the respective measuring systems.

1. Einleitung

In der Olfaktometrie besteht das Messsystem aus den selektierten und trainierten Prüfern und dem Olfaktometer. Die Prüfer sind mit dem Olfaktometer ausgewählt, sie sind an das Gerät gewöhnt und stellen damit eine Messeinheit dar. Wird der Olfaktometertyp gewechselt, so stellt sich die Frage, welche Auswirkungen der Wechsel auf die Sensitivität der Prüfer und damit auf die Messergebnisse hat.

Der einfachste Weg wäre nun, alle Prüfer erneut mit dem neuen Olfaktometer nach DIN EN 13725 [1] an drei nicht aufeinanderfolgenden Tagen zu selektieren. Jedes Olfaktometer hat hiernach ein definiertes Paneel und jeder Prüfer seine individuelle Geruchsschwelle auf die Referenzstoffe je Olfaktometer. Bei baugleichen Olfaktometern ist kein Unterschied in der Sensitivität der Prüfer zu sehen, somit kann ein Prüferpaneel an verschiedenen, baugleichen Olfaktometern arbeiten und die ermittelten Referenzdaten können in einer Laborhistorie zusammengeführt werden.

Aber wie sind die Unterschiede von unterschiedlichen Bauformen der Olfaktometer zu bewerten? Sofern die Olfaktometer den Anforderungen der DIN EN 13725 [1] genügen, sollte kein relevanter Unterschied in den Laborwerten vorliegen.

Das Labor Olfasense GmbH hat zwei Olfaktometer des Typs TO8 im Labor eingeführt. Das Prüferpaneel besteht aus rund 50 selektierten und trainierten Prüfern. Die Prüfer sind mit diesem Gerätetyp gut vertraut. Die TO8 Geräte sollen jetzt ergänzt werden durch zwei Olfaktometer des neuen Bautyps TO8-EVO. Der Unterschied in den Geräten zeigt sich im Layout und den Steuerungsmöglichkeiten. Das Verdünnungssystem, der Kern des Olfaktometers, ist baugleich zum TO8.

Da, vor allem in der Übergangszeit, beide Bautypen eingesetzt werden sollen und nicht alle Prüfer neu eingemessen werden sollen, wird anhand einer Teilmenge des Prüferpaneels ein

direkter Vergleich der Olfaktometer durchgeführt und geprüft ob systematische Unterschiede, die über die übliche Schwankungsbreite des Verfahrens hinausgeht, erkennbar sind.

2. Ausgangsbedingungen und Vorgehen

Um möglichst vergleichbare Randbedingungen zu schaffen, wurden die beiden Olfaktometer in identischen Laborräumen (Größe, Aufbau) aufgebaut. Die Versorgung mit gereinigter Druckluft war für beiden Laborräume gleich. Die Umgebungsbedingungen für olfaktometrische Messungen aus der DIN EN 13725 [1] und der VDI 3884 [2] wurden in beiden Räumen eingehalten. Die eingesetzten Olfaktometer sind hinsichtlich der Verdünnungstechnik über Gasstrahlpumpen in Verbindung mit kalibrierten Messblenden gleich aufgebaut. Die Darbietungsanforderungen aus der DIN EN 13725 [1] werden bei beiden Gerätetypen eingehalten.

Die Neuerungen bei dem TO8-Evo finden sich in der Optimierung der Leitungslängen und der Passivierung des Edelstahls im Verdünnungssystem. Die Passivierung soll mögliche Wechselwirkungen mit den Geruchsstoffen weiter mindern. Das neue Olfaktometer ermöglicht Verdünnungsreihen mit dem Stufensprung 2 und 1,4. Über die Gerätesteuerung kann für jeden Durchgang ausgewählt werden, welchen Stufensprung man anwenden möchte.

Der Aufbau des Gehäuses und die Positionierung der Nasenmasken führt zu einer verbesserten Ergonomie, vergleiche Abbildung 1.

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Olfaktometer

Hersteller	Olfasense GmbH	Olfasense GmbH
Olfaktometertyp	TO8	TO8-Evo
Abmaße, L x B x H	650 x 650 x 300 mm	590 x 590 x 310
Gewicht	16 kg	21
Verdünnungsprinzip	2 in Reihe geschaltete Gasstrahlpumpen	
Regelmechanismus der Volumenströme	Kalibrierte Messblenden	
Überschussauslass für Probenluft	Abluft über Aktivkohle	
Anzahl der Ausgänge für Probenluft	4 (1 je Prüferplatz)	4 (1 je Prüferplatz)
Anzahl Prüferplätze	4	4
Gestaltung des Olfaktometerausgangs	Nicht abdichtende Glasmaske	
Volumenstrom der Riechprobe, je	min. 1,2 m³/h	min. 1,2 m³/h
Größte einstellbare Verdünnung	2 ¹⁶	2 ¹⁶
Kleinste einstellbare Verdünnung	2 ²	2 ²
Stufensprung	2	Wählbar 2 oder 1,4
Standardabweichung der Einstellung der Verdünnungsstufen	< 20%	< 20%
Befeuchtungseinrichtung der Neutralluft	Nein	Nein
Befeuchtungseinrichtung der Probenluft	Nein	Nein
Höhe der Nasenmaske	Fest	Einstellbar
Lautstärke Olfaktometer	55 - 65 dB	40 – 50 dB
Bedienung Prüferplatz	Tastenfeld oder Druckknopf	Monitor mit Touchfunktion
Verbaute Materialien	Edelstahl, PTFE	Passivierter Edelstahl, PTFE
Sonstiges		Optimierte Reinigungsfunktionen, Verbesserte Ansteuerung

Die Darbietung der Geruchsproben erfolgte an beiden Geräten hinsichtlich der Darbietungszeiten gleich. Das TO8-Evo bietet neben den Verdünnungsstufen Faktor 2 auch Zwischenstu-

fen mit dem Faktor 1,4 an. Für die Referenzgasmessung mit n-Butanol wurden die Zwischenstufen mit angeboten. Bei den weiteren Probenmessungen wurde nur die Verdünnungsreihe mit dem Stufensprung 2 ausgewählt.

Tabelle 2: Festlegungen der Darbietungsparameter für beide Geräte

Parameter	Festlegungen
Darbietung der Probe	Limitverfahren
Dauer des einzelnen Reizes	2,2 Sekunden
Dauer der Pausen zwischen den einzelnen Reizen	2,2 Sekunden
Zahl der Darbietungen in einer Verdünnungsreihe	Mindestens drei
Stufung der Verdünnungsreihe	Stufensprung 2
Zahl der Nullproben in einer Verdünnungsreihe	20 %, die genaue Anzahl ist in der Matrix jeder Probe ersichtlich
Dauer der Pause zwischen zwei Verdünnungsreihen	mindestens 30 Sekunden
Zahl der Durchgänge pro Probe	drei
Dauer der Pause zwischen zwei Proben	ca. 2 Minuten



Bild 1: Links: Prüfer am TO8; Rechts: Prüfer am TO8-Evo

Es wurden insgesamt 25 Prüfer aus dem gesamten Panel des Labors in 6 Messteams eingesetzt. Eine Messrunde bestand aus 6 Proben, die an beiden Geräten gemessen wurden. Die Messrunde wurde dann an einem weiteren Tag wiederholt, die Reihenfolge der Olfaktometer wurde dann getauscht. Bis auf einen Prüfer konnten alle Prüfer der ersten Messrunde an der Wiederholungsmessung mit veränderter Gerätereihenfolge teilnehmen.

In jeder Messrunde wurden 6 Proben angeboten. Als Proben wurde zwei Mal n-Butanol, zwei Mal H₂S, sowie eine Probe Hausmüll und eine Probe Silage angeboten. Alle Proben wurden zu Beginn der Messrunde gezogen. Das Probenvolumen wurde so gewählt, dass die jeweilige Probe an beiden Geräten eingesetzt werden konnte.

2. Auswertung

Zur Auswertung sind nur gültige Teamwerte herangezogen worden. Ist ein Teamwert aufgrund der nachträglichen Kriterien (Nullprobenbewertung, Delta Z Kriterium) nicht gültig, wurde dieser in die Auswertung nicht mit einbezogen.

Im ersten Schritt wurden die einzelnen Prüferantworten herangezogen. Die Ergebnisse zur Fragestellung „Gibt es einen Einfluss auf die Prüferantworten durch die Wahl des Startgerätes in einer Messrunde?“ sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Insgesamt konnte für die Referenzstoffe n-Butanol und H₂S und den Hausmüllgeruch kein systematischer Einfluss auf die Prüferantworten gesehen werden. Für den Silagegeruch zeigte sich, dass die Prüfer am TO8-Evo insgesamt niedrigere Geruchsschwellen gezeigt haben.

Tabelle 3: Übersicht über die Ergebnisse anhand von Prüferzahlen

Frage	n-Butanol	H ₂ S	Müll	Silage
Wie viele Prüfer hatten am TO8-EVO höhere ITE als am TO8 (Startgerät: TO8)?	14	11	16	1
Wie viele Prüfer hatten am TO8-EVO niedrigere ITE als am TO8 (Startgerät: TO8)?	7	12	7	23
Wie viele Prüfer hatten am TO8-EVO gleiche ITE als am TO8 (Startgerät: TO8)?	3	1	1	0
Wie viele Prüfer hatten am TO8-EVO höhere ITE als am TO8 (Startgerät: TO8-EVO)?	17	19	16	8
Wie viele Prüfer hatten am TO8-EVO niedrigere ITE als am TO8 (Startgerät: TO8-EVO)?	6	2	6	13
Wie viele Prüfer hatten am TO8-EVO gleiche ITE als am TO8 (Startgerät: TO8-EVO)?	1	3	2	2
Kann man einen Einfluss auf die Teamwerte sehen?	Nein	Nein	Nein	Nein

Die Streubreite der einzelnen Prüfer auf die Referenzstoffe lag bei beiden Geräten im üblichen Rahmen. Die Prüfer schwankten in ihren Einzel ITE um maximal 2 Stufensprünge. Einzelne Prüfer zeigten am TO8-Evo eine niedrigere Geruchsschwelle, waren auf n-Butanol hier unempfindlicher. Es konnte keine Systematik festgestellt werden.

Zur Bestimmung einer Geruchsstoffkonzentration werden nach DIN EN 13725 mindestens 8 Einzelantworten (2 Durchgänge mit 4 Prüfern) herangezogen. Um einen stabileren Mittelwert zu erhalten, werden in dieser Betrachtung 12 Einzelwerte (3 Durchgänge mit 4 Prüfern) herangezogen. Da der Einfluss auf die Messergebnisse der Geruchsstoffkonzentration im Focus steht, erfolgt die weitere Auswertung anhand der Teamwerte der Proben.

n-Butanol

Insgesamt wurden 24 Proben n-Butanol mit den 6 Teams am TO8 und TO8-Evo gemessen. Die Proben wurden zu Beginn der Messung am ersten Gerät angesetzt und dann an beiden Geräten gemessen. Die maximale Lagerzeit betrug rund 4 Stunden. Die Prüfer wurden an zwei Terminen einbestellt. Am ersten Termin wurde die jeweils erste Probe n-Butanol nicht mit in die weitere Auswertung einbezogen, um Unsicherheiten durch das neue Gerät auszuschließen. Am zweiten Messtermin wurde bei einem Team nur eine n-Butanol Probe angeboten. Insgesamt werden daher 17 n-Butanol Messung ausgewertet.

In Abbildung 2 sind die Messergebnisse der n-Butanol Proben dargestellt. Angegeben ist die Messunsicherheit errechnet aus der Laborqualität.

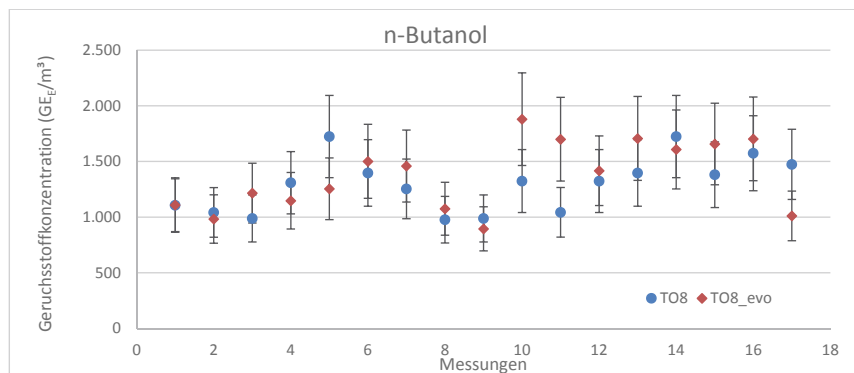


Bild 2: Messwerte Geruchsstoffkonzentration n-Butanol Proben mit Angabe der Messunsicherheit.

Die Unterschiede der Geruchsstoffkonzentrationen liegen im Bereich der Messunsicherheit der Olfaktometrie. Für die Messung 11 ist ersichtlich, dass der Teamwert am TO8-Evo signifikant über den am TO8 liegen. Hier wurde am TO8-Evo gestartet. Es war die erste Messung des Tages. Bei allen anderen Messungen zeigt sich keine Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Messung oder der Messreihenfolge am Gerät.

Schwefelwasserstoff H₂S

Für die Auswertung der Schwefelwasserstoffproben werden insgesamt 22 Wertepaare untersucht. Bei 2 Teams wurde nur eine H₂S Probe angeboten.

Die Prüfer werden für die Arbeit am Olfaktometer auf ihre Variabilität bezüglich der Wahrnehmung des Geruchsstoffes getestet, nicht aber hinsichtlich der Empfindlichkeit selektiert. Die Streubreite zwischen den einzelnen Messungen wird daher durch die Team Empfindlichkeit auf den Geruchsstoff dominiert. Die Standardabweichung des Labors hinsichtlich n-Butanol lag am Messtag bei $s_r=0,1045$ (TO8) bzw. $0,1085$ (TO8-Evo). Dies entspricht einer Unsicherheit vom Faktor 2. Die DIN EN 13725 [1] lässt eine Unsicherheit vom Faktor 3 zu. Für die Angabe der Messunsicherheit bezüglich des Einzelstoffs H₂S wird daher die maximal zulässige Unsicherheit vom Faktor 3 angesetzt.

Insgesamt zeigt sich auch für diese Proben eine gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

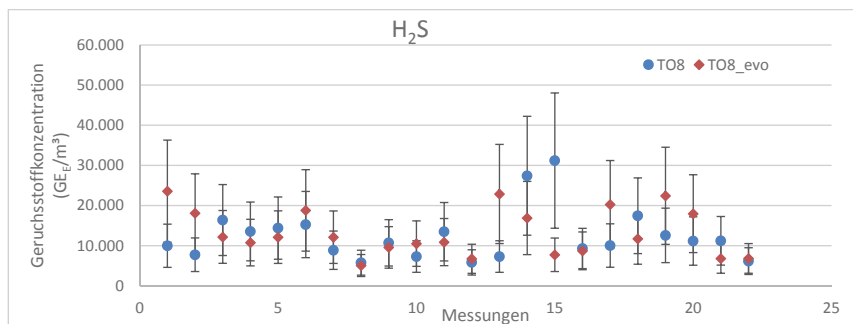


Bild 3: Messwerte Geruchsstoffkonzentration Schwefelwasserstoff Proben mit Angabe der Messunsicherheit.

Hausmüllgeruch

Die Hausmüllproben wurden aus einer dem Labor zugehörigen Mülltonne entnommen. Je Team wurde eine Probe mit niedriger Geruchsstoffkonzentration (nach Leerung) und einer mit höherer Konzentration (kurz vor der Leerung) untersucht.

Die angegebene Messunsicherheit wurde ausgehend vom zulässigen Faktor 3 berechnet. Die Ergebnisse in Abbildung 4 zeigen die gute Übereinstimmung der Messwerte an den beiden Geräten.

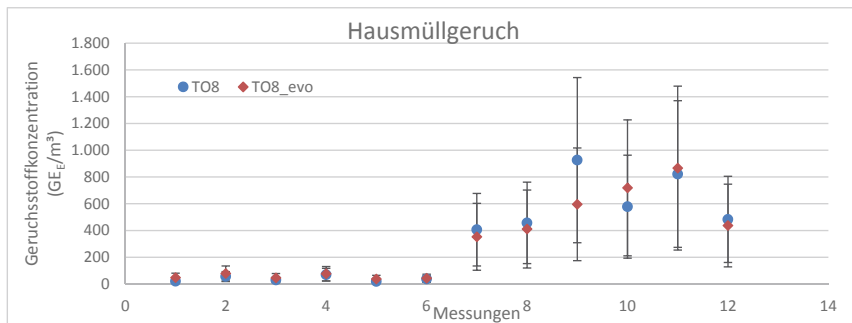


Bild 4: Messwerte Geruchsstoffkonzentration Hausmüll Proben mit Angabe der Messunsicherheit.

Silagegeruch

Die Silageproben wurden mit einer belüfteten Haube nach VDI 3880 [3] über jeweils 10 Minuten an einer Grassilage genommen.

Die angegebene Messunsicherheit wurde ausgehend vom zulässigen Faktor 3 berechnet. Die Ergebnisse in Abbildung 5 zeigen die gute Übereinstimmung der Messwerte an den beiden Geräten. Auffällig ist hier allerdings, dass die Messwerte am TO8-Evo unterhalb der Messwerte am TO8 liegen.

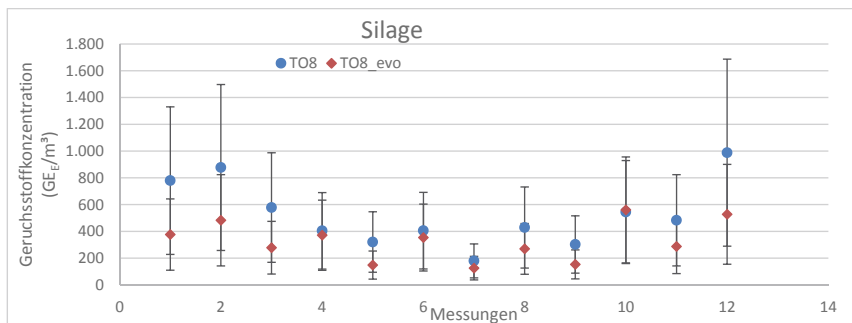


Bild 5: Messwerte Geruchsstoffkonzentration Silage Proben mit Angabe der Messunsicherheit.

3. Fazit

Die Ergebnisse der Vergleichsmessungen mit zwei unterschiedlichen Bauformen des Olfaktometers nach DIN EN 13725 [1] führt nicht zu signifikanten Unterschieden in den Messwerten der Geruchsstoffkonzentration von identischen Proben. Die Unterschiede in den Messwerten liegen innerhalb der zulässigen Streubreite nach DIN EN 13725 [1].

Die Prüfer bewerteten die Arbeit an dem technisch überarbeiteten Olfaktometer TO8-Evo positiv, insbesondere wurde hier die verbesserte Ergonomie (höhenverstellbare Nasenmasken) und verminderte Lautstärke des Gerätes durch die Prüfer als angenehm angegeben. Diese eher weichen Faktoren zeigen sich in sicheren Antworten der Prüfer und einer niedrigeren Fehlerquote.

4. Literaturangaben

- [1] DIN EN 13725, Luftbeschaffenheit-Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Juli 2003.
- [2] VDI 3884 Blatt 1, Olfaktometrie - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Ausführungshinweise zur Norm DIN EN 13725, Februar 2015
- [3] VDI 3880, Olfaktometrie statische Probenahme, Oktober 2011

Qualitätssicherung im Prüfertraining für geruchliche Charakterbestimmungen im Rahmen von Rasterbegehungen sowie für den Nachweis anlagenspezifischer Gerüche

Torben Sommer, Bettina Mannebeck, Dr. Heike Hauschildt,
Olfasense GmbH, Kiel

Kurzfassung

Der Beitrag dokumentiert die unterschiedlichen Methoden zur Prüferschulung für die Charakterbestimmung und Beschreibung von Geruchspuren. Entsprechende Charakterbestimmungen werden heute im Rahmen der Prüferschulung für den Einsatz in Rasterbegehungen nach EN 16841-1 [1] eingesetzt.

Im Rahmen dieses Berichtes werden Methoden des Trainings mit unterschiedlichen Sets von Sniffing Sticks und Geruchsräder (Odourwheels) vorgestellt und die Vereinheitlichung der Geruchsbeschreibung durch unterschiedliche Prüfer beschrieben.

1. Einleitung

Sowohl im Rahmen von Rasterbegehungen als auch im Rahmen des Nachweises von anlagenspezifischen Gerüchen, z.B. bei der Fragestellung, ob der Rohgasgeruch einer Abluftminderung auch im Reingas noch nachzuweisen ist, müssen die für Geruchsprüfungen eingesetzten Prüfer mehr leisten als die bloße Wahrnehmung, dass ein Geruch vorhanden ist. Entsprechend sollten auch die Anforderungen an Erstausbildung und das kontinuierliche Training der Prüfer höher sein als bei der Messung der Geruchsstoffkonzentration nach DIN EN 13725 [2], bei der es darum geht, den Geruch an der Wahrnehmungsschwelle zu detektieren.

Welche Anforderungen stellt nun welche Messmethode an die Prüfer?

Die Erfassung der Immissionshäufigkeiten dient prinzipiell der Vermeidung erheblicher Geruchsbelästigungen, die in der Umwelt durch Luftverunreinigungen aus verschiedensten Anlagen sowie von anderen Quellen hervorgerufen werden können. Eine Erfassung der Geruchsbelästigungen ist mittels physikalisch-chemischer Messverfahren nicht oder nur äußerst aufwendig möglich, so dass vorrangig die olfaktorische Ermittlung der Geruchsimmission durch Prüfer (Begehungen) anzuwenden ist. Die Rastermessung nach DIN EN 16841-1 [1] ist ein statistisches Erhebungsverfahren, das über einen hinreichend langen Zeitraum, meist ein Jahr, angewendet wird, um die räumliche Verteilung der Belastung durch erkennbare Gerüche zu erfassen. Es wird die Geruchsstundenhäufigkeit für erkennbare Gerüche in der Außenluft in einem Beurteilungsgebiet unter den vorliegenden meteorologischen Bedingungen ermittelt.

Dabei ist der Geruchszeitanteil die Häufigkeit, mit der die Erkennungsschwelle für den spezifischen Geruch überschritten ist und damit der Geruch eindeutig erkannt wird. Die entsprechenden Grundlagen sind in der Richtlinie DIN EN 16841-1 [1] sowie in der Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL) [3] festgelegt.

In der Rasterbegehung müssen die wahrgenommenen Gerüche anhand ihrer Charakteristik unterschieden werden und so einzelnen Emittenten bzw. Geruchsquellen zugewiesen werden. Die Referenzierung der Prüfer erfolgt als Geruchsstoffkonzentrationsmessung über die Bestimmung der persönlichen Empfindlichkeit auf die Einzelsubstanzen n-Butanol entsprechend der DIN EN 13725 [2] und H₂S entsprechend der GIRL [3]. Darüber hinaus müssen die Prüfer Gerüche eindeutig erkennen und damit auch klar und eindeutig beschreiben können. Hierzu gibt der informative Anhang der DIN EN 16841-1 [1] den Hinweis, wie ein entsprechendes, über die Referenzierung hinaus gehendes Training aufgebaut sein könnte:

- „Riechtest zur Identifizierung von Alltagsgerüchen:
Dieser Test entstammt medizinischen Untersuchungen und wird mit Riechstiften [...] durchgeführt. Er ermöglicht eine Beurteilung des Vermögens einer Prüfperson, gut bekannte Gerüche wahrzunehmen und zu erkennen und dient der Bestimmung, ob der Geruchssinn der Prüfperson als „normal“ oder „eingeschränkt“ eingestuft werden kann [...].
- Einweisung zur Beschreibung einer Geruchsqualität:
In Tabelle B.1 {der DIN EN 16841-1 [1]} ist eine Auswahl von Begriffen angeführt, die verwendet werden kann, um eine einheitliche Beschreibung der den Prüfern während einer Untersuchung dargebotenen Gerüche zu erleichtern. Das Ziel besteht darin, einen Grundwortschatz zu liefern, der benötigt wird, um eine Geruchsqualität zu beschreiben und die Abhängigkeit von Begriffen zu verringern, die möglicherweise sehr an die Prüfperson gebunden sind. Fühlt sich eine Prüfperson in der Lage, den Geruch mit eigenen Worten präziser zu beschreiben, sollte sie dazu aufgefordert werden [...].
- Einweisungen hinsichtlich der zu erwartenden Geruchsarten im Feld:
 - bei einer Hauptemissionsquelle: Begehung der zu untersuchenden Anlage;
 - bei unbekannten Quellen: Begehung des Untersuchungsgebietes an mehreren Tagen;
 - bei einer Mehrzahl von unterschiedlichen Geruchsarten: Darbietung von verdünnten Proben (in Beuteln), die von ermittelten Quellen entnommen wurden.“

Es wird schnell klar, dass die Auswahl, Ausbildung, und das Training des Prüferpools eine aufwendige, aber auch unerlässliche Aufgabe ist. Da sich die Qualität der Prüfer direkt auf die Aussagesicherheit der Messergebnisse einer Rasterbegehung auswirkt, ist ein umfassendes Training in Verbindung mit Qualitätskontrollen notwendig. Dieses kann durch wiederkehrendes

Verriechen von Sniffing Sticks zur Erarbeitung eines praktischen Wortschatzes zur Geruchsbeschreibung oder Rangordnungsprüfungen zur besseren Einordnung der Intensität von Geruchswahrnehmungen erzielt werden.

Auch bei der Direktbeurteilung von Proben im Rahmen des Nachweises von anlagenspezifischen Gerüchen gibt es keine Anforderungen an die Ausbildung der Prüfer aus Richtlinien oder Normen. Üblicherweise werden in einem Geruchslabor nur, wie oben beschrieben, selektierte Prüfer in einem Geruchslabor eingesetzt. Auch hier ist die möglichst einheitliche Beschreibung der Gerüche durch das mehrköpfige Prüferteam grundlegend für die Auswertung der Ergebnisse, so dass auch hier das Ziel sein muss, die Prüfer so auszubilden, dass sie einen Grundwortschatz haben, um unterschiedliche Geruchsqualitäten eindeutig und nachvollziehbar für Außenstehende zu beschreiben.

2. Methoden des Prüfertraining

Um ein zuverlässiges Prüferpanel und damit zuverlässige Begehungsergebnisse zu bekommen, müssen die Prüfer vorab die olfaktorische Eignungsprüfung nach DIN EN 13725 [2] durchlaufen.

Das Prüferpanel bei einer Rasterbegehung kann aus einem vorhandenen Prüferpanel selektiert werden oder durch einen angesetzten Neuprüfertest neugebildet werden. Hierbei sollten nach DIN EN 16841-1 [1] mindestens 8, nach GIRL [3] mindestens 10 Prüfer für eine Rasterbegehung zur Verfügung stehen. Die Prüfer sollten zum Start einer Rasterbegehung mindestens 10 aktuelle Einzelschwellenwerte in der Prüferhistorie haben. Diese sind bei einem Neuprüfertest durch einen Prüfer an drei nicht aufeinanderfolgenden Tagen mittels der Referenzgase n-Butanol (nach DIN EN 13725 [2]) und H₂S (nach GIRL [3]) zu erzeugen.

Die olfaktorische Empfindlichkeit von Prüfern muss mindestens alle sechs Monate überprüft werden. Der messtechnische Werdegang eines jeden Prüfers muss aufgezeichnet und aufbewahrt werden. Die Auswertung erfolgt durch Berechnung der in DIN EN 13725 [2] festgelegten Auswahlparameter aus mindestens den 10 und höchstens den 20 letzten einzelnen Schwellenwertschätzungen. Die Prüfer müssen den dargebotenen Geruchsstoff gleichbleibend wahrnehmen können (n-Butanol und H₂S) und ihre individuelle Wahrnehmungsschwelle für n-Butanol muss innerhalb eines definierten Bereichs liegen.

Neben der klassischen Auswahl und dem Training am Olfaktometer werden die Prüfer in unserem Labor mit unterschiedlichen Methoden an die Beschreibung und Identifikation von Gerüchen herangeführt. Ziel ist der Aufbau und die Festigung eines allgemeinen Wortschatzes hinsichtlich der Beschreibung von Gerüchen. Dies ist die Basis für eine sichere Unterscheidung und Beschreibung von Gerüchen.

Im Rahmen der Selektionstermine erlernen und beschreiben die Prüfer verschiedene dargebotene Gerüche. Die Darbietung erfolgt mit Riechstiften, sogenannten Sniffing Sticks. Es werden unterschiedliche Stiftsets genutzt. Dies sind im Einzelnen:

- Set aus 12 bis 16 unterschiedlichen Alltagsgerüchen
- Set aus 22 unterschiedlichen Umweltgerüchen
- Set aus 6 Stiften unterschiedlicher Geruchsintensitäten (Rangordnung)

Im ersten Set werden - wie in der DIN EN 16841-1 [1] aufgeführt - 12 bis 16 unterschiedliche Alltagsgerüche (zum Beispiel Orange, Kaffee, Schuhleder) angeboten. Der Prüfer hat die Aufgabe, aus einer Liste von vier Begriffen den richtigen Charakter für den beurteilten Stift zu identifizieren. Dieser Multiple Choice Test kann zum Training der Wiedererkennung von Gerüchen genutzt werden. Ein weiteres Set besteht aus 22 Stiften, Beispiel in Abbildung 1, mit verschiedenen Einzelsubstanzen, die charakteristische Anlagen- bzw. Umweltgerüche darstellen. Hierbei finden sich Charakteristiken wie fäkal, ranzig, Katzenurin, gras, seifig, Styrol, fischig, etc. Ziel ist es hierbei, den Wortschatz und das Erkennen für typischere Außenluftgerüche zu erweitern. Sollte sich herausstellen, dass die bisher verwendeten Begriffe nicht ausreichend sind, können zusätzlich die persönlichen Beschreibungen der Prüfer für bestimmte Gerüche aufgenommen werden. Dieses Training hilft dabei, einen einheitlichen Wortschatz bei den Geruchsprüfern zu etablieren und so die Sicherheit in der Zuordnung von Gerüchen zu erhöhen.



Bild 1: Beispiel eines Sniffing Stick Sets

Ein weiteres eingesetztes Trainingsset besteht aus einer Verdünnungsreihe, also eines Stoffes in verschiedenen Konzentrationen. Die Prüfer können hieran Rangfolge Übungen machen und lernen Intensitäten in einer Rangfolge einzuordnen. Es geht hierbei nicht darum zu sagen, ob eine bestimmte dargebotene Konzentration einer definierten Intensitätsstufe entspricht. Es dient der Sensibilisierung bei der Wahrnehmung in Relation zur Intensität.

Der Vorteil am Training mit Sniffing Sticks ist die ortsunabhängige Nutzung sowie der definierte Umfang von Geruchsproben. Vergleichbare Schulungen können auch mit Geruchsproben aus

den Emissionsquellen der zu untersuchenden Anlage gewonnen werden. Hierbei muss die Zugänglichkeit der Emissionsquellen gewährleistet sein sowie die Kooperation der Betreiber gewährleistet sein. Auch wichtig ist, dass die Geruchsproben soweit verdünnt werden, dass sie der Intensität im Beurteilungsgebiet entsprechen.

Wenn möglich, sollten die Prüfer neben den Sniffing Sticks auch mit den „echten“ Anlagengerüchen trainiert werden. Dies kann in einer Begehung des Anlagenumfeldes, der Anlagen etc. im Rahmen der Prüferinweisung erfolgen. Durch das vorangegangene Training sind die Prüfer bei der Einführung die Begehung als solches sensibilisiert und können die Gerüche im Umfeld gut beschreiben.

Im Anschluss an die Trainingsbegehung im Feld bietet es sich an, eine Geruchssonne/Geruchsrund für die im anstehenden Begehungsprojekt erwarteten Geruchscharaktere zu erstellen.

Eine Geruchssonne oder auch Geruchsrund stellt eine visualisierte Hilfe zur Beschreibung der Gerüche dar. In der Abbildung 2 ist ein Beispiel für eine allgemeine Geruchssonne dargestellt.



Bild 2: Beispiel einer Geruchssonne für Umweltgerüche

Neben der wiederholten Darbietung sollten intern Qualitätsmerkmale definiert werden. Die einzelnen Trainings mit unterschiedlichem Umfang (Echtproben, Sniffing Sticks etc.) sollten dokumentiert und gespeichert werden. Die Eignung der Prüfer kann entsprechend eines Schlüssels der Anzahl der richtigen Zuordnung definiert werden.

Im Rahmen einer internen Eignungsprüfung sollten dann die angehenden Geruchsprüfer darbotene Umweltproben in Beuteln sicher den Geruchsquellen zuordnen können.

3. Fazit

Das Prüfertraining ist im informellen Anhang der DIN EN 16841-1 [1] beschrieben und sollte für jede Rasterbegehung durchgeführt und dokumentiert werden.

Eine Erweiterung der in DIN EN 16841-1 [1] beschriebenen Methoden zur Prüferschulung kann mit Sniffing Sticks realisiert werden. Hiermit können die Prüfer standardisiert auf die Beurteilung von Intensitäten über eine Rangordnungsprüfung sensibilisiert werden und es kann durch Sniffing Stick Sets mit unterschiedlichen Geruchsscharakteren der Wortschatz bei der Beschreibung von Gerüchen sowie die Sicherheit in der Wiedererkennung von Gerüchen geschult werden. Im Rahmen von wiederholten Prüferschulungen ist festzustellen, dass Prüfer, die regelmäßig mit den Sniffing Sticks trainiert werden, eine sicherere Zuordnung der einzelnen Gerüche haben. Darüber hinaus kann ein kollektiver Wortschatz für die spezifische Begehung erarbeitet werden und mittels einer Geruchssonne vereinheitlicht werden.

Die Erweiterung der Methoden der Prüferschulung durch den Einsatz von Sniffing Sticks und Geruchsrädern ist mit überschaubarem zeitlichem Mehraufwand leistbar, ermöglicht eine weitgehend einheitliche Sprache innerhalb des Prüferpanels und erhöht damit durch eine höhere Vergleichbarkeit zwischen den Prüfern die Qualität der Messergebnisse und führt zu einer Verbesserung der Plausibilität der Messergebnisse.

4. Literaturangaben

- [1] DIN EN 16841-1 – Außenluft – Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen – Teil 1: Rastermessung, März 2017
- [2] DIN EN 13725 – Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Juli 2003
- [3] Geruchsimmissionsrichtlinie GIRL, „Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen“, Länderausschuss für Immissionsschutz LAI, September 2008.

Erfolgreiche Fotolyse zur Reduzierung des Gesamtkohlenstoffs, des Formaldehyds sowie den Gerüchen der Ölindustrie und Lebensmittelindustrie an Hand von Betriebsergebnissen gemäß der neuen TA-Luft

Dipl.-Ing. Anja Toussaint, Dr. Dieter Böttger, oxytec GmbH, Hamburg

1. Einleitung:

In der Lebensmittelindustrie wie in Räuchereien oder der ölverarbeitenden Industrie werden bei der Lebensmittelherstellung besonders geruchsintensive ungesättigte aliphatische, ketonische und aromatische Verbindungen in die Abluft emittiert. Diese Abluftgerüche basieren auch auf Aromaten wie Toluol oder Xylol oder auch Verbindungen wie Formaldehyd oder Ketone sowie organische Säure führen besonders dann zu Störungen, wenn der jeweilige Produktionsbetrieb in der Nähe einer nicht gewerblichen Bebauung steht. Zur Reduzierung der Gerüche wie auch der Menge des Gesamtkohlenstoffs wird die Fotolyse als ein wirtschaftliches Verfahren (siehe Abb. 1)

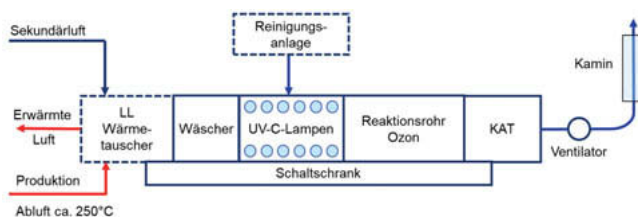


Bild 1: UVC/Ozon-Verfahren

zur Emissionsminderung, bei Bedarf auch ausgerüstet mit einer Wärmerückgewinnung, nach der Produktion eingesetzt. Dies kann mit Ergebnissen aus Untersuchungen der Abluft (siehe nachstehende Applikationsbeispiel 1 und 2) belegt werden. Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die gesetzlich geregelten Abluftwerte stets eingehalten werden.

Diese Technologie wurde in den Entwurf der VDI-Richtlinie 2595 aufgenommen.

2. Applikationsbeispiele

2.1 Ölindustrie

Für die Verwendungsvielfalt von Palmöl werden die Kerne der Palmölfrüchte dampfsterilisiert und gepresst. Aus diesem Prozess entsteht das Rohöl. Die rote Färbung des Rohöls basiert auf dem Carotingehalt, der sowohl in den Früchten als auch im Öl als roter Farbstoff enthalten ist. Deshalb erfolgt ein nachgeschalteter Raffinationsprozess bei Temperaturen oberhalb von 190°C, bei dem das Carotin zum einen abgetrennt aber auch chemisch verändert wird. Es entstehen dabei aromatische Produkte, die Derivate des Benzols sein können. Diese aromatischen Verbindungen sind sehr geruchsintensiv.

Mit der UV/Ozon-Technologie bestehend aus einem Kondensatabscheider, dem UV-Lampenraum mit entsprechender Reaktionsstrecke und einem Katalysator können diese Abluftinhaltsstoffe abgebaut werden. Dazu wurden Geruchsmessungen durchgeführt, die nachstehend grafisch und tabellarisch in der Abb.2 dargestellt werden.

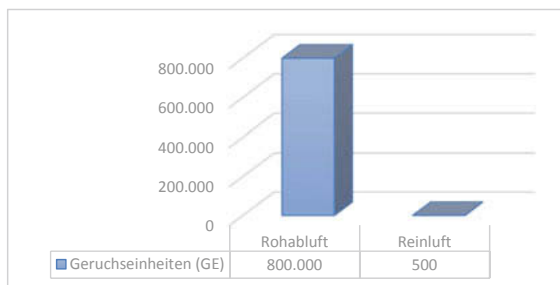


Bild 2: Reduzierung des Geruchseinheiten der Palmölindustrie

Es konnte mit diesen Untersuchungsergebnissen gezeigt werden, dass mit der UV/Ozon-Technologie erfolgreich nicht nur der Geruch der Abluft aus der Palmölproduktion, sondern auch deren Inhaltsstoffe basierend auf einer Benzolstruktur, die auch in anderen Industriebranchen wie z.B. in Räuchereien in der Abluft enthalten sein können, abgebaut werden.

2.2 Fleischräuchereien

In Fleischräuchereien werden Fleischprodukte mit Rauch, der z.B. mit Buchenholz oder Eiche erzeugt werden kann, behandelt. Je nach Holzart wird dem Räuchergut somit eine spezielle Geschmacksnote gegeben. Zusätzlich werden Lagerfähigkeit wie auch die Farbe des Räucherguts positiv beeinflusst. Bei diesem Prozessschritt des Räucherns ent-

steht eine Abluft, die aromatische Verbindungen aber auch aliphatische Verbindungen wie u.a. Ketone oder Aldehyde und Teer enthält.

Für diesen Produktionsprozess wurde ein Verfahren aufgebaut, das im Wesentlichen aus einer hocheffizienten Teerabscheidung, einem Wäscher sowie der fotolytischen Oxidation mit nachgeschaltetem Katalysator besteht.

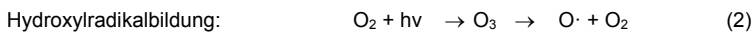
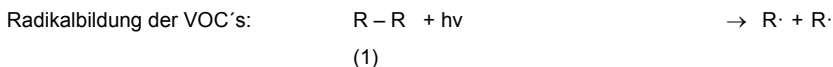
Neben der Teerabscheidung wird die Abluft mit hochenergetischer UV-Strahlung (VDI 2595-Entwurf) mit Wellenlängen kleiner als 200nm und Ozon behandelt. In diesem Wellenlängenbereich wird nahezu jedes organische Molekül in organische Radikale ($R\cdot$) gespalten und Ozon aus dem Luftsauerstoff gebildet. Das Ozon setzt sich spontan in Gegenwart von Wasser aus der Luftfeuchte zu Hydroxylradikalen ($HO\cdot$) um, die ein deutlich höheres Oxidationspotential haben als Sauerstoffradikale ($O\cdot$), die sich aus dem Zerfall von Ozon bilden (Abb.3).

Molekül	Oxidationspotential in Volt
O ₃	2,07
O \cdot	2,42
HO \cdot	2,80

Bild 3:

Vergleich der Oxidationspotentiale von Ozon mit dem Sauerstoffradikal und dem Hydroxylradikal

Mögliche Reaktionen dazu werden nachstehend aufgeführt.



Der Erfolg des Abbaus mit der UV-Ozon-Technologie ist stark vom jeweiligen Anwendungsfall abhängig. Deshalb können zusätzliche Anlagenkomponenten wie Wäscher, Elektrofilter oder Katalysatoren wie Aktivkohle eingesetzt werden, um den Abbau der organischen Verbindungen zu unterstützen. Zur Sicherstellung des chemisch-physikalischen Abbaus dieser gasförmigen organischen Inhaltsstoffe ist besonders die benötigte Luftmenge und der darin enthaltene Luftsauerstoff zu berücksichtigen, um dem Abluftstrom mit dessen Inhaltsstoffen eine ausreichende Menge oxidierender Verbindungen zur Verfügung stellen zu können.

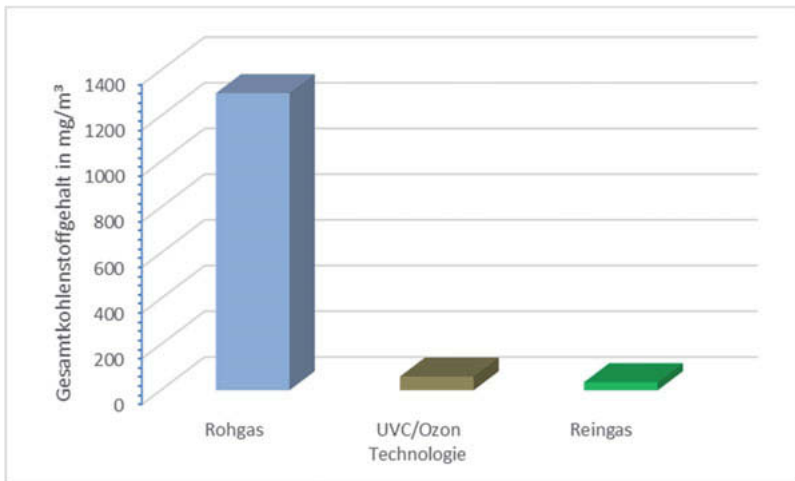


Bild 4:

Messergebnisse zur Reduzierung des Gesamtkohlenstoffgehalts in der Rächereiabluft

Mit diesem Anlagenkonzept können Abbaugrade je nach Applikation wie auch in Rächereien bis zu 95 % erreicht werden.



ISBN 978-3-18-092363-5

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