

Diffuse Emissionen



VDI-Berichte 2306

VDI-BERICHTE

Herausgeber: VDI Wissensforum GmbH

Diffuse Emissionen

Fachtagung Frankfurt
10. und 11. Mai 2017



VDI-Berichte 2306

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet unter <http://dnb.ddb.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 <http://dnb.ddb.de>.

© VDI Verlag GmbH · Düsseldorf 2017

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 978-3-18-092306-2

Inhalt

Seite

TA Luft Neufassung und mögliche Auswirkungen auf Diffuse Emissionen

R. Remus	TA Luft Neufassung: Die wichtigsten geplanten Änderungen im Vorsorgeteil	1
C. Lehmann	Die Regelungen für Quarzfeinstaub PM4 in der neuen TA Luft (Entwurf)	9
A. Trukenmüller	Neufassung der Schornsteinhöhenberechnung	13
G. Wechsung	Stickstoffemissionen in Deutschland und Anforderungen der Luftreinhaltung an die Nutztierhaltung – Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen Intensivtierhaltung in der TA Luft	25

Praxisbeispiele zur Messung und Minderung Diffuser Emissionen

B. Hör	Diffuse Staubemissionen aus Tagebauen – Immissionsmessungen und Bodenuntersuchungen im Bereich eines Lausitzer Tagebaus zur Ermittlung und Verifikation von Emissionsfaktoren zur Modellierung von Staubquellen	35
T. Reinelt, T. Clauß, J. Liebetrau	Methodenvereinheitlichung bei der Bestimmung diffuser Methanemissionen aus Biogasanlagen	49

Messung und Minderung von diffusen Staub Emissionen

I. Düring, W. Schmidt	Das NORTrip-Modell (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) für die detaillierte Feinstaub-emissionsberechnung aus Abrieben und Aufwirbelung – Anwendungsmöglichkeiten und -Grenzen	59
U. Klenk	Wasserbedüsungen zur Staubminderung in der betrieblichen Praxis	73

Messung und Minderung von diffusen VOC Emissionen

<i>H. Mante, R. Schlachta</i>	Diffuse Emissionen – Mineralölraffinerien	85
<i>K.-U. Heyer</i>	Gasförmige diffuse Emissionen aus Deponien – neue VDI-Richtlinie 3790 Blatt 2	113
<i>M. Bender</i>	Odor Emissions from Refinery Sites	131

TA Luft Neufassung: Die wichtigsten geplanten Änderungen im Vorsorgeteil

Dipl.-Ing. **Rainer Remus**, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Kurzfassung

Die TA Luft [1] wurde am 24. Juli 2002 veröffentlicht und ist am 01.10.2002 in Kraft getreten. Sie hatte damals den Anspruch einen proaktiven anspruchsvollen Stand der Technik zu beschreiben. Sie ist die zentrale Immissionsschutz-Vorschrift für genehmigungsbedürftige Anlagen und enthält u.a. Vorsorgeanforderungen gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen und ist im Genehmigungsverfahren bei Neuanlagen und bei wesentlichen Änderungen sowie bei der Sanierung bestehender Anlagen anzuwenden.

Seit März 2014 arbeiten des Bundesumweltministerium und das Umweltbundesamt gemeinsam an der Neufassung der TA Luft. Die Arbeiten sind mittlerweile weit fortgeschritten. Am 9. September wurde der Referentenentwurf der TA Luft veröffentlicht. Anfang Dezember fanden die offiziellen Anhörungen nach § 51 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BlmSchG) [2] statt. Nach Abschluss der laufenden Gespräche zur Ressortabstimmung sollen die Arbeiten zur Anpassung/Neufassung der TA Luft noch in dieser Legislaturperiode abgeschlossen werden.

1. Was ist die TA Luft?

Die TA Luft ist die zentrale Immissionsschutz-Vorschrift für genehmigungsbedürftige Anlagen. Sie ist eine normkonkretisierende Verwaltungsvorschrift und als solche für Behörden unmittelbar bindend. Sie enthält u.a. Vorsorgeanforderungen gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen und ist im Genehmigungsverfahren bei Neuanlagen und bei wesentlichen Änderungen sowie bei der Sanierung bestehender Anlagen anzuwenden. Von diesen Anforderungen sind in Deutschland mehr als 50.000 genehmigungsbedürftige Anlagen betroffen. Für diese gelten bundeseinheitliche, verbindliche Luft-Emissionswerte. Vergleichbare Anlagen werden dadurch gleich behandelt. Die TA Luft erleichtert den Behörden die Genehmigungspraxis und sorgt für die Wirtschaft für Rechts- und

Planungssicherheit. Im Detail ist sie dennoch flexibel, z.B. durch altanlagenspezifische Regelungen, Dynamisierungsklauseln, Minimierungsgebote und Zielwerte, was gegenüber einer Rechtsverordnung wichtige und notwendige Spielräume ermöglicht.

2. Warum war eine TA Luft Überarbeitung notwendig?

Die TA Luft wurde letztmalig 2002 novelliert. Die zwingende Überprüfung der TA Luft in Hinblick auf die seit 2002 bekannt gemachten BVT Merkblätter durch den TA Luft Ausschuss (TALA) hat gezeigt, dass sich in einigen Fällen der Stand der Technik fortentwickelt hat. Für 12 BVT Merkblätter und deren Schlussfolgerungen, wurde die Bindungswirkung der TA Luft aufgehoben und es wurden Vollzugsempfehlungen bzw. sektorale Verwaltungsvorschriften beschlossen, die bei der Überarbeitung der TA Luft integriert werden sollen.

Notwendig wird diese Überarbeitung u.a. auch, weil Neueinstufungen und Reklassierungen bestimmter, teilweise krebserzeugender Stoffe und neue Beschlüsse zuständiger Gremien wie der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) und der Umweltministerkonferenz vorliegen, zudem einige Aktualisierungen, Korrekturen, Ergänzungen und Konkretisierungen geboten sind und weil alle befristeten Altanlagenregelungen abgelaufen sind.

Mit dieser Überarbeitung wird auch eine Harmonisierung mit anderen Rechtsbereichen, z.B. §34 BNatSchG, sowie mit systematischen und inhaltlichen Änderungen der neuen 4. BlmSchV [3] angestrebt. Ziel ist auch eine Aufnahme der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL).

3. Systematik und konzeptionelle Grundlagen der Überarbeitung

Es erfolgt eine Überarbeitung der TA Luft innerhalb der bestehenden Struktur und Systematik durch punktuelle Anpassungen. Nach dem Durchlaufen des Verfahrens zum Erlass von Verwaltungsvorschriften nach § 48 BlmSchG [2] wird dann eine neugefasste TA Luft verabschiedet (keine Änderungs-VwV) und veröffentlicht.

Hinsichtlich des Vorsorgeteils sind insbesondere die Anforderungen in Nr. 5 der TA Luft zu überprüfen und dem fortgeschrittenen Stand der Technik anzupassen. Dabei folgt die aktuelle Überarbeitung den gleichen Grundsätzen, wie auch bei der Novellierung der TA Luft 2002:

- Grundsatz der integrierten Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzungen; dabei ist ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Integrative, medien- und schutzzielübergreifende Aspekte sollen stärker berücksichtigt werden,

- Vorrang der Vermeidung von Emissionen vor der Verminderung (Frachten),
- Vorsorge entsprechend dem Gefährdungspotential der Stoffe. Mit dem Grundsatz der risikodifferenzierten Vorsorge wird der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz in besonderer Weise berücksichtigt,
- Die Vorsorgeanforderungen zielen auf einen einheitlichen und gleichmäßigen Vollzug (Gleichbehandlungsgrundsatz), auch was die Überwachung angeht,
- Festlegung von Einzelregelungen für bestimmte Anlagenarten zur Berücksichtigung von anlagenspezifischen Besonderheiten und
- Altanlagenregelungen, ggf. mit Übergangsfristen, dort wo notwendig.

Es können schwächere Anforderungen festgelegt werden, um Verhältnismäßigkeitsaspekte besonders zu berücksichtigen. Grundsätzlich gilt allerdings gegenüber der TA Luft 2002 ein Verschlechterungsverbot.

4. Welche konkreten Änderungen sind geplant?

Grundsätzlich wurde die gesamte TA Luft 2002 [1] überprüft.

Neben den Änderungen in Nr. 4 **Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (Immissionsteil)** wie z.B. in Nr. 4.3.2 durch Aufnahme der Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL), der Ergänzungen bei den Immissionswerten für Schadstoffdepositionen in Nr. 4.5.1 sowie der Absenkung der Bagatellmassenströme in Nr. 4.6.1.1 sind folgende geplante Änderungen der Nr. 5 Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen (Emissionsteil) von besonderer Bedeutung:

- **Nr. 5.1 Allgemeines:** Verankerung der Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen durch sektorale allgemeine Verwaltungsvorschriften statt wie bisher durch Vollzugsempfehlungen,
- **Nr. 5.2.1 Gesamtstaub:** Große Einzelquellen sollen ab einem Emissionsmassenstrom einen Emissionskonzentrationswert von 10 mg/m^3 einhalten,
- **Nr. 5.2.2 Staubförmige anorganische Stoffe:** Reduzierung des Emissionswerte für Stoffe der Klasse I (Quecksilber und Thallium) um den Faktor 5 bei gleichzeitiger Aufnahme von besonderen Regelungen für bestimmte Anlagenarten,
- Anpassungen in **Nr. 5.2.2, 5.2.5 Organische Stoffe** und **5.2.7.1 Karzinogene, keimzellmutagene und reproduktionstoxische Stoffe:** Aufgrund der CLP VO [4] erfolgten formale Änderungen wie die Umwandlung von R-Sätzen zu H-Sätzen, die Einführung neuer

Begriffe wie kanzerogen statt karzinogen oder Zubereitung statt Gemische; die Umwandlung von Gefahrenkategorien giftig/sehr giftig in Acute Tox. 1, 2 und 3 sowie eine Überprüfung der Kriterien zur Behandlung namentlich nicht genannter Stoffe in Nr. 5.2.5,

- **Nr. 5.2.6 Gasförmige Emissionen beim Verarbeiten, Fördern, Umfüllen oder Lagern von flüssigen Stoffen:** Anpassung an neues Normenwerk für Flanschverbindungen und neue Anforderungen an Rührwerke und Kugelhähne sowie zur Lagerung,
- **Nr. 5.2.7.1.1: Krebszeugende Stoffe: Neben den Anpassungen an die CLP VO [4]:**
 - Anforderungen an kristallinen Quarzfeinstaub PM₄,
 - Anforderungen an Formaldehyd in Nr. 5.2.7.1.1 (LAI Vollzugsempfehlung Formaldehyd [5],
 - Überprüfung vorhandener Klassierungen; Neuklassierung bestimmter Stoffe, z.B. Beryllium,
- **Nr. 5.2.7.1.2 Keimzellmutagene und Nr. 5.2.7.1.3 Reproduktionstoxische Stoffe:** Aus Zielwerten sowie Emissionsbegrenzungen entsprechend der Wirkungsstärke werden konkrete Emissionswerte,
- **Nr. 5.4 Besondere Regelungen für bestimmte Anlagenarten:**
 - Integration von 11 Vollzugsempfehlungen [6] und neuer allgemeiner sektoraler Verwaltungsvorschriften [7] zur Umsetzung von BVT Schlussfolgerungen (Fortentwicklung des Standes der Technik),
 - Berücksichtigung neuer Anlagenarten, z.B. Anlagen zur Herstellung von Holzpresslingen,
 - stärkere Berücksichtigung diffuser Quellen in Form von baulichen und betrieblichen Maßnahmen in den besonderen Regelungen.

Bei den folgenden Anlagenarten wurden umfangreiche Änderungen in den besonderen Regelungen, insbesondere durch BVT Schlussfolgerungen ausgelöst:

- 5.4.2.1, 5.4.2.2 Steinbrüche und Anlagen zum Brechen von Gestein
- 5.4.2.8 Glasherstellung
- 5.4.2.11 Mineraffaserherstellung
- 5.4.3.1 und 5.4.3.2 Eisen/Stahlerzeugung
- 5.4.3.3 und 3.4 NE-Metalle
- 5.4.3.7/8 Gießereien

- 5.4.6.3 Holzwerkstoffe
 - 5.4.6.4 Herstellung von Holzpellets
 - 5.4.7.1 Tierhaltungsanlagen
 - 5.4.8.5 Kompostanlagen
 - 5.4.8.6.2 Vergärung von Bioabfällen
 - 5.4.8.9.1 Schredderanlagen
 - 5.4.8.10c/11c Kühlgeräteentsorgung.
- **Nr. 5.5 Ableitung von Abgasen:** In Nr. 5.5.2.2 ersetzt ein Programm das bisherige Nomogramm zur Ermittlung der Mindestschornsteinhöhen. Damit können verschiedene Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungsklassen miteinander kombiniert werden, um die zur Einhaltung der in Anhang 6 angegebenen S-Werte nachzuweisen.
 - **Anhang 6** mit VDI Richtlinien und Normen zur Messtechnik wurde komplett überarbeitet.

5. Stand der laufenden Arbeiten, weiteres Vorgehen und Zeitplan

Die Arbeiten zur Anpassung der TA Luft 2002 begannen offiziell im März 2014. Für die Überprüfung und ggf. Festlegung neuer emissionsbegrenzender Anforderungen entsprechend dem Stand der Technik wurden verschiedene Datenquellen geprüft. Dazu zählen neben den BVT Merkblättern und Schlussfolgerungen Genehmigungsbescheide und Messberichte der Länder, der Betreiber und der Hersteller von Anlagen, Investitions- und Forschungsprojekte, Beschlüsse der LAI und UMK, sonstige europäische und internationale Regelungen, VDI-Richtlinien sowie Verbände- und Expertengespräche. Insbesondere wurden Experten der Länder aus den Unterausschüssen der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz aktiv in die Arbeiten zur Neufassung einbezogen.

Zur Klärung von Spezialfragen wurden zahlreiche Fachgespräche, u.a. zu reproduktionstoxischen Stoffen, zu Industrie-Fackeln, zu Verbrennungsmotoranlagen, zur Schornsteinhöhenermittlung, zu Tierhaltungsanlagen und zur Nr. 4 (Immissionsteil) sowie mehrere Forschungsvorhaben, u.a. zu Schornsteinhöhen, Quarzmessungen und zur Klassierung krebs erzeugender Stoffen im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt.

Das Verfahren der Überprüfung und Festlegung neuer emissionsbegrenzender Anforderungen sollte von zwei Grundsätzen bestimmt sein: Transparenz und Nachvollziehbarkeit. Durch das Verfahren zum Erlass von Verwaltungsvorschriften nach § 48 BImSchG [3] ist die Beteiligung der betroffenen Kreise sichergestellt. Insgesamt erfolgten zwischen der Veröffentli

chung des Ersten Teilentwurfs der TA Luft im Mai 2015 und heute ca. 90 Gespräche mit Verbänden und Länderexperten der zuständigen Behörden.

Im September wurde der Referentenentwurf [8] vom 9.9.2016 veröffentlicht. Er bildete die Grundlage für die Anhörungen der beteiligten Kreise vom 5. bis 7.12.2016. Die dabei mündlich vorgetragenen Bedenken und Stellungnahmen wurden vom Umweltbundesamt und dem Umweltministerium eingehend geprüft und führten in einigen Fällen zu Änderungen am Referentenentwurf. Derzeit findet die interministerielle Abstimmung dieses Entwurfs statt. Nach Abschluss der Ressortgespräche wird das Kabinett darüber beschließen, ob der Entwurf dem Bundesrat vorgelegt werden kann.

Ziel ist es, bis Mitte 2017 eine neue TA Luft zu veröffentlichen.

- [1] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.7.2002, GMBL. 2002, H.25 – 29, S. 511 – 605 vom 30.7.2002
- [2] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz -BlmSchG) BlmSchG in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2. Juli 2013 (BGBl. I S. 1943) geändert worden ist
- [3] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BlmSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973, 3756), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 9. Januar 2017 (BGBl. I S. 42) geändert worden ist
- [4] Anhang VI der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (zuletzt berichtigt durch Verordnung (EU) Nr. 758/2013 der Kommission vom 7. August 2013).
- [5] LAI-Vollzugsempfehlung Formaldehyd: <http://www.lai-immissionsschutz.de/servlet/is/20172/>
- [6] Vollzugsempfehlungen zur Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen: <http://www.lai-immissionsschutz.de/servlet/is/26513/>
- [7] Sektorale allgemeine Verwaltungsvorschrift Chlor-Alkali-Elektrolyse http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvvbund_01122014_IGI25013931.htm
- [8] TA Luft Referentenentwurf vom 9.9.2016 <https://www.ihk-krefeld.de/de/media/pdf/.../entwurf-ta-luft-474-seiten-8-mb-.pdf>

Die Regelungen für Quarzfeinstaub PM₄ in der neuen TA Luft (Entwurf)

C. Lehmann, Umweltbundesamt

1. Begriff Quarzfeinstaub PM₄

Der Begriff Quarzfeinstaub PM₄ bezeichnet die alveolengängige Partikelfraktion an kristallinem Siliziumdioxid in Form von Quarz und Cristobalit. Als alveolengängig wird die Feinstaubfraktion verstanden, die in die Lungenbläschen (Alveolen) eindringt. Nach DIN EN 481 umfasst die alveolengängige Fraktion ein Partikelkollektiv, welches ein Abscheidesystem passiert, das in seiner Wirkung der theoretischen Trennfunktion eines Abscheidens entspricht, der Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser (dae50) von 4 µm zu 50 % abscheidet. Daher wird die alveolengängige Fraktion als PM4-Fraktion bezeichnet.

2. Einstufung von Quarzfeinstaub PM₄ in TA Luft Nr. 5.2.7.1.1 (Entwurf)

Bereits 2002 hatte der Ausschuss für Gefahrstoffe des Bundesarbeitsministeriums festgestellt, dass kristallines Siliziumdioxid (alveolengängiger Anteil, Spezies Cristobalit und Quarz) krebserzeugend Carc. 1A ist. Im Jahr 2002 fand im Auftrag des Umweltbundesamtes eine Überprüfung der Klassierung durch ein Forschungsvorhaben statt mit dem Ergebnis, der grundsätzlichen Klassierung in Wirkungsklasse II der Nummer 5.2.7.1.1 Kanzerogene Stoffe der Luft. Demnach dürfen Quarzfeinstaubemissionen PM₄ einen Massenstrom von 1,5 g/h oder eine Massenkonzentration von 0,5 mg/m³ nicht überschreiten.

In den Jahren 2014/2015 wurde die Klassierung erneut überprüft und die Klassierung in Klasse II bestätigt. Diese Überprüfung erfolgte im Rahmen eines FE-Vorhabens des Umweltbundesamtes [1].

Kristalliner Quarzfeinstaub wird nur aus wenigen industriellen Prozessen in relevantem Umfang emittiert. Betroffen sind in erster Linie das Brechen, Mahlen, Trocknen und Klassieren von natürlichem und künstlichem quarzhaltigem Gestein. Auf der Grundlage zweier umfangreicher Messvorhaben hat sich gezeigt, dass mit wenigen Ausnahmen davon ausgegangen werden kann, dass der Emissionswert der Wirkungsklasse II der Nummer 5.2.7.1.1 von 0,5 mg/m³ für kristallines Siliziumdioxid (alveolengängiger Anteil PM4, Spezies Cristobalit und Quarz) eingehalten ist, wenn die Anforderungen an die Emissionen an Gesamtstaub

eingehalten sind. Eine Messung wird daher nur an Aggregaten gefordert, die bekanntermaßen relevante Emissionen an Quarzfeinstaub verursachen wie z.B. Mahlanlagen der Nummern 5.4.2.1/2. Dieser Schluss schließt allerdings die Anwendung der Summenregelung aus. Aus diesem Grund wurde Quarzfeinstaub PM₄ außerhalb der Wirkungsklasse II der Nummer 5.2.7.1.1 gestellt.

3. Neue Regelungen in TA Luft Nr. 5.4.2.1/2 (Entwurf)

Quarzhaltige Stäube treten insbesondere bei der Gewinnung und Aufbereitung von quarzhaltigem Gestein auf. Da nicht alle quarzhaltigen Gesteinsarten aufgrund ihres unterschiedlichen Quarzanteils gleichermaßen relevant für die Emissionen von Quarzfeinstaub in der Partikelfraktion PM₄ sind, wurde in der TA Luft Nr. 5.4.2.1/2 (Entwurf) aus Gründen der Verhältnismäßigkeit ein Schwellenwert von 20 % Quarzanteil im Ausgangsgestein festgelegt. Wird dieser Wert im Ausgangsgestein unterschritten, so wird von einer sicheren Einhaltung der Anforderungen für Quarzfeinstaub in der Partikelfraktion PM₄ bei der weiteren Verarbeitung des Gesteines ausgegangen. In diesem Fall sind keine weiteren Messungen auf Quarzfeinstaub PM₄ notwendig. Zur quantitativen Bestimmung des Quarzgehaltes im Gestein ist z.B. eine mineralogische Untersuchung, z.B. mittels Röntgendiffraktometrie (XRD als Gesamtanalyse mit Rietveld-Auswertung), geeignet; ein komplettes petrografisches Gutachten ist nicht zwingend erforderlich.

In Aufbereitungsanlagen von Materialien mit einem Quarzgehalt über 20 % ist hingegen mit höheren Quarzfeinstaub-PM₄-Emissionen zu rechnen. In diesem Fall ist insbesondere in Anlagen zum Brechen, Trocknen, Mahlen und Klassieren eine Unterschreitung der Quarzfeinstaub-PM₄-Emissionen von 0,5 mg/m³ nach TA Luft Nr. 5.2.7.1.1 (Entwurf), auch beim Einsatz moderner Filteranlagen, nicht immer gewährleistet. Aus Gründen der Verhältnismäßigkeit dürfen die Quarzfeinstaub-PM₄-Emissionen in diesen Anlagen daher die Massenkonzentration 1 mg/m³ nicht überschreiten.

Die Gesamtstaubemissionen dürfen in allen Anlagen zum Brechen, Trocknen, Mahlen und Klassieren die Massenkonzentration 10 mg/m³ nicht überschreiten. Werden aktuell übliche Gewebefilteranlagen zur Abgasreinigung eingesetzt, so ist die Unterschreitung dieses Emissionswertes ohne Probleme möglich und entspricht dem Stand der Technik.

Zwei umfangreiche Bund-Länder-Emissionsmessprogramme aus den Jahren 2008 und 2012 dienten der Aufklärung, welche Vorsorgeanforderungen hinsichtlich Quarzfeinstaub PM₄ an Anlagen der TA Luft Nr. 5.4.2.1/2 (Entwurf) zu stellen sind. Die Ergebnisse beider Messprogramme zeigen, dass Quarzfeinstaub-PM₄-Emissionen von kleiner oder

gleich 1 mg/m³ durch den Einsatz von entsprechend ausgelegten und regelmäßig gewarteten Filteranlagen nach dem derzeitigen Stand der Technik in allen Anlagentypen zur Aufbereitung von quarzhaltigem Gestein einhaltbar sind.

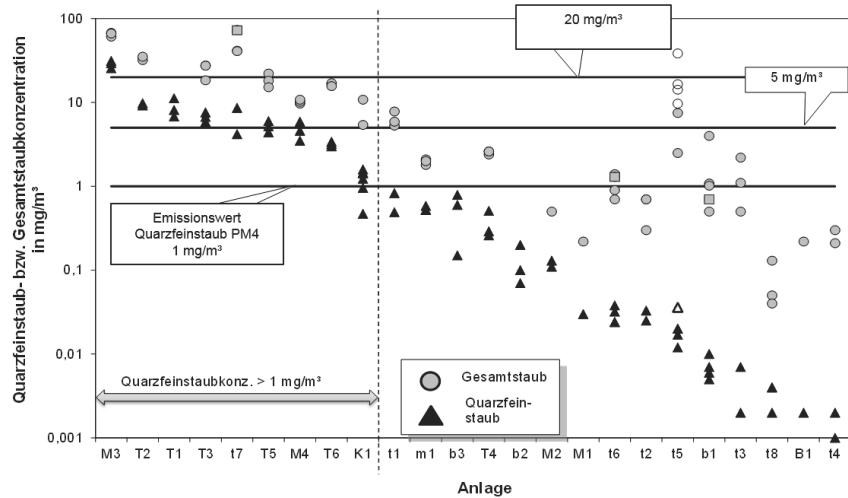


Bild 1: Ergebnisse der Bund-Länder-Messprogramme für Aufbereitungsanlagen von quarzhaltigen Gesteinskörnungen (Darstellung nach [2])

Eine tiefergehende Auswertung der beiden Bund-Länder-Messprogramme [2] ergab allerdings, dass bei Anlagen zur Aufbereitung von quarzhaltigen Gesteinskörnungen für bestimmte Aufbereitungsprozesse mit einer Nichteinhaltung der Emissionsbegrenzung von Quarzfeinstaub PM₄ zu rechnen ist, wenn folgende Gesamtstaubemissionswerte überschritten sind:

- für Mahlanlagen: 2 mg/m³,
- für Trocknungsanlagen: 5 mg/m³,
- für Klassieranlagen (Klassieren und Sichten von Quarzsand): 12 mg/m³
- für Brecheranlagen(Brechen und Klassieren von quarzhaltigem Hartgestein): 51 mg/m³

Damit ist es möglich differenzierte und auch verhältnismäßige Anforderungen an die jeweilige Anlagenart zu stellen. Die Ermittlung der Gesamtstaubkonzentration bei der Überwachung dient dabei jeweils als Surrogat für Quarzfeinstaub PM₄. Für Klassier- und Brechanlagen ist demnach die Einhaltung und Überwachung des vorgegebenen Gesamtstaubemis-

sionswertes von 10 mg/m³ ausreichend, um eine Einhaltung von Quarzfeinstaub PM₄ zu gewährleisten. Allerdings müssen die Gesamtstaubemissionen an allen Anlagen zur Verarbeitung von Gestein mit einem Massenanteil an Quarz von größer oder gleich 20 Prozent jährlich gemessen werden, um eine sichere Unterschreitung der Quarzfeinstaub-PM₄-Emissionen zu gewährleisten. Im Fall der Mahlanlagen sowie im Fall von Trocknungsanlagen, deren Gesamtstaubemissionen über 5 mg/m³ liegen, ist es zudem notwendig, direkt die Emissionskonzentration von Quarzfeinstaub PM₄ durch alle 3 Jahre wiederkehrende Messungen zu ermitteln. Zur messtechnischen Bestimmung der Quarzfeinstaub-PM₄-Emissionen wird gerade die VDI Richtlinie 2066 Blatt 11 erarbeitet, die in Kürze im Weißdruck veröffentlicht wird.

Im Rahmen der Bund-Länder-Emissionsmessprogramme kam es an einzelnen Anlagen zu unvorhergesehenen Grenzwertüberschreitungen beim Gesamtstaub. In diesen Fällen war jeweils das Filtergewebe beschädigt. Als problematisch stellte sich heraus, dass die jeweiligen Anlagenbetreiber davon keinerlei Kenntnis hatten, da an den betroffenen Filteranlagen keine Filterüberwachung installiert war. Durch die Abrasivität der Stäube unterliegen die betroffenen Filteranlagen der Steine- und Erdenindustrie einem erhöhten Verschleiß. Sie müssen daher häufiger kontrolliert und gewartet werden. Zur Verhinderung von höheren Staubausmissionen, insbesondere von Quarzfeinstaub PM₄, durch unerkannte Filterschäden wird daher in TA Luft Nr. 5.4.2.1/2 (Entwurf) für alle Anlagen zur Verarbeitung von quarzhaltigem Gesteinskörnungen eine verbesserte Filterwartung und Überwachung durch den Einsatz qualitativer Messeinrichtungen für Staub (Filterwächter) gefordert. Dies gilt auch für Anlagen mit einem Massenstrom an staubförmigen Stoffen kleiner 1 kg/h.

4. Literatur

1. Hassauer, M., F. Kalberlah, and J.-U. Voss, *Bewertungen für die TA Luft Nr. 5.2.7.1.1. Krebszeugende Stoffe*. 2015: Freiburg im Br. [u.a]. p. 292.
2. Ehrlich, C., et al., *Quarzfeinstaubemissionen in der Staubfraktion PM4 aus Anlagen zur Aufbereitung von Quarzsand und quarzhaltigem Gestein*. Immissionsschutz, 2015. 1 - 15: p. 22 -28.

Neufassung der Schornsteinhöhenberechnung

Amendment of Stack Height Calculation

Dipl.-Physiker **Alfred Trukenmüller**, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Kurzfassung

Bei der Neufassung der TA Luft wird die bisherige grafische Schornsteinhöhenbestimmung per Nomogramm durch ein Rechenverfahren nach dem Stand der Modellierungstechnik ersetzt. Das dem Nomogramm zugrundeliegende Konzept wird beibehalten. Es gewährleistet eine unter Vorsorgeaspekten definierte „ausreichende Verdünnung der Abgase“ bzw. Emissionen. Dabei dürfen schadstoffspezifische Referenzkonzentrationen (S-Werte) in der Außenluft unter ausgewählten ungünstigen Randbedingungen nicht überschritten werden. Die strömungsmechanischen Voraussetzungen für die Anwendung des Konzepts werden mit dem unbestimmten Rechtsbegriff „ungestörter Abtransport der Abgase (bzw. Emissionen) mit der freien Luftströmung“ belegt. Emissionen, die diesen Voraussetzungen nicht genügen, gelten in der TA Luft bei der Festlegung der Bagatellmassenströme als diffus. Das neue Verfahren erfordert bei typischen Massenkonzentrationen im Abgas ähnliche Schornsteinhöhen wie das Nomogramm, bei kleineren Massenkonzentrationen kleinere Schornsteinhöhen als das Nomogramm und bei heute atypischen hohen Massenkonzentrationen in Verbindung mit hohen Abgasvolumenströmen größere Schornsteinhöhen als das Nomogramm.

Abstract

In the forthcoming amendment of TA Luft the nomogram as means of stack height determination is replaced by an algorithm which iteratively applies current numerical dispersion and plume rise models. The basic concept though is maintained. It guarantees “sufficient dilution” of emissions according to a special – precautionary principle related – definition. In effect, pollutant-specific reference concentrations (S-values) are not be exceeded in the ambient air for a set of worst case boundary conditions. The fluid mechanical prerequisites for the calculation are denoted by the legal concept of “undisturbed removal of emissions by free air flow”. In its definition of insignificant mass flow, TA Luft considers emissions as diffuse emissions if they do not conform to this legal concept. For typical mass concentrations of pollutants in the waste gas flow, the new method for stack height calculation and the nomogram result in approximately equal stack heights. For low mass concentrations, stack heights according to the new method are less than nomogram stack heights. For pollutant mass concentrations as

high as to by atypical nowadays at high volumetric flow rate, stack heights according to the new method are greater than nomogram stack heights.

1. Einleitung

Bei der derzeitigen Anpassung der TA Luft [1] werden die Anforderungen der Nummer 5.5 an die Ableitung von Abgasen aktualisiert. Insbesondere wird das über 50-jährige Nomogramm durch ein Rechenverfahren ersetzt. Auf einer Fachtagung über diffuse Emissionen ist dies ein fremdes Thema. Der vorliegende Beitrag befasst sich daher zunächst in den Abschnitten 2 und 3 mit der Abgrenzung der Nummer 5.5 von diffusen Emissionen und in Abschnitt 4 mit Voraussetzungen, die diffuse Emissionen und Emissionen aus Schornsteinen gemeinsam betreffen. Anschließend wird die neue Schornsteinhöhenberechnung der TA Luft vorgestellt.

2. Abgrenzung von diffusen Emissionen

Abgrenzungen zwischen diffusen und nicht diffusen Emissionen bzw. diffusen und nicht diffusen Quellen nehmen beispielsweise die Richtlinien VDI 3790 Blatt 1 [2] und VDI 4285 Blatt 1 [3] vor. Dabei werden diffuse Quellen negativ definiert: sie sind nicht geführt, nicht gefasst, ohne definierten Abgasvolumenstrom, bieten keine Möglichkeit der Emissionsmessung auf Basis der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [4] oder der DIN EN 15259 [5]. Kurz: Diffuse Emissionen sind Emissionen nicht definierter Quellen [2].

Etwas versteckt und indirekt, nämlich unter Nummer 4.6.1.1 bei der Festlegung von Bagatellmassenströmen, verwendet die TA Luft eine abweichende, aber ebenfalls negative Definition diffuser Emissionen: Alle Emissionen, die nicht nach Nummer 5.5 abgeleitet werden, sind diffuse Emissionen. Diese Definition ist weiter gefasst als die oben referierte, denn sie schließt auch Emissionen aus gefassten Quellen mit definiertem Abgasvolumenstrom und definiertem Emissionsmassenstrom ein, sofern der ungestörte Abtransport der Emissionen mit der freien Luftströmung nicht gewährleistet ist. Die Schornsteinhöhenberechnung setzt voraus, dass Emissionen in diesem erweiterten Sinne nicht diffus sind.

3. Ungestörter Abtransport der Emissionen mit der freien Luftströmung

Der ungestörte Abtransport der Abgase bzw. der Emissionen mit der freien Luftströmung wird als unbestimmter Rechtsbegriff in der TA Luft seit mindestens 1974 verwendet. Konkretisiert im Sinne einer Operationalisierung wird er aber erst in der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Ausgabe Juni 2017), die seit Dezember 2015 im Entwurf vorliegt [6]. Die Richtlinie versteht den Abtransport der Abgase als gestört, wenn die Quelle in eine Rezirkulationszone emittiert,

d. h. in den Bereich hinter einem Strömungshindernis, in dem sich eine Rückströmung einstellt. In allen anderen Bereichen gilt die Luftströmung im Sinne der Richtlinie als frei und der Abtransport der Emissionen als ungestört. Der wesentliche Inhalt der Richtlinie besteht in Gleichungen, die die Grenzen der Rezirkulationszonen für unterschiedliche Gebäudeformen beschreiben.

Die Störung des Abtransports der Emissionen in einer Rezirkulationszone hat zwei Konsequenzen: Erstens verzögert sich die Verdünnung der Emissionen im Vergleich mit dem Fall der ungestörten Luftströmung, sodass in der Rezirkulationszone hohe Schadstoffkonzentrationen auftreten können. Zweitens sind diese Konzentrationen – in Analogie zur klassischen Definition diffuser Emissionen – weitgehend undefiniert. In Untersuchungen bei der Vorbereitung der Richtlinie 3781 Blatt 4 ließen sich auch mit einem prognostischen mikroskaligen Windfeldmodell nach dem Stand der Technik (evaluiert nach VDI 3783 Blatt 9 [7]), ja selbst mit einem Simulationsmodell der nächsten Generation, dem Modell OpenFOAM im LES-Modus [8], bereits bei einfachen Gebäuden mit geneigtem Dach die im Windkanal gemessenen Strömungsmuster nicht genau reproduzieren. Insbesondere konnten die Immissionskonzentrationen im nahen Einflussbereich der Quellen nicht genau reproduziert werden, wenn diese Quellen in Rezirkulationszonen emittieren.

Zuverlässige Berechnungen der Verdünnung von Emissionen sind im nahen Einflussbereich von Quellen bis heute also nur möglich, wenn der ungestörte Abtransport der Emissionen mit der freien Luftströmung vorausgesetzt werden kann. Da sich die Nummer 5.5 der TA Luft auf die zuverlässige Berechnung einer „ausreichenden Verdünnung der Abgase“ bzw. Emissionen stützt (ein zweiter unbestimmter Rechtsbegriff), muss sie den ungestörten Abtransport der Emissionen mit der freien Luftströmung voraussetzen.

4. Ausreichende Verdünnung der Emissionen

Emissionen gehen an der Quelle im Allgemeinen mit Schadstoffkonzentrationen wesentlich über den zulässigen Immissionswerten einher. Dies gilt auch bei einer Emissionsminderung nach dem Stand der Technik. So liegen die Emissionswerte der TA Luft als Massenkonzentration im Abgas typischerweise um einen Faktor 100 bis 1.000, teilweise bis 10.000 über der Gefahrenschwelle für die menschliche Gesundheit. Daher erfordert die Gefahrenabwehr eine ausreichende Verdünnung der Abgase. Dies gilt grundsätzlich für alle Arten von Emissionen, auch für diffuse, und wird in Genehmigungsverfahren nach TA Luft bei Überschreitung der Bagatellgrenze mit einer Immissionsprognose überprüft. Unabhängig von der Gefahrenab-

wehr stellt die TA Luft in Nummer 5.5 eigene Vorsorgeanforderungen, um dort, wo große Emissionsmassenströme einer starken Verdünnung bedürfen, die ausreichende Verdünnung definiert zu gewährleisten.

Die Vorsorgeanforderungen der Nummer 5.5 beruhen auf drei Elementen:

- Referenzkonzentration (S-Wert): Für eine große Zahl von Stoffen legt die TA Luft S-Werte fest, deren Höhe vom Wirkungspotenzial des Stoffes abhängt. Ein hohes Wirkungspotenzial hat einen kleinen S-Wert und damit einen hohen Schornstein zur Folge. S-Werte wurden mit der TA Luft 1983 eingeführt und damals auf den halben Kurzzeitimmissionswert festgelegt, sofern für den Stoff ein Kurzzeitimmissionswert definiert war [9]. Dem Vorsorgecharakter wurde Rechnung getragen, indem die einzelne Anlage nur einen Teil des Kurzzeitimmissionswerts ausschöpfen durfte. Mit der TA Luft 2002 wurden die S-Werte gesenkt. Damit wurden die Schornsteinhöhen trotz gesenkter Emissionswerte beibehalten [10]; gleichzeitig wurde der abnehmenden Tendenz der Immissionswerte Rechnung getragen. Bei der aktuellen Anpassung der TA Luft werden die bisherigen S-Werte für Massenschadstoffe beibehalten, da die Immissionswerte im Wesentlichen unverändert bleiben. Die Verdünnung gilt als ausreichend, wenn die maximale bodennahe Konzentration den S-Wert in keiner Einzelsituation überschreitet.
- Standortunabhängiges Rechenverfahren: Mit dem unten vorgestellten Rechenverfahren wird die Schornsteinhöhe so bestimmt, dass jeder nach Nummer 5.5 über einen Schornstein abzuleitende Schadstoff ausreichend verdünnt wird. Das Rechenverfahren ist im Gegensatz zur Immissionsprognose nach Nummer 4.6.4 der TA Luft unabhängig von der Meteorologie am Anlagenstandort.
- Sicherstellung des ungestörten Abtransports der Emissionen: Das Rechenverfahren setzt voraus, dass die Emissionen ungestört mit der freien Luftströmung abtransportiert werden. Daher ist mindestens die Schornsteinhöhe einzuhalten, die diese Voraussetzung gewährleistet.

5. Schornsteinhöhenberechnung

Das Konzept der neuen Schornsteinhöhenberechnung beruht auf den gleichen Grundlagen wie das Nomogramm der bisherigen TA Luft. Dieses Konzept ist bei Wippermann [11] beschrieben und wurde in der Richtlinie VDI 2289 Blatt 1 [12] zum ersten Mal in einem Nomogramm umgesetzt. Grundlage des Konzepts ist die Kombination eines Ausbreitungsmodells mit einem Abgasfahnenüberhöhungsmodell. Für das später in die TA Luft übernommene Nomogramm der Richtlinie VDI 2289 Blatt 1 lassen sich sowohl das dabei verwendete

Gauß'sche Ausbreitungsmodell als auch das Abgasfahnenüberhöhungsmodell als Formeln darstellen [13]. Die neue TA Luft verwendet dagegen in beiden Fällen numerische Modelle, nämlich das aktualisierte Lagrange'sche Partikelmodell der TA Luft als Ausbreitungsmodell zusammen mit dem dreidimensionalen Abgasfahnenüberhöhungsmodell PLURIS [13;14]. In beiden Umsetzungen des Konzepts, also sowohl im Nomogramm der VDI 2289 Blatt 1 als auch in der neuen TA Luft, wird nicht der kontinuierliche Anstieg der Abgasfahne berücksichtigt, sondern nur ihre schließlich erreichte Endüberhöhung. Außerdem wird in beiden Umsetzungen des Konzepts ebenes Gelände vorausgesetzt und weder eine atmosphärenchemische Umwandlung noch die Deposition der emittierten Stoffe berücksichtigt.

Den Rechenweg legt der Referentenentwurf der neuen TA Luft folgendermaßen fest [1]: „Für jede der meteorologischen Einzelsituationen wird die effektive Quellhöhe bestimmt, mit welcher der vorgegebene S-Wert gerade eingehalten wird. Für jede Einzelsituation wird danach mit Hilfe des Überhöhungsmodells [...] diejenige Bauhöhe bestimmt, die in Summe mit der dazugehörigen Endüberhöhung gerade die zuvor bestimmte effektive Quellhöhe ergibt. Die höchste dieser Bauhöhen [...] ist die [...] anzusetzende Schornsteinhöhe.“ Auf diesem Rechenweg beruht bereits das Nomogramm.

Für die neue TA Luft gilt zusätzlich:

- Die Rauigkeitslänge wird auf den Wert 0,5 m gesetzt, die Verdrängungshöhe auf das 6-fache der Rauigkeitslänge und die Anemometerhöhe auf 10 m über der Verdrängungshöhe.
- Es werden die in einer Ausbreitungsklassen-Statistik nach Richtlinie VDI 3782 Blatt 6 (Ausgabe April 2017) [15] definierten, ungewichteten Einzelsituationen betrachtet ohne die Ausbreitungsklassen Klug/Manier IV und V. Insgesamt wird die zur Einhaltung des S-Werts erforderliche Schornsteinhöhe damit für 25 meteorologische Einzelsituationen bestimmt.
- Die relative statistische Streuung des Konzentrationswertes, der die Schornsteinhöhe bestimmt, soll 5 Prozent nicht überschreiten.

Für das Nomogramm gilt zusätzlich (die Anmerkungen beziehen sich auf dessen rechtes oberes Feld, zu Einzelheiten siehe [13]):

- Während beim neuen Verfahren 25 diskrete Schornsteinhöhen berechnet werden und davon die höchste ausgewählt wird, beruht das Nomogramm im Kern auf der analytischen Berechnung des Maximums einer stetigen und stetig differenzierbaren Funktion.

Dabei wird die Windgeschwindigkeit im Bereich zwischen etwa 1 m/s und 4 m/s (umgerechnet auf eine Höhe von 10 m über Grund) so bestimmt, dass die zur Einhaltung des S-Werts „erforderliche Schornsteinhöhe“ [12] ihr Maximum erreicht. Bei kleinen Windgeschwindigkeiten ist die Abgasfahnenüberhöhung groß und erlaubt kleine Schornsteinhöhen. Bei großen Windgeschwindigkeiten ist zwar die Abgasfahnenüberhöhung klein, aber die starke Verdünnung der Abgase in Windrichtung erlaubt kleine Schornsteinhöhen. Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit erreicht die erforderliche Schornsteinhöhe ihr Maximum. Der konkrete Wert dieser mittleren, für die Schornsteinhöhe relevanten Windgeschwindigkeit hängt vom Auftrieb der Abgasfahne ab. Je größer der Auftrieb, also je größer Abgasvolumenstrom und Abgastemperatur, desto größer die relevante Windgeschwindigkeit.

- Unterschreitet der Auftrieb der Abgasfahne eine untere Grenze, so wird zunächst weiterhin die Schornsteinhöhe berechnet, die bei einer Windgeschwindigkeit von etwa 1 m/s die Einhaltung des S-Werts gewährleistet. Dadurch entsteht eine Krümmung der Kurven in Richtung kleinerer „festgelegter erforderlicher Schornsteinhöhen“ [12]. Im Nomogramm der VDI 2289 Blatt 1 sind die Kurven in diesem extrapolierten Bereich (rechts) zunächst gestrichelt und enden schließlich. Da die Voraussetzungen für die Anwendung des Gaußmodells in diesem Bereich nicht erfüllt sind, sollten die gestrichelten Abschnitte der Kurven möglichst nicht verwendet werden [12]. Für die TA Luft 1983 wurden die gestrichelten Kurven durchgezogen und mit einem Kurvenlineal weiter bis an den Rand des Nomogramms extrapoliert [16].
- Überschreitet der Auftrieb der Abgasfahne eine obere Grenze, so wird zunächst weiterhin die Schornsteinhöhe berechnet, die bei einer Windgeschwindigkeit von etwa 4 m/s die Einhaltung des S-Werts gewährleistet. Dadurch entsteht auf der linken Seite eine Krümmung der Kurven in Richtung kleinerer „festgelegter erforderlicher Schornsteinhöhen“ [12]. Bei einem Auftrieb, bei dem die ursprüngliche Maximalwertsuche eine relevante Windgeschwindigkeit von etwa 10 m/s (umgerechnet auf eine Höhe von 10 m) erreichen würde, führt die Krümmung schließlich zu einer Reduktion der Schornsteinhöhe von etwa 30%. Spätestens an dieser Stelle wird der Gültigkeitsbereich der verwendeten Abgasfahnenüberhöhungsfomel verlassen und daher die Schornsteinhöhe eingefroren: die Kurve knickt in einen senkrechten Verlauf ab [12].
- Im Detail ist die Berechnung der „festgelegten erforderlichen Schornsteinhöhen“ komplexer: Anstelle eines Windgeschwindigkeitsintervalls mit festen Grenzen bei 1 m/s und 4 m/s beruht das Nomogramm auf einer stetig differenzierbaren Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit. Die Berechnung der resultierenden stetig differenzierbaren

Reduktion der „festgelegten erforderlichen“ gegenüber der „erforderlichen Schornsteinhöhe“ wurde unter damaligen Verhältnissen aufwändig, nämlich „auf dem elektronischen Rechenautomaten des Deutschen Rechenzentrums in Darmstadt durchgeführt“ [11]. Die Verwendung stetig differenzierbarer Funktionen erklärt, warum im Nomogramm keine weiteren Knickstellen auftreten.

- Variationen der Ausbreitungsklasse bleiben im Nomogramm unberücksichtigt. Das für das Nomogramm verwendete Grenzschichtmodell ist nach heutiger Kenntnis inkonsistent: Das Windprofil entspricht labiler, die horizontale und vertikale Weite der Abgasfahne entspricht dagegen sehr stabiler Schichtung [13].

6. Vergleich alter und neuer Schornsteinhöhen

Wegen der vielen Unterschiede zwischen den verwendeten Modellen (Ausbreitungsmodell, Abgasfahnenüberhöhungsmodell) und den berücksichtigten meteorologischen Randbedingungen lässt sich durch qualitative Überlegung kaum vorhersagen, ob das Nomogramm oder das neue Verfahren zu größeren Schornsteinhöhen führt. Ein systematischer Vergleich (Bild 1) zeigt, dass die nach der neuen TA Luft berechneten Schornsteinhöhen häufig etwas kleiner sind als Schornsteinhöhen nach dem Nomogramm. Auch nachträglich lassen sich diese Unterschiede zwischen berechneten Schornsteinhöhen nicht direkt auf einzelne Unterschiede zwischen Nomogramm und neuem Verfahren zurückzuführen. Grob zeichnen sich folgende Tendenzen ab.

Scharparameter ist in Bild 1 das dimensionslose Verhältnis aus Emissionsmassenkonzentration eines Schadstoffs im Abgas E zu seinem S-Wert S, mit Werten zwischen 500 und 10.000, die durch unterschiedliche Strichtypen dargestellt sind. Bei vergleichsweise kleinen Massenkonzentrationen im Abgas (durchgezogene Kurve: $E/S = 500$) berechnen sich mit dem neuen Verfahren kleinere Schornsteinhöhen. In diesen Fällen sind der Volumenstrom und damit der Auftrieb der Abgasfahne vergleichsweise groß, was im Nomogramm wegen des Knicks teilweise unberücksichtigt bleibt (siehe die Diskussion in Abschnitt 5). Das neue Verfahren kann dagegen auch starken Auftrieb mit dem Fahnenüberhöhungsmodell PLURIS sachgerecht berücksichtigen und errechnet daher bereits eine kleinere Schornsteinhöhe als ausreichend.

Typisch für schornsteinhöhenlimitierende Schadstoffe sind Verhältnisse E/S im Bereich zwischen 1.000 und 2.000. In diesen Fällen, insbesondere bei $E/S = 1.000$, stimmen die Ergebnisse von Nomogramm und neuem Verfahren recht gut überein.

In anderen, heute atypischen Fällen sehr hoher Massenkonzentrationen im Abgas bei gleichzeitig großem Abgasvolumenstrom berechnet dagegen das neue Verfahren größere Schornsteinhöhen. Dies zeigt sich an den oberen Enden der Kurven für E/S = 5.000 und E/S = 10.000.

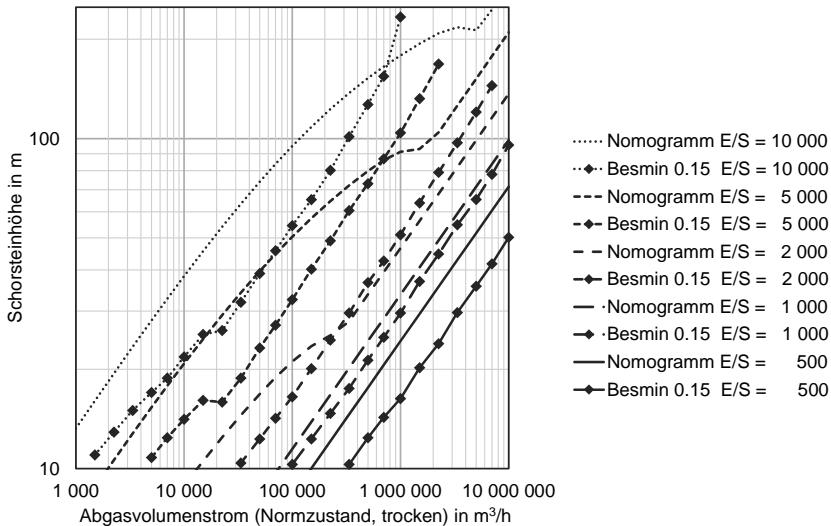


Bild 1: Schornsteinhöhe als Funktion des Abgasvolumenstroms in doppellogarithmischer Darstellung. In dieser Darstellung erscheinen Potenzfunktionen als Geraden. Dargestellt sind Kurvenpaare für Schornsteinhöhen nach Nomogramm (ohne Symbole) und nach dem neuen Rechenverfahren BESMIN Version 0.15 (mit Rauten). Für die Beispiele wurde trockenes Abgas mit einer Austrittstemperatur von 100 °C und einer Austrittsgeschwindigkeit von 15 m/s angenommen.

7. Implementierung des neuen Rechenverfahrens

Wie in Abschnitt 5 erläutert, wird die erforderliche Schornsteinhöhe mit Hilfe eines Ausbreitungsmodells und eines Fahnenüberhöhungsmodells berechnet. Als Ausbreitungsmodell verwendet das neue Verfahren das rechenzeitintensive Lagrange'sche Partikelmodell der TA Luft. Da jedoch nur standardisierte Einzelsituationen betrachtet werden (25 Kombinationen meteorologischer Parameter, ebenes Gelände, feste Rauigkeitslänge), genügt es, die Ausbreitungsrechnungen einmalig für eine große Zahl effektiver Quellhöhen durchzuführen und

die Ergebnisse abzuspeichern. Die Rechenzeiten des Fahnenüberhöhungsmodells PLURIS sind so gering, das es direkt in ein iteratives Verfahren eingebunden werden kann. Eine PC-Anwendung, welche das Fahnenüberhöhungsmodell und die vorausberechneten Ergebnisse des Ausbreitungsmodells integriert, wird vom Umweltbundesamt bereitgestellt.

Bild 2 zeigt die Benutzeroberfläche des bisher verfügbaren Prototyps. Anwender wählen eine Substanz aus (die S-Werte sind hinterlegt) und geben Quellstärke, lichten Schornstein-durchmesser, Austrittstemperatur und Austrittsgeschwindigkeit ein. Falls bekannt und relevant, wird auch die Wasserbeladung (in kg Wasserdampf und Flüssigwasser pro kg trockener Luft) eingegeben – an dieser Stelle wird die Eingabemaske noch aktualisiert. Für eine konservative Bestimmung der Schornsteinhöhe genügt es in der Regel, ohne Wasserbeladung zu rechnen.

Das Programm berechnet, wie rechts im Bild in einer Tabelle dokumentiert, für 25 meteorologische Einzelsituationen zunächst die effektive Quellhöhe h_{eff} und davon ausgehend die Bauhöhe h_b des Schornsteins, bei der der S-Wert gerade eingehalten wird. Die größte dieser Bauhöhen ist die unten in der Benutzeroberfläche angegebene erforderliche Bauhöhe für die betrachtete Substanz.

The screenshot shows the BESMIN software interface. The title bar reads "BESMIN - vorläufige und unverbindliche Testversion 0.14". The main window is titled "Berechnung der Schornsteinbauhöhe nach Nr. 5.5 TA Luft 2016 (Entwurf)". On the left, there is a parameter input section with dropdown menus for "Rauigkeitslänge" (0.5 m), "Substanz" (Stickstoffoxide), "Quellstärke" (eq 10 kg/h), "Schornsteindurchmesser" (dq 1 m), "Austrittstemperatur" (tq 30 °C), "Ausströmgeschwindigkeit" (vq 10 m/s), "Relative Feuchte" (rq 0 %), and "Flüssigwassergehalt" (lg 0 kg/kg). Below these inputs is a button "Bauhöhe berechnen". To the right, under "Zwischenergebnisse", is a table with columns k1, ua, heff, dev, and hb. The table lists 25 rows of calculated values. At the bottom of the input section, there is a table titled "Bereits durchgeführte Berechnungen" with columns z0, S, eq, dq, tq, vq, rq, lg, hb, and Substanz. The last row shows the calculated values: 0.50, 1.00e-01, 1.00e+01, 1.0, 30, 10.0, 0.0, 0.000, 21.4, and Stickstoffoxide. At the very bottom, there is a button "Rechenergebnisse speichern".

Bild 2: Benutzeroberfläche der Anwendung zur Berechnung der Schornsteinhöhe (Prototyp)

8. Nachträgliche Korrekturen der berechneten Schornsteinhöhe

Die TA Luft 2002 fordert in ihrer Nummer 5.5.4 nachträgliche Korrekturen der per Nomogramm bestimmten Schornsteinhöhe, um Bebauung und Bewuchs sowie unebenes Gelände zu berücksichtigen. Dies ist nötig, weil die Ergebnisse des Nomogramms für die „grüne Wiese“ gelten, also für ebenes Gelände ohne Strömungshindernisse. Da die neuen Berechnungen auf der gleichen Voraussetzung beruhen (andernfalls könnten die Ergebnisse des Ausbreitungsmodells nicht vorausberechnet werden), bleiben nachträgliche Korrekturen weiterhin nötig. Die Korrekturen wurden geprüft, angepasst und entrumpelt.

Geschlossene Bebauung und geschlossener Bewuchs verdrängen das Windfeld nach oben, ein Effekt, der in der Grenzschichtmeteorologie unter dem Begriff ‚Verdrängungshöhe‘ bekannt ist. Damit ragt nur noch die zwischen Verdrängungshöhe und Mündung verbleibende Höhendifferenz des Schornsteins in das Windfeld und die turbulente Verdünnung der Schadstoffe findet in einem entsprechend reduzierten Volumen statt. Die Entfernung, ab der sich windaufwärts von der Quelle Störreinflüsse auf die meteorologischen Profile bemerkbar machen, grenzte der längst zurückgezogene Richtlinien-Entwurf VDI 2289 Blatt 2 [17] als „nahen Einflussbereich“ ab und legte diesen Bereich als Kreisfläche fest mit der 15-fachen Schornsteinhöhe als Radius. Dieser Wert wird auch von Ergebnissen der sogenannten Flux-Footprint-Methode gestützt [18]. In der TA Luft hatte sich der Radius über verschiedene Neufassungen von seiner strömungsmechanischen Grundlage mehr und mehr entfernt und 2002 mit der 50-fachen Schornsteinhöhe den Radius des Rechengebiets für die Immissionsprognose erreicht. Diese Fehlentwicklung wird rückgängig gemacht und der ursprüngliche Radius wiederhergestellt.

Bei unebenem Gelände fordert die TA Luft 2002, die Schornsteinhöhe gemäß der Richtlinie VDI 3781 Blatt 2 [19] zu korrigieren, die für vier schematisierende zweidimensionale Geländeprofile Korrekturfaktoren bereitstellt. Dieses Vorgehen ist inzwischen überholt und entfällt in der neuen TA Luft, da in gegliedertem Gelände bei Überschreitung von Bagatellmassenströmen ohnehin eine Immissionsprognose auf Grundlage der konkreten dreidimensionalen Orografie durchgeführt wird. Falls erforderlich, kann die Schornsteinhöhe auf Grundlage dieser Immissionsprognose korrigiert werden, wie es Nummer 5.5 der TA Luft bereits bisher vorsieht.

Eine Vorbedingung für Anlagenstandorte in tiefen Tälern wird aus der Richtlinie VDI 3781 Blatt 2 in den Text der TA Luft übernommen. Um den ungestörten Abtransport der Emissio-

nen mit der freien Luftströmung zu gewährleisten, muss der Schornstein aus etwaigen ge-ländebedingten Rezirkulationszonen, sogenannten Kavitzätszonen, herausragen.

9. Bewertung

1963 war das Nomogramm der Richtlinie VDI 2289 Blatt 1 ein Meilenstein des vorsorgenden Immissionsschutzes. Das zugrundeliegende Konzept hat weiterhin Bestand. Die damals verwendeten Modelle sind inzwischen überholt und werden für die neue TA Luft durch aktuelle Modelle ersetzt.

10. Literaturangaben

- [1] Entwurf für eine überarbeitete TA Luft, Stand 09.09.2016, BMUB, Berlin 2016.
www.bmub.bund.de/N53642/, zuletzt abgerufen am 10.03.2017
- [2] VDI 3790 Blatt 1:2015-07 Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen – Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Grundlagen. Berlin: Beuth-Verlag
- [3] VDI 4285 Blatt 1:2005-06 Messtechnische Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen – Grundlagen. Berlin: Beuth-Verlag
- [4] VDI 2066 Blatt 1:2006-11 Messen von Partikeln – Staubmessung in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbefladung. Berlin: Beuth-Verlag
- [5] DIN EN 15259:2008-01 Luftbeschaffenheit – Messung von Emissionen aus stationären Quellen – Anforderungen an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht; Deutsche Fassung EN 15259:2007. Berlin: Beuth Verlag
- [6] VDI 3781 Blatt 4 Entwurf:2015-12 Umweltmeteorologie – Ableitbedingungen bei Abgasanlagen – Kleine und mittlere Feuerungsanlagen sowie andere als Feuerungsanlagen. Berlin: Beuth Verlag
- [7] VDI 3783 Blatt 9: 2005-11 Umweltmeteorologie – Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle – Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung. Berlin: Beuth Verlag
- [8] Letzel, M.: Neue mikroskalige Simulationsmethode für die gutachterliche Praxis: Large-Eddy Simulation (LES). In: LOHMEYER aktuell Nr. 29 S. 2–3, Hauszeitung, Ingenieurbüro Lohmeyer, Karlsruhe 2013
- [9] Kalmbach, S.: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft : TA Luft mit Erläuterungen. Berlin: Erich Schmidt Verlag 2004
- [10] Hansmann, K.: TA-Luft : technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft ; Kommentar. München: Beck 2004

- [11] Wippermann, F.: Diagramme zur Beurteilung der Eignung von Schornsteinhöhen für die Luftreinhaltung. Staub 23 (1963) S. 335–343
- [12] VDI 2289 Blatt 1:1963-06 Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre; Zusammenhang zwischen Emission und Immission; Schornsteinhöhen in ebenem, unbebautem Gelände. Zurückgezogen 1974-09. Nachfolgedokument VDI 2289 Blatt 1:1974-09 zurückgezogen 1981-06. Berlin: Beuth-Verlag
- [13] Janicke, U., Janicke, L., Bächlin, W., Flassak, T., Theurer, W., Trukenmüller, A.: Weiterentwicklung ausgewählter methodischer Grundlagen der Schornsteinhöhenbestimmung und der Ausbreitungsrechnung nach TA Luft. Berichte zur Umweltphysik, Nummer 9. Ingenieurbüro Janicke, Überlingen 2017
- [14] Janicke, U., Janicke, L.: A three-dimensional plume rise model for dry and wet plumes. Atmospheric Environment 35 (2001) S. 877–890
- [15] VDI 3782 Blatt 6:2017-4 Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Bestimmung der Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier. Berlin: Beuth-Verlag
- [16] Kalmbach, S., persönliche Mitteilung am 08.09.2016
- [17] VDI 2289 Blatt 2 Entwurf:1969-10 Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre; Schornsteinhöhen unter Berücksichtigung der Bebauung und des Bewuchses. Zurückgezogen 1990-10. Berlin: Beuth-Verlag
- [18] Foken, T.: Application of footprint models for the fine-tuning of wind power locations on inland areas. DEWI Magazin 40 (2012) S. 51–54
- [19] VDI 3781 Blatt 2: 1981-08 Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre; Schornsteinhöhen unter Berücksichtigung unebener Geländeformen. Berlin: Beuth-Verlag

Stickstoffemissionen in Deutschland und Anforderungen der Luftreinhaltung an die Nutztierhaltung

Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen Intensivtierhaltung in der TA Luft

Dr. agr. **Gabriele Wechsung**, Umweltbundesamt, Dessau

Kurzfassung

Ammoniakemissionen in Deutschland sind seit Mitte der 90er Jahre nur unwesentlich gesunken, so dass Reduktionsverpflichtungen nicht eingehalten werden können. Neue europäische Anforderungen wie die NERC-Richtlinie und BVT-Schlussfolgerungen für Intensivtierhaltung stehen 2017 zur nationalen Umsetzung an. Kosteneffiziente Minderungsmaßnahmen für Ammoniak stehen zur Verfügung und müssen zwingend in der Verfahrenskette (Fütterung, Stall, Lagerung, Ausbringung) angewendet werden. Die höchsten Minderungspotentiale bestehen bei der emissionsarmen Ausbringung von Wirtschaftsdüngern insbesondere bei Rindern und bei Geflügel, aber auch bei verfahrenstechnischen Maßnahmen in Schweinställen. Die angepasste TA-Luft und auch die novellierte Düngeverordnung fordern Maßnahmen zur weiteren Ammoniakreduktionen ein. Darüber hinaus müssen weitere Minderungspotentiale erschlossen werden, um z.B. den Schutz der Ökosysteme zu gewährleisten. Für eine zukunftsfähige Tierhaltung sind langfristig strukturelle Änderungen erforderlich, um die Existenzsicherung der Landwirte, den Umweltschutz und das Tierwohl in Einklang zu bringen. Der Vortrag zeigt Beispiele der Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen in der novellierten TA Luft und deren Auswirkungen auf die Tierhaltung.

1. Stickstoffemissionen und Emissionssituation bei Ammoniak in Deutschland

Seit 1990 haben die gesamten Emissionen reaktiven Stickstoffs in die Luft abgenommen. Die stärkste Minderung wies mit über 50 Prozent der Verkehrssektor auf, bei dem insbesondere die Einführung strengerer Abgasnormen zu einem deutlichen Rückgang der Emissionen führte [1]. Die Emissionen des Energiesektors wiesen gleichfalls bis Anfang der 2000er Jahre eine deutliche Abnahme auf, zeigen aber in den letzten Jahren eine Stagnation bzw. wieder eine leichte Zunahme, die u.a. auf den vermehrten Einsatz von Biogas-Blockheizkraftwerken (BHKW) und von Biomasse-(Heiz)Kraftwerken zurückzuführen ist. Pro produzierter Kilowattstunde erzeugt ein Verbrennungsmotor in einem Biogas-BHKW vergli-

chen mit Großkraftwerken aber höhere NO_x-Emissionen, worin eine wesentliche Ursache für den Anstieg der Emissionen aus der industriellen Energieproduktion liegt. Zugleich entwickelte sich durch die Ausbringung von Gärresten pflanzlicher Herkunft eine neue Quelle für Ammoniakemissionen. Deutschlands Ammoniakemissionen nahmen nur zu Beginn der 1990er Jahre infolge des Abbaus von Tierbeständen im Osten des Landes ab. Bis heute ist seither nur ein marginaler Abwärtstrend dieser Emissionen zu verzeichnen. Tabelle 1 fasst die mittleren jährlichen Emissionen Deutschlands in die Umwelt differenziert nach den wichtigsten Stickstoffverbindungen und den bedeutendsten Emittenten zusammen [1]. Stickstoffverluste in die Umwelt treten zu etwa 30% in Form von Ammoniak auf. Die weiteren N-Verluste betragen ca. 36% in Form von Nitrat im Sickerwasser, 8% als Lachgas und 26% als Stickstoffoxid in die Luft. Der überwiegende Teil an emittiertem Ammoniak stammt aus der Landwirtschaft.

Tabelle 1: Anteil der wichtigsten Stickstoffverbindungen und Emittenten an den mittleren jährlichen Gesamtemissionen in Luft und Oberflächengewässer von 2005 bis 2010 [1]

	Luft			Wasser		
	NO _x	NH ₃	N ₂ O	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺	Summe [Gg N a ⁻¹]	Anteil [%]
Landwirtschaft	33	435	88	424	980	63
Verkehr	192	13	2		207	13
Industrie/ Energiegewirtschaft	166	15	27	10	218	14
Haushalte/ Kläranlagen/ Oberflächenablauf*	21	1	6	135	163	10
Summe [Gg N a⁻¹]	412	464	123	569	1568	100
Anteil [%]	26	30	8	36	100	

Die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft kommen entweder aus Punktquellen (Stall und Lagerung von Wirtschaftsdüngern), aus diffusen Quellen (Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten sowie von Mineraldüngern) oder aus indirekten diffusen Quellen bei der Futtererzeugung. Aktuelle Zahlen aus der Emissionsberichterstattung des Umweltbundesamtes zeichnen folgendes Bild [2]: Von insgesamt 759 kt Gesamt-Ammoniak-Emissionen stammen 63% allein aus der Tierhaltung. 58% der Ammoniakemissionen in Deutschland

stellen diffuse Emissionen aus der Landwirtschaft dar. Davon sind 46% der Emissionen der Mineraldüngerausbringung zuzuordnen und 40% der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern bzw. 14% der Ausbringung von pflanzlichen Gärresten (Bild 1).

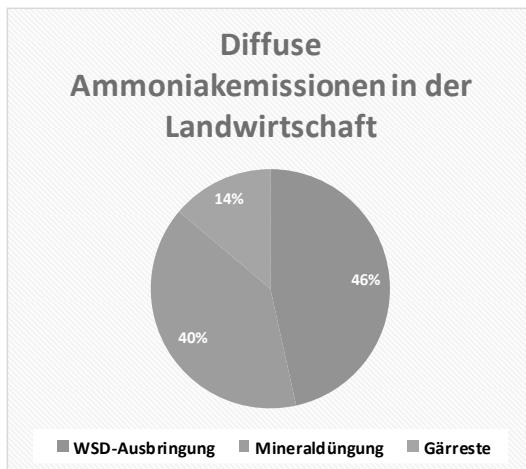


Bild 1: Anteil verschiedener Quellen an diffusen Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft, UBA [2] eigene Darstellung

Von den Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung kommen etwa 57% aus dem Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung (Punktquellen). Diffuse Emissionen haben einen Anteil von 43%. Mit dem Anteil der Ausbringung von 72% der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung besteht besonders im Bereich Rinder ein hohes Minderungspotential für diffuse Emissionen (Bild 2).

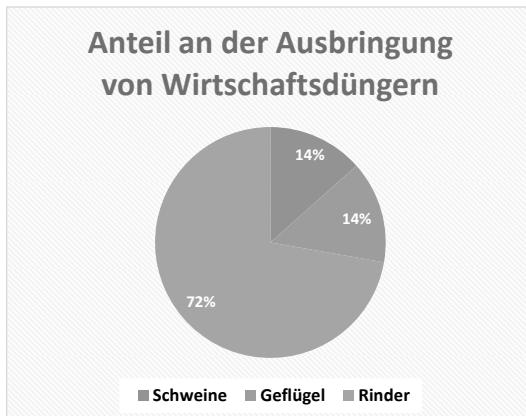


Bild 2: Anteil verschiedener Tierkategorien an Ammoniakemissionen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung, UBA [2] eigene Darstellung

2. Wirkungen von reaktivem Stickstoff in der Umwelt

Der intensive Stickstoffkreislauf führt in verschiedenen Umweltbereichen zu negativen Auswirkungen. Der erhöhte Eintrag von reaktivem Stickstoff kann zur Destabilisierung von Ökosystemen und zu einer Verdrängung empfindlicher Arten führen. Ursache ist die eutrophierende und versauernde Wirkung des reaktiven Stickstoffs. Eine negative Beeinträchtigung kann nur dann sicher ausgeschlossen werden, wenn die Einträge unter den ökologischen Belastungsgrenzen, den sogenannten Critical Loads für Eutrophierung liegen. Dies ist aber derzeit in Deutschland nur auf rund der Hälfte der Flächen der Fall [1]. Ohne weitere Maßnahmen wird die Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland bis 2030 im Vergleich zu 2005 nur um etwa ein Viertel zurückgehen. Auch die Versauerung von Ökosystemen wird in Europa mittlerweile v.a. durch den Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen verursacht [1]. Reaktive Stickstoffverbindungen sind überdies für die Bildung von bodennahem Ozon verantwortlich. Bodennahes Ozon ist in Deutschland und in weiten Teilen Europas ein erheblicher Stressfaktor für Pflanzen, der zu Ernteeinbußen führt [3] und die biologische Vielfalt beeinträchtigen kann. Reaktive Stickstoffverbindungen tragen zur Bildung sekundärer Feinstäube bei, die die menschliche Gesundheit gefährden. Kleine Staubpartikel können Entzündungen im Atemtrakt verursachen und beteiligt sein am Entstehen von chronischen Lungenerkrankungen, Lungenkrebs und Herz-Kreislauferkrankungen.

Emissionen von Ammoniak aus der Landwirtschaft können mit etwa einem Viertel der Feinstaubbelastung (PM10) in Deutschland im Zusammenhang stehen [1].

3. Internationale Verpflichtungen in der Luftreinhaltung für die Tierhaltung

Die europäische Luftreinhaltepolitik reguliert den Schutz von Gesundheit und Ökosystemen über die Festlegung von Immissionswerten und Verpflichtungen zur Minderung von Emissionen, um sowohl weiträumige Hintergrundbelastungen als auch schädliche Spitzenkonzentrationen zu vermeiden. Um die Emissionen von Luftschatdstoffen innerhalb der EU zu senken, erließ die Europäische Union eine Richtlinie über die nationalen Emissionshöchstmengen (National Emission Ceilings = NEC). Mit der NEC-Richtlinie [5] wird auch die Zielsetzung des Göteborg-Protokolls der Genfer Luftreinhaltekongvention umgesetzt, um den grenzüberschreitende Transport dieser Luftschatdstoffe zu senken. Für Deutschland sieht die NEC-Richtlinie eine Begrenzung der gesamten Ammoniakemissionen auf 550 kt pro Jahr vor. Diese Höchstmenge konnte seit 2010 in Deutschland bisher nicht eingehalten werden. Die Neufassung der europäischen NERC-Richtlinie [6] verschärft für Deutschland die Minderungsverpflichtungen. Ab 2020 muss Deutschland seine Ammoniakemissionen zunächst um fünf Prozent gegenüber 2005 senken. Ab 2030 wird eine Reduktionsverpflichtung für Ammoniak um 29 Prozent gegenüber 2005 erforderlich. Die Ermittlung der prozentualen Reduktionsverpflichtungen der Staaten basiert auf dem Konzept der kosteneffizientesten Verringerung der Umweltbelastung. Die Maßnahmen mit der höchsten Kosteneffizienz finden sich in Deutschland und in vielen anderen europäischen Staaten mittlerweile in der Landwirtschaft. In Verbindung mit dieser Richtlinie muss Deutschland nun auch ein nationales Luftreinhalteprogramm aufstellen so auch für den Sektor Landwirtschaft und das Vorgehen genau beschrieben, wie die Reduktionsverpflichtungen eingehalten werden sollen. Zur Berichterstattung gehört auch die Darstellung der räumlichen Emissionsverteilung. Im Vergleich zu Luftschatdstoffen, die von den emittierenden Quellen per Ferntransport großräumig verlagert werden, verteilt sich Ammoniak eher kleinräumig in der Nähe der Quellen. Das Bild 3 zeigt, dass hohen Ammoniakemissionen aus den unterschiedlichen landwirtschaftlichen Quellen zu hohen Luftkonzentrationen von Ammoniak in den Agrarregionen Deutschlands führen, es also einen engen Zusammenhang zwischen der räumlichen Verteilung der Emissionsquellen und der daraus resultierenden Luftbelastung gibt. In den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen entstehen ca. 49% der deutschen Ammoniakemissionen infolge der hohen Konzentration der Tierhaltung. Die Ammoniakemissionen der anderen Regionen in Deutschland liegen anteilig bisher bei 17% aus den fünf östlichen Bundesländern und 34% aus den südlichen Bundesländern. Allerdings wird im Bild 4 auch deutlich, dass im

Osten Deutschlands, ähnlich wie in den nordwestlichen Hochkonzentrationsgebieten, sehr viele große Anlagen zur Schweinehaltung gebaut wurden, die mehr als 10 Tonnen Ammoniak im Jahr emittieren [7].

Die Industrieemissionsrichtlinie [8] betrifft das Anlagenrecht und somit auch Tieranlagen, z.B. ab 2000 Tierplätze für Mastschweine, ab 750 Tierplätze für Sauen und ab 40.000 Tierplätze für Geflügel. Die Industrieemissionsrichtlinie verfolgt das Ziel, europaweit branchenspezifisch sogenannte ‚Beste verfügbare Techniken‘ (BVT) zu erarbeiten mit dem Ziel, ein hohes Umweltschutzniveau und gleichartige Wettbewerbsbedingungen in Europa zu erreichen. Diese den Stand der Technik beschreibenden BVT, werden in den BVT-Merkblättern für jede Branche, so auch für die Intensivtierhaltung gefasst. Die BVT sind Genehmigungsgrundlage für die Errichtung und den Betrieb von Anlagen und betreffen sowohl Emissionen aus Punktquellen als auch diffuse Emissionen. Zur Bestimmung der BVT in Europa tauschen Mitgliedstaaten, Industrie, Nichtregierungsorganisationen und die EU-Kommission Informationen aus. Das BVT-Merkblatt zur Intensivtierhaltung (engl. IRPP BREF) wurde kürzlich aktualisiert. Darin sind die angewandten Techniken in den Bereichen Fütterung, Stallhaltung, Lagerung, Behandlung sowie Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mit ihren Emissions- und Verbrauchswerten beschrieben. Die wichtigsten Anforderungen an die Tierhaltungsanlagen sind in den BVT-Schlussfolgerungen für Intensivtierhaltung zusammengefasst.

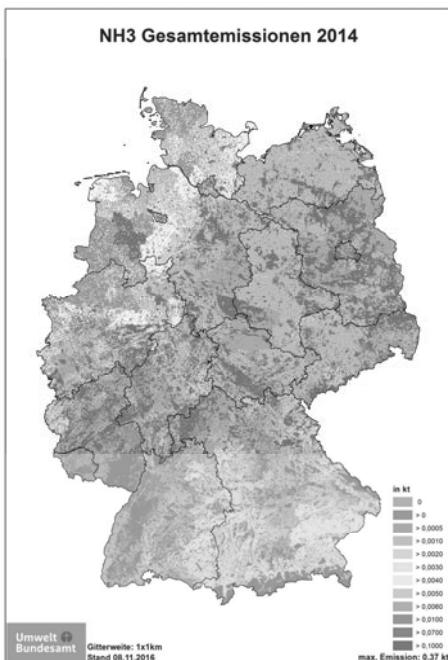


Bild 3: Ammoniak-Gesamtemissionen 2014,
UBA-Gridding-Tool GRETA, UBA, Thünen-Institut 2017

Diese wurden als selbständiges Dokument im Amtsblatt der EU im Februar 2017 veröffentlicht [9]. Sie sind jetzt für alle europäischen Genehmigungsverfahren rechtsverbindlich anzuwenden. Deutschland setzt die jeweiligen Anforderungen in untergesetzlichen Regelwerken, wie der TA Luft [10] bzw. in Regelwerken für den baulichen Gewässerschutz um. Genehmigungspflichtige Tieranlagen müssen die neuen europaweiten Emissionsstandards für relevante Schadstoffe, vor allem Ammoniak, Geruch und Staub, verbindlich einhalten. Der Vortrag zeigt beispielhaft, wie die Anforderungen der luftseitigen BVT-Schlussfolgerungen in dem neuen Entwurf der Verwaltungsvorschrift, TA Luft, gefasst wurden und welche Auswirkungen für Tierhaltungsbetriebe daraus resultieren.

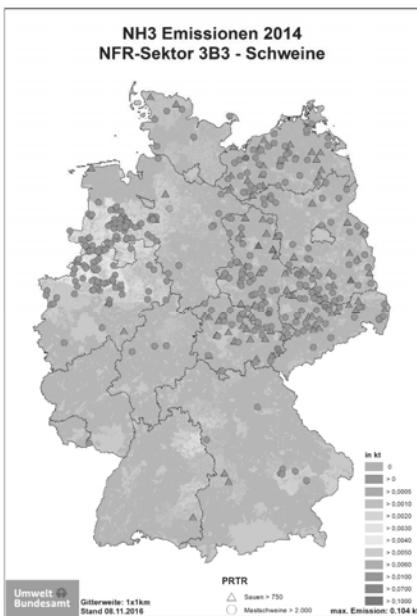


Bild 4: Ammoniakemissionen und PRTR Anlagen in der Schweinehaltung,
UBA-Gridding-Tool GRETA, UBA, Thünen-Institut 2017

Ein wichtiges Ziel ist die Minderung von Ammoniakemissionen in der gesamten Produktionskette. Die BVT-Schlussfolgerungen für die Intensivhaltung von Schweinen und Geflügel sehen beispielsweise eine N- und P-reduzierte Mehrphasenfütterung vor. Weitere Maßnahmen betreffen verfahrenstechnische Maßnahmen im Stall, wie z.B. die Abluftreinigung, die Ansäuerung und die Kühlung von Gülle. Neu ist die verpflichtende Einhaltung von Emissionsbandbreiten, die in Verbindung mit den einzelnen BVT stehen, deren Nichteinhaltung von den Mitgliedsstaaten begründet und berichtet werden muss.

Damit Deutschland die Minderungsverpflichtungen der NERC-Richtlinie für Ammoniak bis 2030 einhalten kann, wird die Landwirtschaft und insbesondere die Tierhaltung als Hauptemittent den wesentlichsten Minderungsbeitrag leisten müssen. Die Anforderungen in der TA Luft gelten in erster Linie nur für genehmigungsbedürftige Anlagen. Über 90% der Masthähnchen werden in genehmigungsbedürftigen Anlagen gehalten, aber nur etwa 30% der Mastschweine. Es besteht deshalb der Bedarf, den Stand der Technik auch in jenen Betrie-

ben weiterzuentwickeln, die geringere Tierplazzzahlen aufweisen. Jeder Betrieb muss nach seinen Möglichkeiten dazu beitragen, den Anforderungen für die Luftreinhaltung und das Tierwohl gleichermaßen gerecht zu werden. Bisher wurden die BVT für Rinderanlagen in der europäischen IE-Richtlinie nicht beschrieben. Auch in diesem Wirtschaftssektor wird zukünftig ein wesentlicher Beitrag zur Luftreinhaltung erforderlich werden.

- [1] Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Geupel, M., Frommer, J., Umweltbundesamt 2015, www.uba.de/stickstoff-in-deutschland
- [2] Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2015. Umweltbundesamt, Dessau 15.02. 2017.
- [3] Mills, G. & Harmens, H.: Ozone Pollution: A hidden threat to food security. Report prepared by the ICP Vegetation. 2011.
- [4] Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie & Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Umweltbundesamt, Dessau 2009.
- [5] Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe, ABI. EG L 309.
- [6] Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG.
- [7] PRTR-Schadstoffe in thru.de auf einen Blick. Ammoniak aus der Schweinemast – Emissionen auf hohem Niveau. Umweltbundesamt 2014, www.Thru.de
- [8] 2010/75/EU Richtlinie 2010/75/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminde rung der Umweltverschmutzung).
- [9] Durchführungsbeschluss (EU) 2017/302 der Kommission vom 15. Februar 2017. Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Intensivhaltung oder –aufzucht von Geflügel und Schweinen.
- [10] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft.

Diffuse Staubemissionen aus Tagebauen

Immissionsmessungen und Bodenuntersuchungen im Bereich eines Lausitzer Tagebaus zur Ermittlung und Verifikation von Emissionsfaktoren zur Modellierung von Staubquellen

Dipl.-Ing. Bernd Hör, Müller-BBM GmbH, Karlsruhe

Kurzfassung

Vor dem Hintergrund der Fortführung der Tagebaue der LEAG (Lausitz Energie Bergbau AG, vormals Vattenfall Europe Mining AG) sollte im Auftrag der LEAG ein gesicherter Ansatz zur Modellierung der tagebau typischen Emissionsquellen wie z. B. Bagger, Vorschritt etc. ermittelt werden. Dazu wurden Immissionsmessungen am Tagebaurand des ausgewählten Tagebaus Nockten sowie einigen ausgewählten Messpunkten in der Umgebung des Tagebaus durchgeführt. Parallel dazu wurden vom Leibnitz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) [1] Bodenproben der für den Tagebau typischen Flächen wie Vorschritt, Strosse etc. hinsichtlich diverser Parameter, insbesondere Abwehrbarkeit und Korngrößenverteilung, zur Bestimmung von Emissionsfaktoren für Flächenquellen untersucht. Für die aktiven Quellen (Bagger, Bänder etc.) wurden Emissionsfaktoren unter Einbeziehung der Bodenuntersuchungen sowie der VDI Richtlinie 3790/Blatt 3 [2] bestimmt. Die Emissionsfaktoren wurden mittels Ausbreitungsrechnung (gemäß Anhang 3 TA Luft) anhand der Ergebnisse der Immissionsmessungen verifiziert.

Abstract

Against the background of the surface mining continuation of the LEAG (Lausitz Energie Bergbau AG, previously operating under Vattenfall Europe Mining AG), an ensured approach for modelling the surface mining typical emission sources such as (e. g.) excavator, preliminary section etc. should be determined.

For the purpose, ambient (air quality) measurements were carried out on the open cast mine edge of the selected opencast mine Nockten as well as a few selected measuring points in the vicinity of open pit mining. At the same time, soil samples of the opencast mine typical surfaces such as preliminary section, stalks etc. were analyzed by the Leibnitz Center for Agricultural Landscape Research (ZALF) [1], with regard to various parameters, in particular deflectability and grain size distribution, for the determination of emissions factors for surface

sources. For the active sources (excavator, belts etc.), emission factors were determined including the soil tests as well as the VDI Guideline 3790/part 3.

The emission factors were verified by means of a dispersion calculation (according to Annex 3 TA Luft) on the basis of the results of the ambient air quality measurements.

1. Immissionsmessprogramm

Die Immissionsmessungen sollten die Bereiche des unmittelbaren Tagebaueinflusses, der näheren Umgebung sowie den möglichst unbelasteten Hintergrund abbilden. Die Auswahl der Messgrößen beschränkte sich auf den Schwebstaub PM10 und PM2.5.

Es wurden zunächst 3 Messpunkte errichtet, im Laufe der Messungen wurde noch ein 4. Messpunkt, betrieben von der LEAG (vormals Vattenfall Europe Mining, VE-M), in die Ermittlungen aufgenommen. Die Beschreibung der Messpunkte ist Tabelle 1, die Lage Bild 1 zu entnehmen.

Tabelle1: Ausgewählte Messpunkte am Tagebau Nohken

Messpunkt	Beschreibung	Messgrößen
MP1	ca. 4,5 km westlich der Tagebaukante, im Wesentlichen vom Tagebau unbeeinflusst, ländlicher Hintergrund	PM10, PM2.5
MP2	am nördlichen Tagebaurand stark vom Tagebau beeinflusst, hier erfolgt auch die Erfassung der meteorologischen Daten	PM10, PM2.5
MP3	ca. 3,5 km nordwestlich der Tagebaukante, ländlicher Hintergrund + ggf. Immissionen aus Gemeindeverkehr, Hausbrand, etc. + teilweise Beeinflussung durch Tagebau; hier ist eine meteorologische Station vorhanden [4]	PM10, PM2.5
VE-M	am östlichen Ortsrand der Gemeinde Weißwasser (Entfernung zu Tagebaurand etwa 300 m)	PM10



Bild 1: Lage der Messpunkte in der Umgebung des Tagebaus Nöchtern;

Quelle: LEAG Luftbild

Das Messprogramm wurde im Zeitraum März 2014 - März 2015 durchgeführt. Aus den Messdaten der meteorologischen Stationen am Tagebaurand und in Trebendorf wurden fortlaufend meteorologische Zeitreihen (AKTERM) erstellt und Emissionsansätze mittels Ausbreitungsrechnung überprüft.

2. Bodenuntersuchungen

Begleitend zu den Immissionsmessungen wurden Bodenproben an unterschiedlichen Stellen des Tagebaus Nöchtern entnommen. Die Untersuchungen wurden vom Institut für Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V. (ZALF), in Müncheberg [1] vorgenommen.

In der nachstehenden Tabelle 2 sind die Probendaten dokumentiert.

Tabelle 2: Probendaten der Proben aus dem Tagebau Nochten [1]

Probenr.	Tagebau	Arbeitsebene	HW	RW	m NHN	Fazies	Stratigraphie
P1	No	AE Absetzer (aus VS1)	547.017.813	570.604.073	124,76	Flaschenton 4	(Strati. Nr. 3620)
P2	No	AE Vorschmitt 1	547.007.729	570.586.867	119,91	Kohle 1. LF	(Strati. 3730)
		Mischprobe	546.994.006	570.561.554	113,08	Sande GWL 253/254	(Strati. 3750, 3790)
P3	No	AE Vorschmitt 2	547.026.682	570.569.975	119,69	Kohle 1. LF	(Strati. 3730)
P4	No	OAE F60	547.035.534	570.487.904	95,98	Sande GWL 31/25-Komplex	(Strati. Nr. 3920, 3870)
			547.056.861	570.496.332	74,72		
P5	No	HAE F60 Mischprobe	547.156.163	570.663.914	68,14	P5.1: Sande GWL 41	(Strati. Nr. 4110)
						P5.2: kohlig-bindiges Material	Oberbegleiter 2. LF
						(Strati. Nr. 4030, 4040)	
P6	No	Gruben AE	547.044.621	570.460.644	44,1	Kohle 2. LF	(Strati. Nr. 4382)

HAE: Hauptarbeitsebene; AE: Arbeitsebene; OAE: obere Arbeitsebene

Die zur Bestimmung der Emissionsfaktoren herangezogenen Untersuchungswerte stammen von den Bodenproben P1 bis P6. Die Untersuchung der Proben erfolgte u. a. auf

- Stratigraphie
- Bodenstruktur
- Bodenfeuchte
- Korngrößenverteilung
- Abwehrbarkeit von Partikeln
- Emissionspotential

In die Ermittlung der Emissionsfaktoren flossen als Basiskenngrößen die Abwehrbarkeit, das Emissionspotential und die Korngrößenverteilung ein. Die Bodenfeuchte ist eine wichtige Kenngroße, die das Emissionspotential unmittelbar beeinflusst.

Die Abweherversuche am Windkanal des ZALF wurden je einmal

- mit konstanter Windgeschwindigkeit (mehrere hintereinandergeschaltete Versuchsläufe mit der gleichen Windgeschwindigkeit) und
- mit ansteigender Windgeschwindigkeit (mehrere hintereinandergeschaltete Versuchsläufe mit Windgeschwindigkeit von 4, 6, 7, 8, 10 m/s)

durchgeführt [1].

3. Ergebnisse der Immissionsmessungen

In der nachstehenden Tabelle 3 sind die Monatsmittelwerte aller Messstationen im Untersuchungszeitraum dokumentiert.

Tabelle 3: Ergebnisse der Immissionsmessungen; Monatsmittelwerte (3/2014 – 3/2015)

	MP1 (Tagesanl.)		MP2 (Tagebau)		MP3 (Trebendorf)		VE-M (WW)
	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10
	Konzentration	Konzentration	Konzentration	Konzentration	Konzentration	Konzentration	Konzentration
	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³
Mittelwerte März	19	14	33	18	23	17	
Mittelwerte April	19	14	33	17	21	15	
Mittelwerte Mai	11	9	22	12	13	9	
Mittelwerte Juni	16	10	24	13	14	8	23
Mittelwerte Juli	20	14	33	20	21	15	24
Mittelwerte Aug.	14	9	32	19	14	7	22
Mittelwerte Sept.	23	16	27	18	22	16	25
Mittelwerte Okt.	21	15	39	25	21	15	26
Mittelwerte Nov.	27	21	34	23	27	22	25
Mittelwerte Dez.	18	14	27	18	18	15	18
Mittelwerte Jan.	13	10	23	14	14	11	17
Mittelwerte Feb.	24	19	41	27	25	20	28
Mittelwerte März	23	17	39	29	23	18	26
Mittelwert 3/2014-3/2015	18,9	13,8	30,8	19,3	19,4	14,2	23,2

Die Messwerte an Messpunkt MP1 entsprechen der ländlichen Hintergrundkonzentration in Brandenburg [3] von 17 – 20 µg/m³ PM10 und 14 – 17 µg/m³ PM2.5. Die Auswahl dieses Messpunktes als Hintergrundmessstelle wurde mit den vorliegenden Messergebnissen bestätigt. Somit wurde die Zusatzbelastung durch den Tagebau an den umliegenden Messpunkten zu

$$I_{\text{Zusatzbelastung an MP1/VE-M}} = G_{\text{Gesamtbelastung an MP1/VE-M}} - G_{\text{Gesamtbelastung an MP1}}$$

berechnet.

In der nächsten Tabelle ist eine kumulierende Darstellung der monatlichen Zusatzbelastung aufgeführt.

Tabelle 4: monatliche Immissionszusatzbelastung

Zusatzzbelastung	MP2		MP3		VE-M
	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10 *)
März	13,2 µg/m³	3,1 µg/m³	3,6 µg/m³	3,0 µg/m³	-
März/April/2014	14,3 µg/m³	3,2 µg/m³	2,1 µg/m³	1,4 µg/m³	-
März14 - Mai14	13,1 µg/m³	3,6 µg/m³	1,5 µg/m³	0,9 µg/m³	-
März14-Juni14	11,8 µg/m³	3,4 µg/m³	0,4 µg/m³	0,2 µg/m³	8,4 µg/m³
März14-Juli14	12,1 µg/m³	4,2 µg/m³	0,6 µg/m³	0,2 µg/m³	5,7 µg/m³
März14-Sept14	11,7 µg/m³	4,8 µg/m³	0,3 µg/m³	0,0 µg/m³	5,4 µg/m³
März14-Oktober14	12,5 µg/m³	5,5 µg/m³	0,3 µg/m³	0,1 µg/m³	5,3 µg/m³
März14-November14	11,9 µg/m³	5,2 µg/m³	0,2 µg/m³	0,2 µg/m³	4,5 µg/m³
März14-Februar15	11,8 µg/m³	5,0 µg/m³	0,4 µg/m³	0,4 µg/m³	4,1 µg/m³
März14-März15	12,0 µg/m³	5,4 µg/m³	0,3 µg/m³	0,4 µg/m³	4,1 µg/m³

*) Mittelwerte ab 10.06.2014

Der Jahresverlauf der Zusatzbelastung ist in Bild 2 grafisch dargestellt.

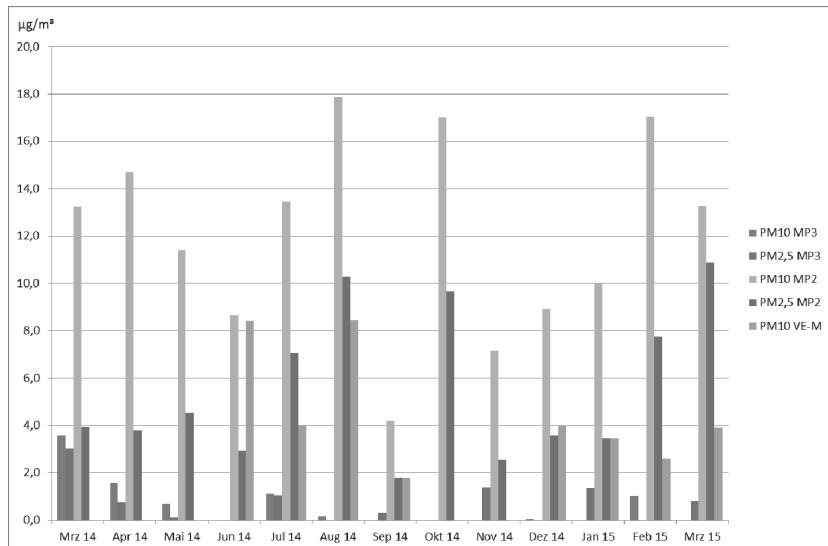


Bild 2: Verlauf der Immissionszusatzbelastung an MP2, MP3 und VE-M

4. Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

4.1 Abwehversuche

Die Abwehversuche mit steigender Windgeschwindigkeit ergaben, dass beim ersten Versuchslauf nach einigen Minuten keine abwehbaren Partikel (PM2,5, PM10) mehr nachgewiesen wurden. Nach einer Steigerung der Windgeschwindigkeiten wurden erneut für kurze Zeit Partikel emittiert. Für die Partikelkonzentration bei der i'ten Windgeschwindigkeit wurde die

kumulierte Partikelkonzentration von der Ausgangsgeschwindigkeit i_0 bis zur Windgeschwindigkeit i als abgewehte Partikelmasse $m_{v(i)}$ angesetzt: $m_{v(i)} = \sum_{i=i_0}^i m_i$ [μg] [1].

Die nachfolgende Grafik verdeutlicht dieses Ergebnis.

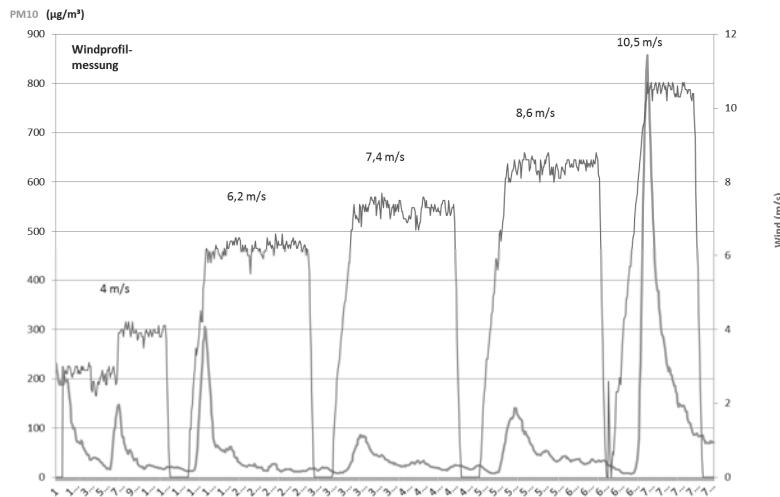


Bild 3: Ergebnisse der Windprofilmessungen Probe P2 [1]

Gegenüber den bisherigen Ansätzen von mehr oder weniger konstanter Abwehung bedeutet dieses Ergebnis eine Reduzierung der Staubentstehung auf die Zeiten von Windgeschwindigkeiten ab 3 – 4 m/s, je nach Bodentyp.

Das Emissionspotential an PM10 der untersuchten Tagebaubodenproben wurde mittels Querstromsichtung gem. DIN 66118 [5] mit lufttrockenen Böden ermittelt. Das Ergebnis ist in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: PM10-Emissionspotentiale der Tagebauproben Nochten Lufttrocken [1]

Messung	1	2
Feuchte	lufttrocken	lufttrocken
Masse-%	0,29	0,23
P2 PM10-Potential	0,08%	0,05%
P3 PM10-Potential	0,18%	0,14%
P4 PM10-Potential	0,14%	0,08%
P5 PM10-Potential	0,007%	0,013%
P6 PM10-Potential	0,67%	0,72%
Mittelwerte	0,22%	0,20%

Für die weiteren Berechnungen Wert von 0,6 % zum Ansatz gebracht, da damit die gemessenen Immissionskonzentrationen am besten zu reproduzieren waren.

4.2 Korngrößen

Die Korngrößenverteilungen der untersuchten Böden sind in Tabelle 6 dokumentiert.

Tabelle 6: Korngrößenspektrum ausgewählter Bodenproben nach Trockensiebung [1]

Durchmesser	Nochten P2	Nochten P3	Nochten P4	Nochten P5	Nochten P6
> 0,63mm	14,96 %	50,92 %	7,69 %	14,55 %	52,98 %
> 0,2mm	54,77 %	28,77 %	12,20 %	50,37 %	23,30 %
> 0,125mm	20,29 %	5,20 %	14,19 %	20,75 %	6,69 %
> 0,063mm	8,28 %	9,09 %	56,42 %	11,84 %	9,60 %
< 0,063mm	1,70 %	6,02 %	9,50 %	2,50 %	7,43 %
Mittelwert < 0,063 mm				5,43 %	

Aus der Trockensiebung ergibt sich der Anteil der Staubpartikel, die wirksam mit der Windströmung weitergetragen werden können.

Dies sind bei den vorliegenden Proben auf Basis der Trockensiebung im Wesentlichen alle Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 63 µm (0,063 mm) aus der vorliegenden Sieblinie. Der Ansatz dieser Korngröße als abwehrbar stützt sich auf Untersuchungen zu Abwehrungen von diversen Böden [6][7]. Dabei wurden für abwehbare und weitertragende Teilchen Korngrößen zwischen 20 und 70 µm bestimmt. Aus den in Tabelle 6 dokumentierten Anteilen dieser Korngröße für die einzelnen Bodenproben ergeben sich somit die Emissionspotentiale für alle abwebbaren Partikel.

Die resultierenden Emissionspotentiale $\leq 0,063$ mm (als PMU definiert) für die untersuchten Proben sind in Tabelle 7 dokumentiert.

Tabelle 7: Emissionspotentiale für Partikel mit $d_p < 2 \text{ mm}$; $d_p < 63 \mu\text{m}$ Durchmesser [1]

Probe	Partikel $\leq 2 \text{ mm}$ Korngröße	Partikel $\leq 0,063 \text{ mm}$ Korngröße
Nochten P2	25,51 g/m ²	0,43 g/m ²
Nochten P3	12,27 g/m ²	0,74 g/m ²
Nochten P4	50,00 g/m ²	4,75 g/m ²
Nochten P5	1,50 g/m ²	0,04 g/m ²
Nochten P6	3,44 g/m ²	0,26 g/m ²

5. Ermittlung der Emissionsfaktoren

5.1 Emissionsfaktoren für Flächenquellen

Die Bestimmung der PM10-Emissionsfaktoren für Flächenquellen wurde auf Basis der Abwehversuche im Windkanal durchgeführt. Ein wichtiges Ergebnis der durchgeführten Abwehversuche war, dass die Abwehung erst bei Windgeschwindigkeiten oberhalb von 4 m/s beginnt, bei einigen Bodentypen erst ab Windgeschwindigkeiten von 6 m/s. Das Emissionspotential des Bodens ist bereits nach einigen Minuten konstanter Windgeschwindigkeit „ausgeschöpft“. Bleibt die Windgeschwindigkeit auf dem gleichen Niveau, erfolgt keine weitere Abwehung. Erst im Verlauf größerer Zeiträume entsteht ein neues Emissionspotential durch z. B. Saltation. Für die Bestimmung der Emissionsfaktoren hat dies zur Folge, dass Abwehung nur an bestimmten Jahresstunden (abhängig von der Windgeschwindigkeit) entsteht und nur für kurze Zeiträume (einige Minuten) wirksam ist.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren PM10 ist in Tabelle 8 am Beispiel einer Tagebauprobe (P6) dokumentiert. Die Abwehbare Fläche betrug 4,9 m².

Tabelle 8: Absolute und flächenbezogene PM10Abwehung [1]

No P6		
4 m/s	14700 µg	0,0030 g/m ²
6 m/s	161011 µg	0,0329 g/m ²
7 m/s	235745 µg	0,0481 g/m ²
8 m/s	407942 µg	0,0833 g/m ²
> 8 m/s	819770 µg	0,1673 g/m ²

Da zur Modellierung einer Emissions-Zeitreihe auf Basis einer AKTERM als kürzester Zeitraum 1 h anzusetzen, ist wurden die bei den Abwehversuchen entstehenden PM10-Emissionen über die untersuchten Windgeschwindigkeitsklassen für jeweils eine Stunde konstant gehalten. Die angenommene Klassierung der Windgeschwindigkeit ist in Tabelle 7 dokumentiert. Die Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Windgeschwindigkeiten wird hier am Beispiel der meteorologischen Station in Trebendorf [4] in Tabelle 9 dargestellt. Diese stellen

gleichzeitig den für die Ausbreitungsrechnungen angesetzten Zeitanteil an den ermittelten Emissionsfaktoren dar.

Tabelle 9: Windgeschwindigkeitshäufigkeiten Station Trebendorf [4]

	Klasse 0 4 - < 6 m/s	Klasse 1 6 - < 7m/s	Klasse 2 7 - < 8m/s	Klasse 3 8 - < 10 m/s	Klasse 4 > 10 m/s
Vorkommnisse	1067	136	66	20	1
Anteil	12,2%	1,6%	0,8%	0,2%	0,01%

Die aus den Abwehrversuchen resultierenden Emissionsfaktoren für den Tagebau sind in Tabelle 10 aufgeführt.

Tabelle 10: PM10-Emissionsfaktoren für die Abwehrung von Flächenquellen

Nochten	Klasse 0 4m/s g/(m ² h)	Klasse 1 6m/s g/(m ² h)	Klasse 2 7m/s g/(m ² h)	Klasse 3 8m/s g/(m ² h)	Klasse 4 >8m/s g/(m ² h)
Rekultivierte Flächen	0,0004 g/m ²	0,0007 g/m ²	0,0013 g/m ²	0,0054 g/m ²	0,0078 g/m ²
Böschungen, Kippflächen, HAE	0,0030 g/m ²	0,0182 g/m ²	0,0309 g/m ²	0,0578 g/m ²	0,1099 g/m ²
Vorschnitt	0,0030 g/m ²	0,0329 g/m ²	0,0481 g/m ²	0,0833 g/m ²	0,1673 g/m ²

Aus den in Tabelle 7 dokumentierten Emissionspotentialen resultieren die nachstehend aufgeführten Emissionsfaktoren für Stäube PMU.

Tabelle 11: PMU-Emissionsfaktoren für die Abwehrung von Flächenquellen

Nochten	Klasse 0 4m/s g/(m ² h)	Klasse 1 6m/s g/(m ² h)	Klasse 2 7m/s g/(m ² h)	Klasse 3 8m/s g/(m ² h)	Klasse 4 >8m/s g/(m ² h)
Rekultivierte Flächen	0,077 g/m ²	0,139 g/m ²	0,246 g/m ²	1,038 g/m ²	1,500 g/m ²
Böschungen, Kippflächen, HAE	0,062 g/m ²	0,676 g/m ²	0,990 g/m ²	1,713 g/m ²	3,440 g/m ²
Vorschnitt	0,000 g/m ²	2,207 g/m ²	3,760 g/m ²	6,303 g/m ²	12,270 g/m ²

5.2 Emissionsfaktoren für aktive Quellen

Als aktive Quellen im Tagebau werden alle Vorgänge bezeichnet, die mit Materialtransport und –Umschlag in Zusammenhang stehen. Dazu zählen u. a. die Bänder, Bandübergaben, Bagger sowie alle Abwurfvorgänge.

Die Herleitung der Emissionsfaktoren stützt sich auf empirische Prognosen auf Basis der Ergebnisse der Immissionsmessungen sowie auf die Auswertung der Bodenuntersuchungen. Die Ermittlung der Staubungsneigung erfolgte zunächst angelehnt an VDI Richtlinie 3790 Blatt 3 [2].

Es wurden mehrere Ansätze für den Faktor a getroffen und mittels Immissionsprognose überprüft. Mit den Ergebnissen der o. g. Vergleichsrechnungen und nach einer Befahrung des Tagebaus Nockten wurde ein Faktor von $a = 10$ (Staub nicht wahrnehmbar) angesetzt, der auch in den abschließenden Prognosen mit Hilfe der Immissionsmessungen verifiziert werden konnte. Die Emissionsfaktoren für die aktiven Quellen stützen sich ebenfalls auf die bei den Windkanalversuchen ermittelten Emissionspotentiale für PM10 und PMU.

In den nachstehenden Tabellen sind Beispiele für Emissionsfaktoren für den Tagebau Nockten dokumentiert.

Tabelle 12: Durchschnittliche Emissionsfaktoren Aufnahme Tagebau Nockten

Ort	spez. Emissionen PM10 [g/t]	spez. Emissionen PMU g/t
Aufnahme Vorschmitt 1510		
Vorschmitt 1 - Bagger 1510 SRs 6300	0,03	0,2
Aufnahme Oberflöz 340		
Grube Oberflöz Eimerkettenbagger 340 ERs 710	0,03	0,2
Aufnahme Hauptflöz 1531/1535		
Grube Hauptflöz - Schaufelradbagger 1531/1535 SRs 1301	0,03	0,2
Aufnahme Hauptflöz 360/361		
Grube Hauptflöz - Eimerkettenbagger 360/361ERs 710	0,03	0,2
Aufnahme AFB		
AFB Bagger 1288/1287/1286 Es 3750	0,03	0,2

Tabelle 13: Durchschnittliche Emissionsfaktoren Abwurf Tagebau Nochten

Ort	spez. Emissionen PM10 [g/t]	spez. Emissionen PMU g/t
Abwurf Vorschritt quasikontinuierlich		
Vorschritt 1 - Bagger 1510 SRs 6300 auf Band	0,03	0,3
Abwurf Flöz quasikontinuierlich	0,0	
Grube Oberflöz Eimerkettenbagger 340 ERs 710 auf Band	0,1	0,7
Grube Hauptflöz - Schaufelradbagger 1531/1535 SRs 1301 auf Band	0,1	0,5
Grube Hauptflöz - Eimerkettenbagger 360/361ERs 710 auf Band	0,1	0,6
Abwurf AFB		
AFB - 33 F 60 : 1.Abwurf	1,2	10,5
AFB - 33 F 60 : 2.Abwurf	1,2	8,4
AFB - 33 F 60 : 3.Abwurf	1,2	2,7
Absetzer		
Absetzer 1102 A2RsB 15400	0,6	5,4
Bandübergabe	0,000	
Vorschritt 1	0,0051	0,0
Oberflöz Kohle	0,0125	0,1
Hauptflöz	0,0059	0,1

6. Verifikation der Emissionsfaktoren

Die Verifikation erfolgte mittels Ausbreitungsrechnung nach Anhang 3 TA Luft mit den meteorologischen Daten der Station Trebendorf für den Untersuchungszeitraum sowie mit den meteorologischen Daten der Station Cottbus (vorliegend 2006), die üblicherweise für den Tagebau eingesetzt wurden. Bis zur abschließenden Berechnung wurden unterschiedliche Ansätze für die Staubungsneigung der aktiven Quellen, der Modellierung der aktiven Quellen als Linien, Punkt- oder Volumenquellen getestet.

Die Randbedingungen der abschließenden Ausbreitungsrechnung waren

- Rauigkeitslänge 0,05 m
- Anemometerstandort = Standort der meteorologischen Station in Trebendorf
- Qualitätsstufe 2
- Modellierung der aktiven Quellen als Volumenquellen über die gesamte Arbeitsstrecke wie Vorschritt und Strosse sowie der Bandanlagen und Bandübergabestationen als Volumenquellen über die gesamte Transportlänge

Die Ergebnisse der abschließenden Berechnungen sind in Tabelle 14 dokumentiert.

Tabelle 14: Ergebnisse der Verifikationsrechnungen

Zusatzbelastung	MP2 µg/m³		MP3 µg/m³		VE-M µg/m³
	PM10	PM2.5	PM10	PM2.5	
Meteodata Cottbuss 2006	11,6	5,1	0,4	0,2	5,7
Meteodata Trebendorf 2015	12,5	5,3	0,6	0,4	6,7
Meteodata Trebendorf 2014/2015	10,1	4,4	0,6	0,4	6,7
Messergebnisse	12,0	5,4	0,3	0,4	4,1

Meteodata Trebendorf 2015: meteorolog. Daten für das Kalenderjahr; Meteodata Trebendorf 2014/2015: meteorolog. Daten für den Zeitraum 21.03.2014 – 20.03.2015

Die beschriebenen Ansätze zur Ermittlung Emissionsfaktoren im Tagebau Nochten wurden auf weitere Tagebaue angewandt um ein regionales Modell für Lausitzer Tagebaue bzw. Tagebaue mit ähnlicher Bodenstruktur zu schaffen. Es wurden inzwischen zahlreiche Immissionsprognosen mit den v. g. Ansätzen durchgeführt, die gut mit Immissionsmessungen aus anderen Messprogrammen übereinstimmen.

Die Anwendung der Emissionsfaktoren ergab für den hier nicht weiter erläuterten Staubniederschlag ebenfalls plausible Ergebnisse, die im Vergleich zu bestehenden Messungen teilweise eine leichte Überschätzung des Staubniederschlags ergaben.

Die Ansätze beschreiben ein statisches Modell. Daher werden die Immissionsprognosen immer für den Tagebaustand der größten Annäherung an die betroffenen Immissionsorte durchgeführt. Die vorliegenden Berechnungen zur Verifikation der Emissionsfaktoren wurden für verschiedene Tagebaustände durchgeführt. Der Tagebau bewegte sich im Laufe der Messungen etwa um 350 – 400 m. Die am Tageaurand gemessenen Immissionskonzentrationen an PM2.5 und PM10 wurden allerdings mehr durch die meteorologischen Gegebenheiten als durch die Lage des Tagebaus beeinflusst.

7. Literatur

- [1] Institut für Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V. (ZALF), Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg: Ermittlung von Emissionspotentialen Lausitzer Braunkohletagebaue, Dr. Roger Funk; 2016
- [2] Richtlinie VDI 3790 Blatt 3: Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen, Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern; Januar 2010
- [3] <http://www.mugv.brandenburg.de/>, Stand Juli 2015
- [4] Messdaten der Meteomediastation Trebendorf Zeitraum 03/2014 – 03/2015, von LEAG (Vattenfall Europe Mining AG) zur Verfügung gestellt.
- [5] DIN 66118; Partikelgrößenanalyse, Sichtanalyse; Grundlagen; 08/84; DIN 66118 Entwurf; Partikelgrößenanalyse - Sichtanalyse – Grundlagen 30.10.15
- [6] Greeley, R & Iverson, JD 1985. Wind as a geological process on Earth, Mars, Venus and Titan. Cambridge Planetary Science Series 4, Cambridge University Press. S. 254 Fig. 7.2
- [7] Shao, Y 2002. Physics and Modelling of Wind Erosion. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Seite 127.

Methodenvereinheitlichung bei der Bestimmung diffuser Methanemissionen aus Biogasanlagen

Method harmonization for determining fugitive methane emissions from biogas plants

Dipl.-Ing. (FH) **Torsten Reinelt**, Dr. rer. nat. **Tina Clauß**,
Dr.-Ing. **Jan Liebtrau**, DBFZ Deutsche Biomasseforschungszentrum
gemeinnützige GmbH, Leipzig

Kurzfassung

Die Quantifizierung diffuser und/oder zeitlich variabler Methanemissionen aus Biogasanlagen war in den vergangenen Jahren zunehmend Gegenstand der Wissenschaft und Forschung, da je nach Anlagenkonfiguration und Betriebsweise vergleichsweise viele schwierig zu untersuchende Emissionsquellen auftreten können (z. B. offene Gärrestlager, Über-/Unterdrucksicherungen der Gasspeicher). Zur Ermittlung der Emissionsraten sind im Wesentlichen zwei methodische Ansätze geeignet, die direkten (On-site) und die Fernmessverfahren (Remote sensing). Die wissenschaftliche Literatur bietet mittlerweile eine Vielzahl von Veröffentlichungen über die Gesamtmethanemissionen von Biogasanlagen, die jedoch nur sehr bedingt miteinander vergleichbar sind, da sie mit nicht standardisierten Methoden ermittelt wurden. Dieses Problem soll im Rahmen des Forschungsvorhabens „MetHamo“ angegangen werden. Das Vorhaben soll in einer Richtlinie zur Durchführung von Emissionsmessungen münden.

Abstract

The quantification of diffuse and/or time-variant methane emissions from biogas plants has been increasingly the subject of science and research in recent years, since many emission sources, which are difficult to survey, can occur depending on the plant configuration and mode of operation (e.g. open digestate storage tanks, pressure relief valves of the biogas storages). Two approaches, on-site and remote sensing, are basically suitable for determining the methane emission rates. The scientific literature provides a number of publications on total methane emissions from biogas plants, which, however, are not directly comparable, because the used not standardized methods have. Within the research project "MetHarmo" a guideline for conduction of emission measurement is aimed at.

1. Einleitung

Nach Einführung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) in Deutschland erfuhr die Nutzung erneuerbarer Energien, und damit auch Biogas, einen erheblichen Zuwachs. Die Vermeidung von Methanemissionen bzw. -verlusten im Betrieb von Biogasanlagen ist ein essentieller Bereich für die Bereitstellung von erneuerbaren Energien mit einem hohen Treibhausgasreduktionsziel. Unerwünschte Methanemissionen im Betrieb von Biogasanlagen nehmen u. a. Einfluss auf:

- die Anlagensicherheit, da Methan in Luft eine explosionsfähige Atmosphäre bilden kann (4,4 Vol.-% Methan und 16,5 Vol.-% Sauerstoff) [1]
- die Treibhausgasbilanz einer Biogasanlage, da Methan mit einem Treibhauspotenzial von 28 im Vergleich zu Kohlendioxid ein sehr wirksames Treibhausgas ist [2]
- die Wirtschaftlichkeit einer Anlage, da Methanverluste nicht für die Strom-/Wärmeproduktion genutzt werden können

Die Vermeidung (diffuser) Methanemissionen aus Biogasanlagen erfordert eine hinreichende Überwachungs-/Messmethodik. Lediglich für geführte Quellen existieren standardisierte Messmethoden. Diese Art von Quellen sind bei den zumeist landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Deutschland auf Grund deren Aufbau und Verfahrenstechnik nur wenig vorhanden (z. B. das Abgas aus dem Blockheizkraftwerk). Auch aus diesem Grund gibt es bisher noch keine wirksame Überwachung bzw. Vorschriften zu Überwachung von Methanemissionen aus Biogasanlagen.

Neben den wenigen geführten Emissionsquellen treten an landwirtschaftlichen Biogasanlagen auch diffuse bzw. geführte Quellen zeitlich variablen Emissionen auf. Diese können zum einen hinsichtlich ihres exakten Ortes unbekannt sein (Gasleckagen an der gasführenden Anlagentechnik) oder/und eine zeitlich sehr variable Emissionscharakteristik aufweisen (betriebsbedingte Methanemissionen aus den Über-/Unterdrucksicherungen der Gasspeicher). In Abhängigkeit des Ziels einer Emissionsmessung können dementsprechend auch verschiedene methodische Ansätze geeignet sein. Für die Gewährleistung der Anlagensicherheit aus Sicht des Explosionsschutzes eignen sich Konzentrationsmessungen an den gasführenden Anlagenteilen um das Auftreten von Gasleckagen und die entstehenden Konzentrationen zu verifizieren. Im Gegensatz dazu erfordert die Treibhausgasbilanzierung einer Anlage die Messung der tatsächlich entweichenden Methanemissionen über die gesamte Prozesskette. Insbesondere der Einsatz von Fernmessmethoden kann hierbei von Nutzen sein. Die in der wissenschaftlichen Praxis eingesetzten Ansätze und Methoden werden in Kapitel 2 erläutert. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die bisher verfügbaren Emissionsfak-

toren von Biogasanlagen, welche mit den in Kapitel 2 erläuterten Messmethoden ermittelt wurden.

Tabelle 1: Literaturübersicht über Methanemissionsfaktoren von Biogasanlagen

Ansatz	Anlagentyp (Anzahl untersuchter Anlagen)	Gemessene Methanemissionsfaktoren	Literatur
On-site (Leckagesuche, offene und geschlossene Hauben, Standardmethoden für Gas- konzentrations- und Volumenstrommessung)	Landwirtschaftlich (8) Landwirtschaftlich mit Biogasaufbereitung (2)	1.1 – 13.7 % CH ₄ ¹	[3]
	Bioabfallvergärung (10)	15 – 295 kg CO _{2eq} Mg ⁻¹ Abfall	[4]
On-site (Langzeitmessung an Über-/Unterdrucksicherungen)	Landwirtschaftlich (2)	Anlage A 0,1 % CH ₄ Anlage B 3,9 % CH ₄	[5]
On-site (Leckagesuche, offene und geschlossene Hauben, Standardmethoden für Gas- konzentrations- und Volumenstrommessung, High volume sampling)	Bioabfallvergärung (1)	0,6 – 2,1 % CH ₄	[6], [7]
Remote sensing (DIAL + Fenceline Monitoring)	Landwirtschaftlich mit Biogasaufbereitung (1)	0,4 % CH ₄	[8]
Remote sensing (Inverse Ausbreitungsrechnung)	Landwirtschaftlich (1)	3,1 % CH ₄	[9]
	Landwirtschaftlich mit Biogasaufbereitung (3)	0,2 - 2,0 % CH ₄	[10]
	Landwirtschaftlich (1)	4,0 % CH ₄	[11]
	Landwirtschaftlich (3) Bioabfallvergärung (2)	1,6 - 5,5 % CH ₄	[12]
Remote sensing (Inverse Ausbreitungsrechnung und Tracergasmethode)	Bioabfallvergärung (1)	0,6 – 3,0 % CH ₄	[6], [7]

¹ % CH₄ gibt die Methanemissionsrate bezogen auf die in der Biogasanlage produzierte Methanmengen an

² kg CO_{2eq} Mg⁻¹ Abfall gibt die Methanemissionen als CO₂-Äquivalente bezogen auf die in der Biogasanlage behandelte Abfallmenge an

Diese verschiedenen Messmethoden sind bisher ausschließlich in Wissenschaft und Forschung eingesetzt worden und unterliegen noch keinem einheitlichen Vorgehen bzw. sind noch nicht standardisiert. Der nächste große Schritt besteht derzeit in der Harmonisierung dieser Methoden um zu vergleichbaren, von der die Messungen durchführenden Institution unabhängigen Ergebnissen zu gelangen.

2. Emissionsmessmethoden

Zur Bestimmung der Gesamtmethanemissionsrate aus Biogasanlagen wurden Messansätze auf der Basis von direkten (on-site) Methoden und Fernerkundungsmethoden entwickelt.

2.1 Direkte (On-site) Methoden

Die On-site Methodik erfordert zwei grundlegende Schritte. Der erste ist eine Bestandsaufnahme auf der Anlage, bei der alle vorhandenen Emissionsquellen identifiziert werden sollen, sowohl die unbekannten als auch die bekannten Quellen. Die unbekannten Emissionsquellen sind gewöhnlich Leckagen an biogasführenden Komponenten. Die Leckageerkennung kann mittels einer Infrarotkamera und handgehaltenen Methandetektoren und -lasern erfolgen. Bekannte, aber schwierig zu quantifizierende, Quellen können offene Gärrestlager (Flächenquelle) oder Über-/Unterdrucksicherungen der Gasspeicher (sehr zeitvariable Emissionscharakteristik) sein. Jede identifizierte Emissionsquelle wird quantifiziert, wobei verschiedenen Methoden zum Einsatz kommen [3]. Für die Quantifizierung der Methanemissionsrate eines offenen Gärrestlagers können beispielsweise geschlossene Hauben eingesetzt [3, 4, 6, 7] werden. Die Haube wird zur Messung an kleinen Oberflächenteilstücken des Gärrestlagers verwendet und die ermittelte oberflächenspezifische Emissionsrate auf die gesamte Gärrestoberfläche übertragen. Leckagen an der gasführenden Anlagentechnik werden hingegen häufig mit belüfteten Windtunneln gemessen [3, 6, 7]. Ein großes Problem für die On-site Methoden ist, dass nur ein zeitlich begrenzter Ausschnitt darstellbar ist und die tatsächlichen Methanemissionen häufig zeitlich sehr starken Schwankungen unterliegen. Besonders relevant ist dies bei der offenen Lagerung von Gärresten (Abhängigkeit von Temperatur und Füllstand im Lager) oder betriebsbedingten Methanemissionen aus Über-/Unterdruck-sicherungen. Ein laufendes Forschungsvorhaben widmet sich insbesondere diesen beiden Emissionsquellen („BetEmBGA – Betriebsbedingte Emissionen von Biogasanlagen“, gefördert durch die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e. V., FKZ: 22020313).

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens werden u. a. Dauermessungen an den Über-/Unterdrucksicherungen der Gasspeicher von Biogasanlagen durchgeführt. Diese sind Sicherheitseinrichtungen um die Gasspeicher vor gefährlichen Über- oder Unterdrücken zu schützen

und Beschädigungen an der Anlagentechnik zu verhindern. Diese Emissionsquellen unterliegen einer sehr zeitveränderlichen Emissionscharakteristik, da es zu Überdruck-ereignissen insbesondere bei bestimmten Betriebszuständen (z. B. fehlende Gasabnahme) oder bei rasch wechselnden atmosphärischen Umgebungsbedingungen kommt. Für die Freisetzung des Rohbiogases bei Überdruck verfügt eine Überdrucksicherung in der Regel über ein Abgasrohr, in dem ein Sensor für die dauerhafte Überwachung des Auslösens der Überdrucksicherung installiert werden kann. Die in [5] entwickelte Messmethodik erlaubt die Überwachung der Strömungsgeschwindigkeit und/oder der Temperatur im Abgasrohr der Überdrucksicherung. Mit der Strömungsgeschwindigkeit können der emittierte Methan-volumenstrom und die Dauer einzelner Auslöseereignisse überwacht werden. Ein Temperatur-sensor registriert nur die Häufigkeit und die Dauer der einzelnen Auslöseereignisse, da die steigende (Beginn eines Ereignisses) und sinkende Temperaturflanke (Ende eines Ereignisses) im Abgasrohr gemessen wird. Abbildung 1 zeigt den beispielhaften Messaufbau an einer Biogasanlage. Die implementierte Graphik zeigt einen beispielhaften Tagesverlauf mit mehreren Auslösungen der beiden Überdrucksicherungen des Fermenters und Nachgärters.

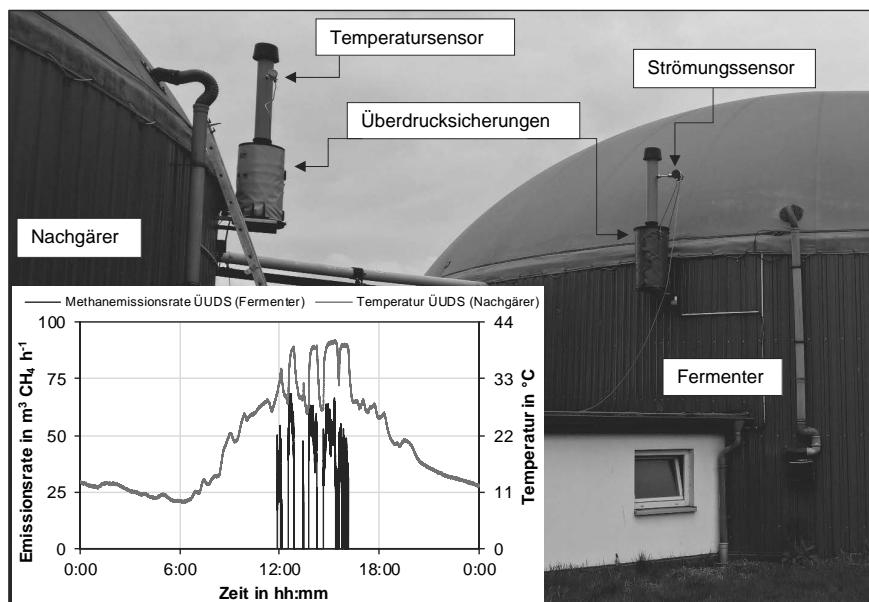


Bild 1: Durchführung von Langzeitmessungen zum Auslöseverhalten von Über-/Unterdrucksicherungen (ÜUDS) der integrierten Foliengasspeicher von Biogasanlagen.

Die erste Messphase mit vier Praxisanlagen ist seit März 2017 abgeschlossen. Die zweite Messphase ist ab Juni 2017 geplant. Die ersten Dauermessungen zeigen, dass die Über-/Unterdrucksicherungen der Gasspeicher eine wesentliche Emissionsquelle darstellen können, die häufig folgende Ursachen haben können [5, 13].

- Unausgewogenes Verhältnis zwischen Gasproduktion und Gasverwertung
- Konstruktion/Verfahrenstechnik der Anlage:
 - Kein gleichzeitiger Betrieb von BHKW und sekundärer Gasverbrauchs-einrichtung (Fackel) möglich
 - Kein automatisierter Zündmechanismus der Fackel (z. B. in Abhängigkeit des Biogasfüllstandes in den Gasspeichern)
 - Unpräzise Füllstandmessung der Gasspeicherauslastung
- Plötzliche Änderungen der atmosphärischen Umgebungsbedingungen

2.2 Fernmessmethoden (Remote sensing)

Unter dem Begriff der Fernmessmethoden in Bezug auf Methanemissionsmessungen werden verschiedene Methoden zusammengefasst, die auf eine Bestimmung der Gesamtemissionsrate einer Emissionsquelle abzielen [6-12, 14, 15]. Die Messgeräte befinden sich dabei in einem gewissen Abstand von der Quelle und ein Einfluss auf das System ist ausgeschlossen. Bei allen Fernmessmethoden wird die atmosphärische Methankonzentration auf der windzu- und abgewandten Seite der Biogasanlage oder einer vergleichbaren Emissionsquelle (z. B. Industrieanlagen oder Deponien) bestimmt. Die Methanemissionsrate der Quelle wird anschließend aus den Daten mit Hilfe von mikrometeorologischen Modellen (z.B. rückwärtsgerichtete Lagrange'sche Stochastik) oder mit Hilfe der Spurengasmethode unter Freisetzung eines Spurengases (z.B. Acetylen) im Quellgebiet während der Messung, berechnet.

Häufig verwendete Fernmessmethoden zur Bestimmung der Methanemission sind die Anwendung von Absorptionsspektroskopie mittels durchstimmbarer Laserdioden (tunable diode laser absorption spectroscopy - TDLAS) in Kombination mit einem rückwärtsgerichteten Lagrange Modell [6, 7, 9-12] oder in Kombination mit der Freisetzung eines Spurengases im Quellgebiet (z. B. Acetylen) und die dynamische Spurengasausbreitungsmethode (tracer dispersion method) wobei die Methan- und Spurengaskonzentration mit hochempfindlichen Cavity-Ringdown-Sensoren [14] bestimmt werden.

Die Nutzung von Fernmessmethoden ermöglicht es, simultan alle Einzelquellen der Anlage zu erfassen ohne dabei den Anlagenbetrieb oder die Einzelquellen zu beeinflussen. Des Weiteren bietet die Methodik die Möglichkeit Langzeitmessungen über die Gesamtemission

durchzuführen und dabei auch zeitliche Schwankungen zu erfassen. Im Gegensatz zur direkten Methode ist hierbei der zeitliche Aufwand zur Bestimmung der Gesamtemission weitgehend unabhängig von der Anlagengröße.

Innerhalb des derzeitig durchgeführten Projekts BetEmBGA werden die Emissionsraten offener Gärrestlager an mehreren landwirtschaftlichen Biogasanlagen mittels TDLAS (siehe Bild 2) und rückwärtsgerichteter Lagrange'scher Stochastik bestimmt.



Bild 2: Emissionsmessung an einem offenen Gärrestlager mittels tunable diode absorption spectroscopy (TDLAS). (Foto: © Carsten Tilch (DBFZ)).

3. Methodenharmonisierung

Bisher sind die verschiedenen Quantifizierungsansätze und –methoden nicht standardisiert, so dass die Ergebnisse verschiedener Messungen, z. B. im Rahmen von Forschungsprojekten, nicht unmittelbar miteinander verglichen werden können. Deshalb besteht nunmehr das Ziel die verschiedenen verfügbaren Ansätze in einer vereinheitlichten Richtlinie zu harmonisieren. Dies soll gewährleisten, dass verschiedene Institutionen jederzeit zu vergleichbaren Ergebnissen gelangen. Dabei sollen u. a. Vorgaben zur Vorgehensweise bei der Bestimmung von Methanemissionsraten erarbeitet wie auch die Vor- und Nachteile der Methoden und deren Einsatzbereiche beschrieben werden. Mit dem Beginn des internationalen Forschungsvorhabens „MetHarmo - European harmonization of methods to quantify methane emissions from biogas plants“ (gefördert durch ERA-NET Bioenergy, in Deutschland vertreten durch die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e. V., FKZ: 22403215) im März

2016 wurde dieser Harmonisierungsprozess initiiert. Das DBFZ koordiniert das Projekt und führt es in enger Zusammenarbeit mit einem internationalen Forscherteam aus Deutschland, Österreich, Schweden, Dänemark, Großbritannien und Kanada aus. Entscheidende Bestandteile des Projektes sind zwei gemeinsame Messphasen an deutschen Biogasanlagen mit Beteiligung von insgesamt sieben Messteams (2x On-Site Methoden, 5x Fernmessmethoden). Die On-site-Teams nutzen Infrarotkameras und Methandetektoren für die Leckagesuche und verschiedene Methoden für die Quantifizierung der Einzelquellen (z. B. belüftete Folientunnel, [3]). Drei Fernmessteams nutzen TDLAS in Kombination mit einem Lagrange-Modell, ein weiteres Team wendet die dynamische Spurengasausbreitungsmethode an. Das fünfte Team setzt Differential Absorption LIDAR (Light Detection and Ranging) ein [15]. Die Nutzung eines DIAL-Systems ist als Referenzmethode angedacht, die normalerweise nicht an Biogasanlagen zum Einsatz kommt. Die Messphasen bilden die Basis für die Erarbeitung von Vorgaben für eine vereinheitlichte Vorgehensweise bei der Durchführung von Emissionsmessungen an Biogasanlagen.

Die erste Messphase fand im Oktober 2016 statt. Dabei wurden Vergleichsmessungen zwischen den einzelnen Methoden zeitgleich an einer deutschen Biogasanlage durchgeführt. Zwar bewegten sich die gemessenen Emissionsfaktoren in vergleichbaren Größenordnungen (0.2 – 1.2 % CH₄), die Gründe für die Abweichungen der einzelnen Methoden untereinander müssen jedoch noch erklärt werden. Zur Validierung der Fernmessmethoden wurden auch Versuche mit kontrollierter Methanfreisetzung („künstliche Emissionsquelle“) durchgeführt. In der zweiten Messphase in 2017 sollen dann mit einem harmonisierten Vorgehen bei der Durchführung der Emissionsmessungen ein einheitlicheres Abbild des Emissionszustandes erreicht werden.

4. Zusammenfassung und Ausblick

An Biogasanlagen gibt es vielfältige Methanemissionsquellen, ebenso gibt es auch eine Vielzahl von Methoden um diese Emissionen zu quantifizieren. Um die Auswirkung der einzelnen Emissionsquellen auf die Gesamtemission einer Anlage und auch in Bezug auf den Anlagenbetrieb zu bestimmen, werden im Projekt BetEmBGA im Speziellen die Emissionen der offenen Gärrestlager und der Über-/Unterdrucksicherungen untersucht. Des Weiteren besteht großer Bedarf diese vielfältigen Methoden zu vereinheitlichen um eine Vergleichbarkeit der Daten verschiedener Anlagen und Messinstitutionen zu gewährleisten. Erste Schritte zu einer Vereinheitlichung sind bereits im Projekt MetHarmo vorgenommen worden. Nach einer noch folgenden Messphase werden weitere Vorgaben zu einer vereinheitlichten Messme-

thodik erarbeitet und in einer Richtlinie veröffentlicht. Ein Workshop im Rahmen des Projekts zu Beginn 2018 in Malmö soll die Ergebnisse der erarbeiteten Richtlinie vorstellen.

5. Literaturverzeichnis

- [1] SVK Biogas: Grundsätze für die Sicherheit von Biogasanlagen. Link: http://svkbiogas.de/fileadmin/SVK/dokumente/150630-Sicherheitsregeln_SVK_Rostock.pdf (Letzter Zugriff 11.07.2016). 2015.
- [2] Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Take-mura, T., Zhang, H.: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA (2013).
- [3] Liebetrau, J., Reinelt, T., Clemens, J., Hafermann, C., Friehe, J., Weiland, P.: Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. Water Science and Technology 67 (2013), p. 1370–1379.
- [4] Daniel-Gromke, J., Liebetrau, J., Denysenko, V., Krebs, C.: Digestion of bio-waste - GHG emissions and mitigation potential. Energy, Sustainability and Society 5:3 (2015).
- [5] Reinelt, T., Liebetrau, J., Nelles, M.: Analysis of operational methane emissions from pressure relief valves from biogas storages of biogas plants. Bioresource Technology 217 (2016). S. 257–264.
- [6] Holmgren, M.A., Hansen, M.N., Reinelt, T., Westerkamp, T., Jørgensen, L., Scheutz, C., Delre, A., 2015. Methane emission measurements from biogas production – data collection and comparison of measurement methods. Abschlussbericht (2015:158). Energiforsk AB, Malmö (2015).
- [7] Reinelt, T., Delre, A., Westerkamp, T., Holmgren, M. A., Liebetrau, J., Scheutz, C.: Comparative use of different emission measurement approaches to determine methane emissions from a biogas plant. Submitted to Waste Management in October 2016. Zurzeit im Review-Prozess.
- [8] Wolf, D., Scherello, A.: Messung der Methanemission an der Biogasanlage Einbeck mittels CHARM®. Gwf Gas|Erdgas. München: Deutscher Industrieverlag GmbH, 2013, S. 304–309.

- [9] Flesch, T.K., Desjardins, R.L., Worth, D.: Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy* 35 (2011), S. 3927–3935.
- [10] Westerkamp, T., Reinelt, T., Oehmichen, K., Ponitka, J., Naumann, K.: KlimaCH4 - Klimaeffekte von Biomethan. DBFZ Report 20. 2014 Link: https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/DBFZ_Reports/DBFZ_Report_20.pdf (letzter Zugriff: 05.01.2017)
- [11] Groth, A., Maurer, C., Reiser, M., Kranert, M.: Determination of methane emission rates on a biogas plant using data from laser absorption spectrometry. *Bioresource Technology* 178 (2015), p. 359–361.
- [12] Hrad, M., Piringer, M., Huber-Humer, M.: Determining methane emissions from biogas plants – Operational and meteorological aspects. *Bioresource Technology* 191 (2015), S. 234–243.
- [13] Reinelt, T.: Monitoring of operational methane emissions from pressure relief valves of agricultural biogas plants. Tagungsband der 3rd International Conference on Monitoring and Process Control of Anaerobic Digestion Plants. Leipzig. 2017.
- [14] Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C., Scheutz, C.: Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – a sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management* 34 (2014), S. 1416–1428.
- [15] Robinson, R.; Gardiner, T.; Innocenti, F.; Woods, P.; Coleman, M.: Infrared differential absorption Lidar (DIAL) measurements of hydrocarbon emissions. *Journal of environmental monitoring* 13 (2011), S. 2213–2220.

Das NORTRIP-Modell (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) für die detaillierte Feinstaub-emissionsberechnung aus Abrieb und Aufwirbelung

Anwendungsmöglichkeiten und -Grenzen

Dr. rer. nat. **I. Düring, W. Schmidt,**
Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG Radebeul

Kurzfassung

Die verkehrserzeugten PMx-Emissionen werden verursacht durch die Emissionen aus dem Auspuff sowie durch Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen (AWAR). Derzeit werden häufig die PM10-AWAR-Emissionsfaktoren nach Düring und Lohmeyer (2011) [1] verwendet. Sie sind differenziert nach Fahrzeugklassen (Leichtverkehr und Schwerverkehr) sowie nach Verkehrssituationen und level-of-service-Klassen des HBEFA3.2.

Zahlreiche Untersuchungen haben aufgezeigt, dass die PM10-AWAR-Emissionen des Kfz-Verkehrs zusätzlich auch von meteorologischen- (z.B. Regen), infrastrukturellen (z.B. Fahrbahnbelag) sowie weiteren Gegebenheiten (z.B. Winterdienst) beeinflusst sein können. Solche Abhängigkeiten können mit dem Ansatz der (festen mittleren) Emissionsfaktoren nach [1] nicht berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Projektes NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) haben die Skandinavischen Länder ein PMx-Emissionsmodell für AWAR vorgestellt.

Die Berechnungen werden als Zeitreihe (1h-Mittelwerte) unter Berücksichtigung für die zu untersuchende Straße repräsentativer meteorologischer und verkehrlicher Zeitreihen durchgeführt. Die berechneten Bedingungen auf der Straße (Staubbeladung) werden für die nachfolgende Stunde wieder als Anfangswert verwendet. Unterschiedliche Fahrbahnoberflächen können ebenso berücksichtigt werden, wie die konkrete geometrische Situation der Straße sowie bei Bedarf Maßnahmen des Winterdienstes sowie von Straßenreinigung. Somit können neben den verkehrlichen Einflüssen z.B. regionale aber auch jährliche Unterschiede in der Meteorologie quantifiziert werden.

Im Rahmen des UBA-Projektes „Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kfz unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen – Arbeitspaket 2: Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung“ [2] wurde das NORTRIP-Modell

durch unser Büro anhand von Sensitivitätsberechnungen für mehrere Straßen auf Praktikabilität geprüft und verglichen zu anderen Emissionsansätzen durchgeführt. Dabei wurden u.a. folgende Erkenntnisse gewonnen:

Grenzen: Außerorts (bei hohen Fzg.-Geschw.) überschätzt die untersuchte Version von NORTRIP (V2.8a) deutlich die AWAR-Emissionen. Nach Auskunft der Modellentwickler ist die Geschwindigkeitsabhängigkeit, abgeleitet aus Untersuchungen in den „Road-Simulatoren“, derzeit nur bis 70 km/h validiert. Für die Beschreibung der Emissionsfaktoren für die meisten Außerortsverkehrssituationen des HBEFA ist NORTRIP somit derzeit nicht geeignet. Auch ist eine Anwendung für ganze Straßennetze im Innerortsbereich sehr aufwändig.

Vorzüge: NORTRIP ist das derzeit einzige Emissionsmodell, welches Einflüsse der Meteorologie, der Straßengeometrie sowie ggf. des Fahrbahnzustandes und Winterdienst/Straßenreinigungen berücksichtigen kann und gibt damit die Möglichkeit, deren Einfluss mindestens relativ zu bewerten. Die berechneten absoluten AWAR-Emissionsfaktoren vergleichen sich innerorts gut bis befriedigend mit denen aus [1]. Für Detailuntersuchungen im Innerortsbereich ist NORTRIP sehr gut geeignet.

Unklar ist derzeit noch die Festlegung des Parameters NBM: Nordic ball mill (Maß für den Abtriebsverlust) für deutsche Fahrbahnverhältnisse oder eine „Übersetzungsmatrix“ der in Deutschland eingesetzten Fahrbahnbeläge in die Parametrisierungen des h_{pave} in NORTRIP, wenn der konkrete Einfluss der Fahrbahnoberflächeneigenschaften auf die PM10-Emissionen quantifiziert werden soll. Hierfür werden entsprechende weiterführende Untersuchungen angeregt (NBM-Messungen für deutsche Fahrbahnbeläge).

Im Rahmen des durchgeföhrten Projektes konnte auch nicht geprüft werden, wie hoch der Einfluss des Winterdienstes sowie von Straßenreinigungen auf die PM10-AWAR-Emissionen nach NORTRIP ist und ob diese zu einer relevanten Erhöhung/Absenkung führen würde. Entsprechende Berechnungen werden deshalb angeregt.

1. Einführung

Die verkehrserzeugten PMx-Emissionen werden verursacht durch die Emissionen aus dem Auspuff sowie durch Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen (AWAR). Derzeit werden häufig die PM10-AWAR-Emissionsfaktoren nach [1] verwendet. Sie sind differenziert nach Fahrzeugklassen (Leichtverkehr und Schwerverkehr) sowie nach Verkehrssituationen und level-of-service-Klassen des Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFA3.2).

Zahlreiche Untersuchungen haben aufgezeigt, dass die PM10-Emissionen des Kfz-Verkehrs zusätzlich auch von meteorologischen- (z.B. Regen), infrastrukturellen (z.B. Fahrbahnbelag) sowie weiteren Gegebenheiten (z.B. Winterdienst) beeinflusst sein können. Solche Abhängigkeiten können mit dem Ansatz der (festen mittleren) Emissionsfaktoren nach [1] nicht berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Projektes NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) haben die Skandinavischen Länder ein detailliertes PMx-Emissionsmodell für AWAR vorgestellt [3], welches o.g. Einflüsse berücksichtigen kann.

Im Rahmen des UBA-Projektes „Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kfz unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen – Arbeitspaket 2: Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung [2] wurde das NORTRIP-Modell durch unser Büro anhand von Sensitivitätsberechnungen für mehrere Straßen auf Praktikabilität geprüft und Vergleiche zu anderen Emissionsansätzen durchgeführt. Im Folgenden werden das Grundkonzept des Emissionsmodells vorgestellt sowie Ergebnisse von Berechnungsbeispielen aufgezeigt. Abschließend werden Vorteile und Grenzen von NORTRIP im Vergleich zu anderen Ansätzen zusammengefasst.

2. Grundkonzept des Emissionsmodells

Eine ausführliche Beschreibung des Modells ist in [3] gegeben. Eine schematische Übersicht über die einzelnen berücksichtigten Prozesse ist im Bild 1 dargestellt.

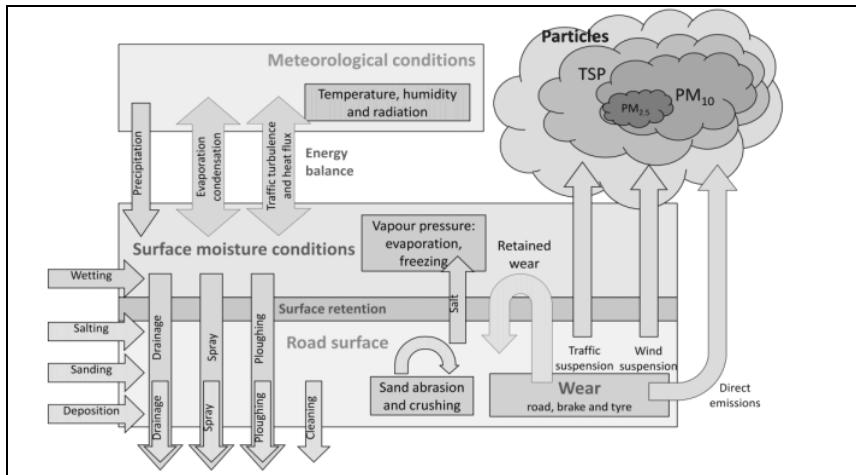


Bild 1: Schematische Darstellung der Prozesse, welche die nicht motorbedingten Partikelemissionen beeinflussen. Quelle: [4]

Es werden in NORTRIP folgende Prozesse quantifiziert:

- Direkte Emissionen aus Abriebsprozessen
- Indirekte Emissionen (Resuspension) von Straßenstaub, Sand und Salz aus Winterdienst
- Die Menge an Staub und Salz auf der Straße wird bestimmt mittels Massenbilanzierung
- Quellen und Senken für die direkten und indirekten Emissionen werden unter Berücksichtigung der meteorologischen sowie der Straßenoberflächenbedingungen quantifiziert. Dies schließt die Berechnung der Feuchte des Straßenbelages ein.

Zur vollständigen Modellbeschreibung sei auf die Modelldokumentation von NORTRIP verwiesen. Im Folgenden werden spezielle Besonderheiten hervorgehoben.

2.1 Einfluss von Straßenoberflächen

Es können im sog. „Straßenstaubmodell“ unterschiedliche Fahrbahnoberflächen berücksichtigt werden (Parameter h_{pave}). Dieser Parameter geht linear in die Berechnung (nur) des Straßenabriebes ein.

$$h_{pave}^p = 2.49 + 0.144 \cdot NBM^p - 0.069 \cdot MS^p - 0.017 \cdot S_{>4mm}^p$$

mit:

NBM: Nordic ball mill (Maß für den Abriebsverlust) entsprechend EN 1097-9; typische Werte in Schweden/Norwegen: 4 bis 15

MS: Maximum stone size; typische Werte in Schweden/Norwegen: 11 bis 16 mm

S > 4mm: Anteil von Korngrößen >4mm; typischer Wert in Schweden/Norwegen: 75%

Für sechs Fahrbahnbeläge werden Faktoren angegeben. Die Straßenabriebsemisionen variieren hierbei z. B. bis Faktor 5 zueinander.

In Deutschland sind typische Werte für Fahrbahnoberflächen wie folgt:

Maximum stone size (MS)

Auf übergeordneten Straßen liegt dieser üblicherweise bei 8 oder 11 mm. Gröbere Deckschichten (16 mm oder darüber) gibt es nach Auskunft von Fachleuten eigentlich nicht. Vor allem im innerstädtischen und untergeordneten Netz kann – z. B. bei dünnen Schichten und lärmindernden Belägen – auch mal die Korngröße 5 mm eingesetzt werden.

S > 4mm

20 bis 40 Masse% bei Asphaltbeton,

50 bis 70 Masse% bei Splittmastix,

ca. 90 Masse% bei offenporigen Asphalte.

Nordic ball mill (NBM)

Dieses Messverfahren entsprechend EN 1097-9 wurde für die Bestimmung der Abriebsfestigkeit durch Spikereifen entwickelt. Der Test wird in einer rotierenden Trommel mit Stahlkulgen und Wasser durchgeführt. Dieses Messverfahren wird in Deutschland nicht angewendet. Deswegen gibt es derzeit auch keine Ergebnisse von Abriebsfestigkeitsmessungen von hier verbauten Fahrbahnen mit diesem Verfahren.

2.2 Einfluss der Verkehrssituation

Die Quantifizierung der Bremsbelagabriebe wird in Abhängigkeit der „Verkehrssituation“ durchgeführt (Parameter „driving cycle typ“). Dieser geht linear in die Berechnung der Bremsemisionen ein.

Die Standardparameter variieren hierbei z. B. bis Faktor 4 zueinander (congested (Stop&go) gegen Highway (Autobahn)).

Ansonsten wird der Einfluss der Verkehrssituation auf die Abriebsemissionen in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit sowie der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (PKW, LKW) berechnet.

2.3 Einfluss der Meteorologie, des Straßenraumes sowie anderer Einflüsse

Quellen und Senken für die direkten und indirekten Emissionen werden unter Berücksichtigung der meteorologischen sowie der Straßenoberflächenbedingungen quantifiziert. Dies schließt die Berechnung der Feuchte des Straßenbelages ein. Die Berechnungen werden als Zeitreihe (1h-Mittelwerte) unter Berücksichtigung für die zu untersuchende Straße repräsentativer meteorologischer und verkehrlicher Zeitreihen durchgeführt. Die berechneten Bedingungen auf der Straße (Staubbeladung) werden für die nachfolgende Stunde wieder als Anfangswert verwendet. Unterschiede in der lokalen Meteorologie können ebenso berücksichtigt werden, wie die konkrete geometrische Situation der Straße sowie bei Bedarf Maßnahmen des Winterdienstes sowie von Straßenreinigung.

3. Berechnungsbeispiele

3.1 Eingangsdaten

Es wurden u.a. Berechnungen für die Frankfurter Allee in Berlin für die Bezugsjahre 2010 bis 2012 durchgeführt und ausgewertet. Die Frankfurter Allee ist eine sechsstreifige Hauptverkehrsstraße mit beidseitig dichter Randbebauung. Auf der Straße gilt ein Tempolimit von 50 km/h. Es fahren täglich ca. 40 000 bis 50 000 Kfz bei einem Schwerverkehrsanteil (SV) von ca. 3 %. In die Berechnungen gingen folgende Daten als 1h-Werte ein:

- Verkehrsmenge (Kfz pro Stunde) und Schwerverkehrsanteil
- Mittlere Fzg-Geschwindigkeit
- Konzentrationsdaten (PM10, NOx) an den jeweiligen Messstationen und an der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße.
- Windgeschwindigkeit (DWD Station Tegel)
- Relative Feuchte (DWD Station Tegel)
- Temperatur in 2m Höhe (DWD Station Tegel)
- Niederschlagsmenge (DWD Station Tegel)
- Globalstrahlung (DWD Station Potsdam).

Aktivitätsdaten, wie Straßenreinigung, Winterdienst etc., wurden nicht berücksichtigt, da keine entsprechenden Daten vorlagen. NORTRIP benötigt weiterhin Informationen zur Ausrichtung und Geometrie der Straßenschlucht (für die Berechnung der Energiebilanzen), des Verkehrszustandes und des Fahrbahnbelagtyps. Dies wurde in einer entsprechenden Metadatei

aufbereitet. Die Winddaten werden dabei im vorliegenden Fall von der Station Tegel in die Straßenschlucht übertragen. Als Fahrbahnbelagtyp wurde vom „Standardwert“ $hpave=0.83$ ausgegangen.

3.2 Berechnungsfälle

Zunächst wurden die in nachfolgender Tabelle 1 aufgeführten Berechnungsfälle betrachtet. Es wurde jeweils $hpave=0.83$ angesetzt und keine Straßenreinigung und kein Winterdienst berücksichtigt.

Tabelle 1: NORTRIP-Berechnungsfälle für die Frankfurter Allee (FFA)

Rechnung	Straße	Jahr	V_{mittel} km/h	driving cycle Type	Bemerkung	DTV Kfz/d	SV LKW/d	SV-Anteil %
1	FFA	2010	53	2	T50	46063	1305	2.8%
2	FFA	2011	50	2	T50	41882	1407	3.4%
3	FFA	2012	55	2	T50	44887	1287	2.9%

Eine Stärke von NORTRIP ist die Mitberücksichtigung meteorologischer Einflussgrößen auf die Feinstaubemissionen (siehe oben). Die nachfolgende Tabelle 2 zeigt meteorologische Kenngrößen für die untersuchten Fälle auf.

Tabelle 2: Meteorologische Kenngrößen für die Frankfurter Allee (FFA) in den Berechnungsfällen 1 bis 3. Nds=Niederschlag, GS=Globalstrahlung, Tmittel= Jahresmittelwert der Temperatur.

Rechnung	Straße	Jahr	Anzahl Nds-			
			Tmittel °C	Summe Nds mm	Stunden > 0.1mm h	Summe GS Wh/m ²
1	FFA	2010	8.8	546	628	1 026 067
2	FFA	2011	10.7	587	560	1 111 669
3	FFA	2012	10.1	522	562	1 076 966

Demnach unterscheiden sich erwartungsgemäß die meteorologischen Kenngrößen von Jahr zu Jahr. Das Jahr 2010 hatte dabei in Berlin die geringste Jahresmitteltemperatur und die höchste Anzahl von Tagen mit Niederschlagssumme größer 0.1 mm. Auch die Globalstrah-

lungssumme war am Geringsten. Am Wärmsten und Strahlungs- sowie Niederschlagsreichsten von den drei Jahren war das Jahr 2011.

Um das NORTRIP-Rechenmodell auf die Plausibilität weiterer Einflussgrößen hin zu überprüfen, wurden für die Frankfurter Allee mit den Verkehrs- und meteorologischen Daten des Jahres 2010 folgende zusätzliche Berechnungen durchgeführt:

- Weglassen der Bebauung (Berechnung 1a), also wie eine Innerortsstraße ohne Randbebauung
- Weglassen der Bebauung und Hochsetzen des Tempolimits auf 130 km/h (Berechnung 1b), also Verhältnisse wie auf einer Autobahn aber mit geringem SV-Anteil. Der driving cycle (relevant für die Bremsabriebe) wurde auf Highway gesetzt.
- Weglassen der Bebauung, Hochsetzen des Tempolimits auf 130 km/h und Hochsetzen des SV-Anteils auf 14 % (Rechnung 1c), also Verhältnisse wie auf einer Autobahn mit mittlerem SV-Anteil. Der driving cycle typ (relevant für die Bremsabriebe) wurde ebenfalls auf Highway gesetzt.

Um die Betrachtung der meteorologische Sensitivität weiter zu unterstreichen, wurde in der Berechnung 3a der meteorologische Input von Berlin Tegel durch den an der DWD-Messstation Hamburg-Fuhlsbüttel (Bezugsjahr 2012) ersetzt. In Hamburg sind deutlich mehr Tage mit Regen zu verzeichnen mit einer deutlich höheren jährlichen Niederschlagssumme sowie mit niedrigerer Globalstrahlungssumme als in Berlin.

In der letzten Berechnung wurde nur der Schwerverkehr (SV) auf der Frankfurter Allee im Jahr 2012 berücksichtigt (siehe Tabelle 3, Berechnung 3b).

Tabelle 3: NORTRIP-Berechnungsfälle für die Frankfurter Allee (FFA) in den Sensitivitätsberechnungen. Nds=Niederschlag, GS=Globalstrahlung, T_{mittel} = Jahresmittelwert der Temperatur

Rechnung	Jahr	V_{mittel} km/h	driv-ing cycle Type	Bemer-kung	SV-Anteil %	T_{mittel} °C	Sum-me Nds mm	Anzahl Nds-Stunden >0.1mm h	Summe GS Wh/m²
1a	2010	53	2	T50	2.8%	8.8	546	628	1 026 067
1b	2010	132	3	T130	2.8%	8.8	546	628	1 026 067
1c	2010	132	3	T130	14.1%	8.8	546	628	1 026 067
3a	2012	55	2	T50	2.9%	9.5	719	749	945 385
3b	2012	55	2	T50	100%	10.1	522	562	1 076 966

3.3 Rechenergebnisse für die PM10-Emissionen

In der Tabelle 4 sind die Ergebnisse der Emissionsberechnungen für die o. g. Berechnungsfälle aufgeführt. Unterschieden werden im NORTRIP, wie oben erläutert, die Emission nach „direct emission“ und „suspended road emission“. Die direkten Emissionen sind die Abriebsemissionen und die Resuspension resultiert aus aufgewirbeltem Straßenstaub (inklusive deponierte Abriebe) sowie Sand und Salz aus Winterdienst (hier nicht berücksichtigt).

Die direkten Emissionen dominieren in den berechneten Fällen die AWAR-Emissionen. Sie sind in NORTRIP ca. 5- bis 10-mal höher als die Resuspension. Die jährliche Variation der berechneten Emissionsfaktoren liegt in den Jahren 2010 bis 2012 bei ca. 10 %.

Hätte die Frankfurter Allee im Jahr 2012 in Hamburg gelegen, wären lt. NORTRIP die AWAR-Emissionen 10 % niedriger als in Berlin gewesen.

Die Straßenrandbebauung der Frankfurter Allee hat nur einen geringen Einfluss auf die AWAR-Emissionen.

Die Erhöhung der Fahrzeuggeschwindigkeiten der Frankfurter Allee auf Autobahniveau führt in NORTRIP zu einer Erhöhung der AWAR-Emissionen um ca. Faktor 2.6. Bei diesen Geschwindigkeiten führt die Erhöhung des Schwerverkehrsanteils von ca. 3 % auf ca. 14 % zu einer Erhöhung der AWAR-Emissionen um ca. 50 %.

Würde nur der Schwerverkehr des Jahres 2012 auf der Frankfurter Allee fahren (100 % SV-Anteil), so läge der AWAR-Emissionsfaktor ca. 5-mal höher als bei der realen Mischflotte mit 3 % SV-Anteil.

Tabelle 4: NORTRIP-Berechnungsergebnisse für die Frankfurter Allee (FFA)

Rechnung	Straße	Jahr	V _{mittel} km/h	driving cycle Type	Bemerkung	PM10	PM10	PM10
						AWAR Direct emissions mg/(km Fzg)	Suspended road emissions mg/(km Fzg)	AWAR gesamt mg/(km Fzg)
1	FFA	2010	53	2	T50	33	6	39
2	FFA	2011	50	2	T50	37	7	44
3	FFA	2012	55	2	T50	37	7	44
1a	FFA_OB	2010	53	2	T50	35	7	42
1b	FFA_wie BAB	2010	132	3	T130	93	15	108
1c	FFA_wie BAB	2010	132	3	T130	137	27	164
3a	FFA_in HH	2012	55	2	T50	33	7	40
3b	FFA_nur LKW	2012	55	2	T50	185	22	207

3.4 Diskussion der Ergebnisse im Vergleich zu anderen Emissionsansätzen

Die derzeit in der Bundesrepublik als Standard angesetzten PM10-AWAR-Emissionsfaktoren sind die aus [1]. Die Verkehrssituation auf der Frankfurter Allee wird durch die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Referat Immissionsschutz (SenUmwelt Berlin) mit IO-HVS50 und den LOS-Klassen wie in Tabelle 5 aufgeführt angegeben.

Tabelle 5: Anteile an den LOS-Klassen für die Frankfurter Allee (FFA) sowie die nach [1] berechneten PM10-AWAR-Emissionsfaktoren. AWAR „typisch“ bedeutet hier eine Berechnung auf Basis des LOS2. Leeres Feld=keine Angabe

FFA	DTV	Anteil SV	LOS1	LOS2	LOS3	LOS4	AWAR-Mix	AWAR typisch
	Kfz/d						mg/km	mg/km
2007 VMZ	51346	3.1%						43
2008 VMZ	49735	2.9%						42
2009 VMZ	50836	2.9%						42
2010 VMZ	46613	3.0%						43
2011 VMZ	43028	3.3%						43
2012 VMZ	44863	2.9%						42
2013 VMZ	45452	3.2%	6.1%	86.4%	4.8%	2.1%	43	43
2014 VMZ	47924	3.2%	5.7%	85.9%	4.6%	3.6%	44	43

Für die Frankfurter Allee wird demnach entsprechend des Ansatzes nach [1] unter Berücksichtigung der SV- und LOS-Anteile ein AWAR-PM10-Emissionsfaktor von ca. 42 bis 44 mg/(km Fzg) berechnet. Diese vergleichen sich sehr gut mit denen der NORTRIP-Berechnungen (39 bis 44 mg/(km Fzg)).

Außerorts (bei hohen Fzg.-Geschwindigkeiten) überschätzt die untersuchte Version von NORTRIP (V2.8a) deutlich (ca. Faktor 2 bis 5 höhere AWAR-Emissionen als andere Emissionsansätze). Dies scheint insofern unrealistisch zu sein, weil die Autobahnemissionsfaktoren gut untersucht sind und die entsprechenden Feldversuche solch hohen Emissionsfaktoren nicht bestätigt haben. Siehe hierzu z. B. die Systematisierung in [5].

Nach Auskunft der Modellentwickler gibt es zwar prinzipiell keine Modelleinschränkung, aber die Geschwindigkeitsabhängigkeit, abgeleitet aus Untersuchungen in den „Road-Simulatoren“, ist nur bis 70 km/h validiert. Für die Beschreibung der Emissionsfaktoren für die meisten Außerortsverkehrssituationen des HBEFA ist NORTRIP somit derzeit nicht geeignet.

3.5 Ergebnisse für Immissionen

NORTrip bietet an, bei Vorgabe der NOx-Emissions- und Immissionszeitreihe sowie der PM10-Auspuffemissionszeitreihe über NOx-Tracermethode die entsprechenden PM10-Immissionsanteile auszuweisen. Dies wurde für die Frankfurter Allee im Bezugsjahr 2012 beispielhaft durchgeführt.

Die Emissionsfaktoren für motorbedingte Partikel und NO_x wurden entsprechend von Ergebnissen der Kennzeichenerfassung 2012 in der Frankfurter Allee auf Basis HBEFA 3.2 wie folgt angesetzt:

NOx: 326 mg/km (Leichtverkehr); 5797 mg/km (Schwerverkehr)

PM10: 8 mg/km (Leichtverkehr); 65 mg/km (Schwerverkehr)

Das Ergebnis ist in Bild 2 grafisch dargestellt und wird mit dem Ansatz aus [1] und dem PM10-Jahresmittelwert 2012 verglichen.

NORTrip rechnet die entsprechenden Stundenmittelwerte der Konzentrationen nur, wenn vollständige Datenpaare aus Gesamt- und Hintergrundbelastung vorliegen. Um die Ergebnisse von NORTrip direkt mit den Messdaten vergleichen zu können, werden sowohl die Jahresmittelwerte aus allen Stundenwerten als auch die aus den vollständigen Datenpaaren angegeben.

NORTrip unterschätzt demnach den gemessenen PM10-Jahresmittelwert beim Vergleich jeweils gleicher Datenpaare um 6 %. Mit dem Ansatz nach [1] wird in diesem Beispiel der Jahresmittelwert, welcher sich aus allen Stundenwerten ergibt, um 7 % überschätzt. Die Übereinstimmung kann in beiden Fällen dennoch als gut bezeichnet werden.

Vergleicht man mit dem Jahresmittelwert, der sich aus allen Messdatenpaaren ergibt, dann trifft NORTrip den Messwert genau.

Der nach HBEFA 3.2 berechnete motorbedingte Anteil liegt bei ca. 17 % der Zusatzbelastung. Von den nicht motorbedingten PM10-Anteilen wird lt. NORTrip ca. die Hälfte vom Straßenabrieb bedingt. Der berechnete Bremsabrieb liegt höher als der Reifenabrieb.

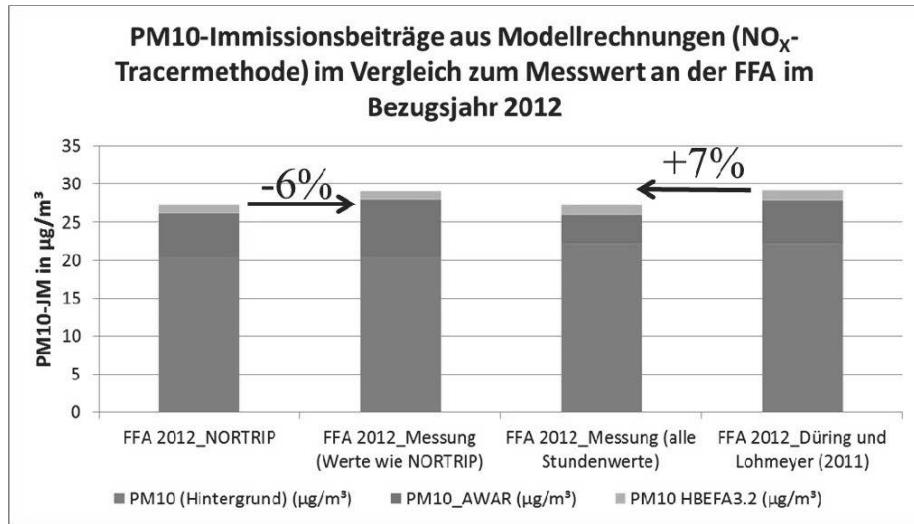


Bild 2: PM10-Immissionsbeiträge berechnet mittels NO_x-Tracermethode im Jahresmittel 2012 für die FFA aus NORTrip und dem Ansatz aus [1] im Vergleich zu den Messwerten. Die Tabelle weist die entsprechenden Teilbeträge aus.

4. Schlussfolgerungen zur Anwendbarkeit von NORTrip

Aus den durchgeführten Berechnungen und Analysen im o.g. Forschungsprojekt wurden u.a. folgende Erkenntnisse gewonnen:

Grenzen: Außerorts (bei hohen Fzg.-Geschwindigkeiten) überschätzt die untersuchte Version von NORTrip (V2.8a) deutlich. Nach Auskunft der Modellentwickler ist die Geschwindigkeitsabhängigkeit, abgeleitet aus Untersuchungen in den „Road-Simulatoren“, derzeit nur bis 70 km/h validiert. Für die Beschreibung der Emissionsfaktoren für die meisten Außerortsverkehrssituationen des HBEFA ist NORTrip somit derzeit nicht geeignet. Auch ist eine Anwendung für ganze Straßennetze im Innerortsbereich sehr aufwändig

Vorzüge: NORTRIP ist das derzeit einzige Emissionsmodell, welches Einflüsse der Meteorologie, der Straßengeometrie sowie ggf. des Fahrbahnzustandes und Winterdienst/Straßenreinigungen berücksichtigen kann und gibt damit die Möglichkeit, deren Einfluss mindestens relativ zu bewerten. Die berechneten absoluten AWAR-Emissions-faktoren vergleichen sich innerorts gut bis befriedigend mit denen aus [1]. Für Detailuntersuchungen im Innerortsbereich ist NORTRIP sehr gut geeignet.

Unklar ist derzeit noch die Festlegung des Parameters NBM: Nordic ball mill (Maß für den Abriebsverlust) für deutsche Fahrbahnverhältnisse oder eine „Übersetzungsmatrix“ der in Deutschland eingesetzten Fahrbahnbeläge in die Parametrisierungen des h_{pave} in NORTRIP, wenn der konkrete Einfluss der Fahrbahnoberflächeneigenschaften auf die PM10-Emissionen quantifiziert werden soll. Hierfür werden entsprechende weiterführende Untersuchungen angeregt (NBM-Messungen für deutsche Fahrbahnbeläge).

Im Rahmen des durchgeföhrten Projektes konnte auch nicht geprüft werden, wie hoch der Einfluss des Winterdienstes sowie von Straßenreinigungen auf die PM10-AWAR-Emissionen nach NORTRIP ist und ob diese zu einer relevanten Erhöhung/Absenkung führen würde. Entsprechende Berechnungen werden deshalb angeregt.

5. Literatur

- [1] Düring, I., Lohmeyer, A. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches LfULG, Dresden.
- [2] Düring, I., Schmidt, W.: Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kfz unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen – Arbeitspaket 2: Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung (FKZ 3713 47 100). Gutachten des Ingenieurbüros Lohmeyer GmbH & Co. KG im Auftrag des Umweltbundesamtes über IFEU Heidelberg
- [3] Denby, B.R., Sundvor, I. et al. (2013): A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTrip). Atmospheric Environment 77 (2013) 283-300;
- [4] Denby, B.R., Sundvor I. et al (2012): NORTRIP (NOx-exhaust Road TRaffic Induced Particle emission modelling) model development and documentation. NILU Scientific report OR 23/2012.
- [5] BASt (2013): Aktualisierung des MLuS 02 – Erstellung RLuS. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen. Verkehrstechnik Heft V222, ISBN 978-3-86918-292-6, Bergisch Gladbach, März 2013

Wasserbedüsungen zur Staubminderung in der betrieblichen Praxis

Water spray for dust reduction in operational practice

Priv.-Doz. Dr.-Ing. habil. **Ulrich Klenk**,
Institut für Partikeltechnologie, Wuppertal

Kurzfassung

Sprühdüsen und Sprühsysteme werden häufig zur Minderung von Staubemissionen aus diffusen Quellen eingesetzt. Dabei werden vor allem zwei unterschiedliche Effekte genutzt. So können Sprühdüsen zur Minderung der Staubemissionen durch Befeuchtung von Oberflächen, bspw. von Halden oder Fahrwegen, beitragen. Sie können zudem auch zur Reduzierung der Konzentrationen bereits in der Luft befindlicher Stäube eingesetzt werden. Bei der Verwendung von Sprühdüsen und Sprühsystemen zur Staubminderung im Bereich diffuser Quellen treten diese beiden Effekte meist kombiniert auf. Sie beruhen jedoch auf unterschiedlichen Mechanismen und setzen für deren gezielte Nutzung eine gänzlich unterschiedliche Planung voraus.

Abstract

Spray nozzles and spray systems are often used to reduce dust emissions from fugitive sources. Above all, two different effects are used. Thus, spray nozzles can contribute to the reduction of dust emissions by moistening surfaces, for example, of heaps or roadways. They can also be used to reduce the concentrations of airborne dust. When using spray nozzles and spray systems for dust reduction in the area of fugitive sources, these two effects are usually combined. However, they are based on different mechanisms and require an entirely different planning for their targeted use.

1. Staubentwicklung als Funktion der Materialfeuchte

Wie viel Staub ein Material bei einer mechanischen Beanspruchung freisetzen kann, hängt von materialspezifischen Eigenschaften und den Umgebungsbedingungen ab. Die zu den Umgebungsbedingungen zählende Materialfeuchte kann sowohl aus bereits im Material vorhandener Feuchtigkeit wie auch durch von außen aufgebrachter Flüssigkeit resultieren. Zu letzterer gehören Ereignisse wie Regen und der Einsatz von Bedüsungssystemen.

Der Zusammenhang zwischen der Materialfeuchte und der Staubentwicklung kann anschaulich mit Hilfe eines Rotationsverfahrens dargestellt werden, das in der DIN 55992 Teil 1 beschrieben wird [1]. Das Material wird dabei in einer rotierenden Trommel bewegt, die axial mit Luft durchströmt wird. Der aus der mechanischen Beanspruchung des Materials durch die Rotation herausgelöste Staub wird mit dem axialen Luftstrom aus der Trommel herausgetragen und gelangt über eine Sedimentationsstrecke zu einem Filter. Während größerer Staub innerhalb der Sedimentationstrecke abgeschieden wird, gelangt der feinere Staub auf das Filter. Durch Wägung des Filters kann nun die Masse an feinerem Staub (TSP) ermittelt und in Bezug zur Probenmasse gesetzt werden. Das Ergebnis wird als Staubentwicklung nach dem Rotationsverfahren SR in Milligramm pro einhundert Gramm angegeben. Die Eignung dieses ursprünglich für Pigmente und Füllstoffe entwickelten Verfahrens auch für andere Materialarten wurde im Rahmen verschiedener Untersuchungen geprüft [2–4].

Die mit Hilfe des Rotationsverfahrens gewonnenen Ergebnisse können auf die Feuchte der untersuchten Materialproben bezogen werden. In der folgenden Abbildung 1 werden die Maßzahlen der Staubentwicklung SR auf die durch Trocknung veränderte Feuchte zweier unterschiedlicher Braunkohlenproben wiedergegeben [5]. Die Materialfeuchte wird als Restfeuchte der in der Materialprobe enthaltenen Masse Wasser bezogen auf die Trockenmasse der Probe dargestellt.

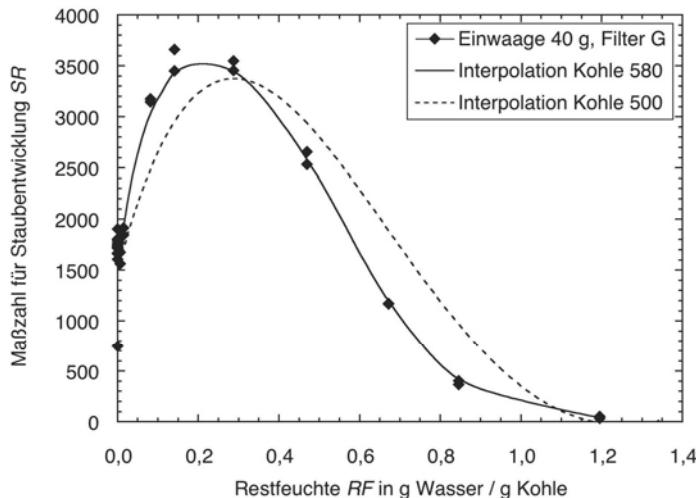


Bild 1: Maßzahl der Staubentwicklung in Abhängigkeit der Restfeuchte [5]

Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Staubentstehung bei den beiden dargestellten Braunkohlsorten mit Zunahme der Restfeuchte ab 0,2 g Wasser / g Kohle sinkt. Im Bereich 0 bis 0,2 g Wasser / g Kohle steigt die Staubentwicklung an. Dies ist auf materialspezifische Eigenschaften der Braunkohle zurückzuführen und wurde bei anderen Materialarten bisher nicht beobachtet. Generell kann festgehalten werden, dass ausreichend feuchtes Material nicht staubt. Weiterhin kann durch diese Art der Untersuchung eine ideale Materialfeuchte für den staubarmen Umgang mit staubungsfähigem Material ermittelt werden, beispielsweise für den Umschlag von Schüttgütern.

Der Effekt von Wasser auf die Staubentstehung kann auch auf Fahrwegen beobachtet werden. Hier wird staubungsfähiges Material, ebenfalls durch eine Erhöhung der Materialfeuchte (hohe Luftfeuchten, Niederschlag), stärker auf der Fahrwegsoberfläche gebunden und nicht mehr durch rollende Reifen aufgewirbelt [6], [7]. Auch der Einsatz von Sprühsystemen führt zu einer wirkungsvollen Staubaufunterdrückung. In Abbildung 2 ist die Staubfahne hinter einem Schwerlastkraftwagen auf einem trockenen Fahrweg (oben), die Ausbringung von Wasser (unten links) sowie die Fahrt über den befeuchteten Fahrweg dargestellt (unten rechts).



Bild 2: Staubentstehung (oben) und Staubunterdrückung mit Wasser (unten) auf einem unbefestigten Fahrweg

Der Einsatz von Wasser führt zu einer deutlichen Reduzierung der Staubentstehung durch die Fahrbewegung. Je nach Materialeigenschaften, den Umgebungsbedingungen inklusive Nutzungs frequenz und der Zugabe von Zusatzstoffen zu dem Bedübungswasser kann der staubmindernde Effekt über mehrere Stunden aufrechterhalten werden, ohne das eine erneute Befeuchtung stattfinden muss.

2. Minderung der Konzentration luftgetragener Stäube durch Wasserbedüfung

Neben der Staubreduzierung durch Befeuchtung von Materialien werden Sprühdüsen häufig auch zur Reduzierung der Konzentration luftgetragener Stäube aus diffusen Quellen eingesetzt. Hierbei ist vor allem auf die Qualität des Sprühbildes, die Tropfengrößenverteilung und die Stabilität des Sprühkegels gegen äußere Einflüsse wie beispielsweise Wind zu achten. Zudem sind Sprühdüsen nicht für alle Staubkorngrößen gleichermaßen gut geeignet. Wassertropfen weisen ein Abscheideminimum für Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser um 1 µm bis 2 µm auf. Dieses als Greenfield-Gap [8] bezeichnete Abscheideminimum ist für die Staubminderung beim Umgang mit Schüttgütern häufig vernachlässigbar, da dabei eher Partikeln größerer Durchmesser entstehen [9].

Für die Auslegung von möglichst effizienten Sprühsystemen empfiehlt sich eine Ermittlung der zu erwartenden Partikelgrößenverteilungen des Staubes, um möglichst Sprühdüsen mit passenden Tropfengrößenverteilungen auswählen zu können [10]. Ein weiterer für die Effizienz von Sprühsystemen zur Staubminderung entscheidender Parameter ist das zu reinigende Luftvolumen. Dieses bestimmt die notwendige Sprühbreite, Wurfweite und auch den benötigten Wasserdurchsatz.

Um eine ausreichende Anzahl von Tropfen in das zu reinigende Luftvolumen einzubringen und zu verteilen, stehen unterschiedliche Systeme zur Verfügung. Hierzu zählen neben den Normaldruckdüsen unter anderem auch Hochdruckdüsen, Zweistoffdüsen und Staubbindemaschinen mit integrierten Ventilatoren (Abbildung 3).



Bild 3: Staubbindemaschine im Einsatz bei Abbrucharbeiten

Bei einer entsprechenden Auslegung von Bedüsingseinrichtungen und der Möglichkeit eines quellnahen Einsatzes kann eine deutliche Reduzierung des sichtbaren Staubes und eine Minderung der Feinstaubkonzentration (PM_{10}) um 90 % erreicht werden. Für den sichtbaren Staub ist dies an einer Bandübergabestelle in Abbildung 4 mit ausgeschalteter und eingeschalteter Normaldruckbedüsing (5 bar bis 10 bar) dargestellt. Der Wasserdurchsatz in diesem Bereich der Anlage lag bei 25 L/min.



Bild 4: Übergabestation mit ausgeschalteter (oben) und eingeschalteter (unten) Normaldruckbedüsung

Aus der Abbildung wird deutlich, dass Staubemissionen durch den Einsatz von Sprühdüsen deutlich gemindert werden können. Neben dem reinen Kontakt zwischen Staubkorn und Wassertropfen spielt dabei auch die Dichte des Sprühkegels und seine Bewegungsrichtung eine wichtige Rolle. Ist der Abstand zwischen den einzelnen Tropfen gering, so verdrängt der Tropfenschwarm eine große Menge Luft. Diese wird durch Luft von außerhalb des Sprühkegels ersetzt, die sich zunächst zum Sprühkegel hin und dann mit diesem mitbewegt. Die in der Luft enthaltenen Partikeln folgen dieser Richtungsänderung und werden so in Bewegungsrichtung der Wassertropfen transportiert (Entrainment) [10], [11]. Diesen Effekt gilt es bei der Auslegung effizienter Bedüsungseinrichtungen zur Staubminderung ebenfalls zu nutzen. Insbesondere bei Sprühdüsen mit geringem Wasserdurchsatz ist die Sprührichtung eine entscheidende Einflussgröße.

3. Anforderung an die Wasserqualität

Je nach Anwendungsfall benötigen die Sprühdüsen und Sprühsysteme eine unterschiedlich hohe Qualität des Bedüsungswassers. Je kleiner die Tropfen werden sollen und je besser

deren Verteilung in der Luft oder auf der Oberfläche eines Materials sein soll, desto höher muss die Qualität des Bedübungswassers sein. Dies liegt in den Öffnungsbohrungen der Düsen bedingt. Je kleiner diese sind, desto größer ist die Gefahr einer teilweisen Blockierung und einer gänzlichen Verstopfung. Doch nicht nur Feststoffe im Wasser können zu einer in der Regel unerwünschten Veränderung des Sprühbildes oder zu einem Ausfall der Düsen führen (Abbildung 5).

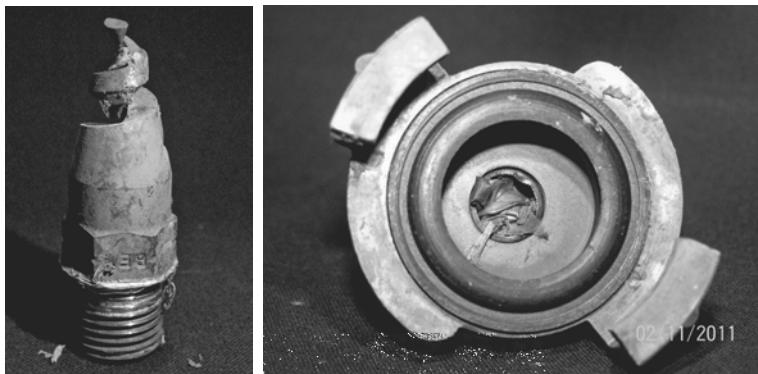


Bild 5: Normaldruckdüsen nach dem Betrieb mit Wasser aus Oberflächenbecken

Auch gelöste Inhaltsstoffe wie Eisenoxide können, vor allem beim intermittierenden Betrieb mit Ruhezeiten, eine Veränderung des Sprühbildes durch Zuwachsen der Düsen bewirken. Da unterschiedliche Düsenarten und Sprühsysteme unterschiedlich anfällig sind, ist ein weiteres Auswahlkriterium für Sprühdüsen die Qualität des zur Verfügung stehenden Bedübungswassers.

4. Winterbetrieb und automatisierte Steuerung

Eine große Schwäche weisen wasserbasierte Systeme zur Staubminderung während der Winterzeit auf. Vor allem in der Vergangenheit wurden Wasserversorgungen während der Wintermonate gänzlich abgeschaltet und entleert. Wasserbasierte Staubminderungssysteme standen somit über mehrere Monate nicht zur Verfügung. Durch intelligente Betriebssteuerungen, automatische Entleerungsventile und Begleitheizungen konnte dieser Nachteil teilweise behoben werden, indem die Anlagen möglichst lange und somit nahe am Gefrierpunkt betrieben werden können. Dennoch bedarf der Betrieb von Bedübungseinrichtungen bei Temperaturen um den Gefrierpunkt eine weitreichende Planung, die auch die Belange der

Arbeitssicherheit mit berücksichtigt. So können Flächen und Anlagenteile vereisen und es besteht eine zusätzliche Gefahr durch herabfallende Eisbrocken.



Bild 6: Vereisung an Bandanlagen während des Winterbetriebes geeigneter Sprühsysteme [10]

Um Sprühsysteme möglichst lange bezogen auf die Jahreszeit betreiben zu können, müssen sie für den Betrieb bei Temperaturen um und unter dem Gefrierpunkt ausgelegt werden. Neben der Verwendung von Begleitheizungen und automatischen Entleerungsventilen bieten sich hierfür zwei weitere Systeme an. Hochdruckbedüfungssysteme überstehen in der Regel eine Frostperiode auch ohne Entleerung. Sind sie gefroren, muss jedoch das Auftauen abgewartet werden. Zweistoff-Systeme, bei denen Wasser mit zusätzlich über separate Leitungen zugeführter Druckluft vernebelt wird, können sehr schnell ausgeblasen werden. Somit können diese Systeme auch kurzfristig aus- und eingeschaltet werden [12]. Eine automatisierte Steuerung kann ein solches temperaturgeregeltes Staubminderungssystem auch nahe um den Gefrierpunkt herum zum Einsatz bringen. Neben der Lufttemperatur kann auch die Oberflächentemperatur relevanter Oberflächen mit in die Steuerung eingebunden werden.

5. Beispiel aus der betrieblichen Praxis: Quarzfeinstaub

An mobilen Anlagenzügen zur Aufbereitung von Naturstein und ähnlichem Material ist, im Gegensatz zu stationären Anlagen, der Einsatz von Wasser zur Befeuchtung die derzeit am besten umsetzbare und somit eine weit verbreitete Maßnahme [13]. Durch den Einsatz von entsprechend angebrachten Sprühdüsen wird nicht nur der Austrag von Staub aus den Anlagen verringert, sondern auch dessen Entstehung durch Befeuchtung des bearbeiteten Materials verhindert. Letzteres führt nicht nur zur Staubminderung im Bereich des Anlagenzuges sondern auch zu einer Verminderung der Staubmissionen beim weiteren Transport und

der Lagerung. Der Einsatz von Wasser zur Staubunterdrückung und Staubminderung wird auch in den Anleitungsblättern zum Praxisleitfaden Quarzfeinstaub für die hier relevanten Vorgänge Transport (Anleitungsblatt 2.1.11), Brechen (Anleitungsblatt 2.2.6) und Sieben (Anleitungsblatt 2.2.29) als wirkungsvolle Maßnahme beschrieben [14]. Die folgende Abbildung 7 zeigt die Staubentstehung beim Betrieb eines Anlagenzuges zum Brechen und Klassieren von Granit bei aus- (oben) bzw. eingeschalteter Bedüsung (unten) mit Normaldruckdüsen. Der Wasservolumenstrom lag im Mittel bei 4,7 L/min bei einem Wassereingangsdruck von 4,5 bar bis 6,5 bar.



Bild 7: Brechen von Granit ohne (oben) und mit (unten) Wasserbedüsung [15]

Aus dem Vergleich der Abbildungen wird deutlich, dass der Einsatz von Wasser die Entstehung sichtbaren Staubes deutlich reduzieren kann. Ob hierdurch auch die geltenden Grenz-

werte eingehalten werden können, wurde durch die Berufsgenossenschaft für Rohstoffe und chemische Industrie (BG RCI), dem Institut für Gefahrstoffforschung (IGF) und dem Institut für Partikeltechnologie (IPT) der Bergischen Universität Wuppertal exemplarisch an einem mobilen Anlagenzug zum Brechen und Klassieren von Granit untersucht [15].

6. Bedeutung für die betriebliche Praxis

Die Bedüsung mit Wasser ist eine Möglichkeit, zum einen die Entstehung von Staub direkt am Material zu verhindern, als auch den Austrag von Stäuben zu reduzieren. Dies konnte durch den Einsatz geeigneter Sprühsysteme, die das Material befeuchten und Staub aus der Luft im Nahbereich von Quellen entfernen, während einer Vielzahl von Versuchen gezeigt werden. Betreiber und Anbieter von auf der Verdüsung von Wasser basierenden Staubunterdrückungssystemen müssen dabei mindestens folgende Punkte berücksichtigen:

- Festlegung der zur Materialbefeuhtung notwendigen Wassermengen, um die festgelegten Staubkonzentrationen sicher einhalten zu können (spezifische Größen für Material und Materialfluss);
- Einbau der Bedüsungssysteme und Auslegung der Wasserversorgung für einen sicheren Dauerbetrieb (auf Winterbetrieb achten) auch beim Einsatz von Bedüsungswasser mit hohem Schwebstoff- und Salzanteil sowie anderen den Betrieb störenden löslichen und unlöslichen Frachten;
- Intelligente Steuerung der Bedüsungseinrichtungen für möglichst automatisierten Betrieb;
- Abführung des Niederschlagswassers, idealerweise mit dem Hauptmaterialstrom;
- Sensibilisierung der Mitarbeiter hinsichtlich staubarmen Arbeitens und Einsatz vorhandener staubunterdrückender Einrichtungen;

Generell können einschlägige VDI-Richtlinien sowie das Dokument über die besten verfügbaren Techniken zur Lagerung gefährlicher Substanzen und staubender Güter [16] als Übersicht herangezogen werden. Weitere Handlungsempfehlungen finden sich auf Merkblättern der Berufsgenossenschaften (bspw. Berufsgenossenschaft für Rohstoffe und chemische Industrie) oder als branchenspezifische Arbeitshilfen (bspw. Bundesverband Mineralische Rohstoffe e.V.)

Literaturverzeichnis

- [1] DIN 55992-1: Bestimmung einer Maßzahl für die Staubentwicklung von Pigmenten und Füllstoffen - Teil 1: Rotationsverfahren, Beuth Verlag GmbH (2006)
- [2] Hamelmann, Frank: Untersuchung zum Staubungsverhalten bei der Handhabung disperter Stoffsysteme und die Weiterentwicklung etablierter Messverfahren zur Bestimmung der ... 1. Aufl. Aachen : Shaker, 2005 — ISBN 978-3-8322-4445-3
- [3] Klenk, Ulrich: Entwicklung eines Verfahrens zur Lokalisierung von Feinstaubquellen am Beispiel eines Braunkohlebergbaus. 1. Aufl. Aachen : Shaker, 2009 — ISBN 978-3-8322-7971-4
- [4] Klenk, Ulrich: Ermittlung der Staubentwicklung beim Umgang mit Schüttgütern. In: *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* (2010), Nr. 9, S. 361–364
- [5] Reznik, Ganna ; Klenk, Ulrich ; Schmidt, Eberhard: Messung der Staubungsneigung von Braunkohle als Funktion der Feuchte. In: *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* (2006), Nr. 7/8, S. 309–310
- [6] Klenk, Ulrich: Staubemissionen durch LKW-Verkehr auf befestigten Betriebsstraßen, LANUV-Fachberichte. Bd. 45. Recklinghausen, 2013
- [7] Klenk, Ulrich ; Rühling, Axel ; Düring, Ingo ; Eickelpasch, Georg ; Holst, Heike: Staubemissionen durch Lkw-Verkehr auf befestigten innerbetrieblichen Fahrwegen – Teil 2: Ansatz zur Berechnung der Emissionsfaktoren. In: *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* Bd. zur Veröffentlichung vorbereitet (2016)
- [8] Greenfield, S. M.: Rain Scavenging of Radioactive Particulate Matter from the Atmosphere. In: *Journal of Meteorology* Bd. 14 (1957), Nr. 2, S. 115–125
- [9] Hinds, William C.: *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. 2. Auflage. Aufl. : John Wiley & Sons, 1999 — ISBN 0-471-19410-7
- [10] Klenk, Ulrich: *Minderung von Feinstaubkonzentrationen mit Sprühdüsen*. 1. Aufl. : Shaker, 2015 — ISBN 978-3-8440-3670-1
- [11] Barth, Uli ; Hartwig, Sylvius ; Heudorfer, Wolfgang: Experimentelle Untersuchungen über Wasservorhänge als technische Maßnahme zur Konsequenzminderung bei Störfallfreisetzung von schweren Gasen. In: *Chemie Ingenieur Technik* Bd. 60 (1988), Nr. 11, S. 898–901
- [12] Klenk, Ulrich: Zweistoffsysteme zur Staubbekämpfung - Erfolg vorprogrammiert? In: *Konferenzband zur 35. Betriebsleitersitzung des Bundesverbandes Mineralische Rohstoffe e. V.* Weimar, 2013
- [13] Klenk, Ulrich: Staubminderung an mobilen Brechern. In: *Gesteinsperspektiven* (2015), Nr. 03, S. 60–61

- [14] Leitfaden über bewährte Praktiken zum Gesundheitsschutz der Arbeitnehmer durch gute Handhabung und Verwendung von kristallinem Siliziumdioxid und dieses enthaltender Produkte. Brüssel : The European Network on Silica, 2006
- [15] Klenk, Ulrich ; Kaul, Matthias ; Dahmann, Dirk ; Süsselbeck, Kai ; Sonnenberg, Jost-Peter: Reduzierung der Staubemissionen von mobilen Anlagen zum Brechen und Klassieren quarzhaltiger Gesteine aus Sicht der Arbeitssicherheit und des Immissionschutzes. In: *Gefahrstoffe - Reinhal tung der Luft* Bd. 9 (2016), S. 323–329
- [16] Europäische Union: Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU): BVT-Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken zur Lagerung gefährlicher Substanzen und staubender Güter (2005)

Diffuse Emissionen – Mineralölraffinerien

Fugitive Emissions – Refineries

Dipl. Ing (FH). **Hilmar Mante**, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt- und Verbraucherschutz, München;
Dr. **Richard Schlachta**, Regierung von Oberbayern, München

Inhalt

- 1 Einleitung
- 2 Begriffe
- 3 Anforderungen in Hinblick auf diffuse Emissionen
 - 3.1 Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen
 - 3.2 Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen
 - 3.2.1 Anforderungen an Prozess-Anlagen
 - 3.2.2 Anforderungen an Lager-Anlagen
 - 3.2.2.1 Ottokraftstoff und Naphtha
 - 3.2.2.2 Dieselkraftstoff, leichtes Heizöl und Gasöl
 - 3.2.2.3 Sonstige Mineralölprodukte
 - 4 Überwachung
 - 5 Abschätzung der Emissionen
 - 6 Fazit
 - 7 Literaturverzeichnis

Kurzfassung

Die völlige Vermeidung von diffusen Emissionsquellen in Mineralölraffinerien ist nicht möglich. Daher betrachtet dieser Beitrag neben dem Schutz vor schädlichen Umweltauswirkungen insbesondere die Vorsorgeanforderungen, die in der TA Luft, der 20. BlmSchV, der IE-Richtlinie mit ihren Folgedokumenten sowie im technischen Regelwerk abgebildet werden. Hierbei wird aus rechtlichen und technischen Gründen unterschieden zwischen Prozess-Anlagen und Lageranlagen. Die Anforderungen regeln eine weitgehende Vermeidung und Verminderung diffuser VOC-Emissionen, gleichwohl werden noch vereinzelte Regelungslücken identifiziert. Die Überwachungserfahrungen zeigen, dass die Aufmerksamkeit den high leakern gelten muss, deren Auffindung nach europäischen Maßstäben Best Verfügbare Technik ist. Eine fundierte Quantifizierung der diffusen VOC-Emissionen aus Mineralölraffinerien ist aktuell nicht möglich, daher wird auf Abschätzungen zurückgegriffen.

Abstract

An absolute prevention for fugitive emissions from refineries is not possible. Therefore this contribution addresses besides requirements for the protection against harmful effects on the environment requirements to provide precautions against harmful effects on the environment especially those from the TA Luft, the 20. BImSchV, the IE-Directive inclusive the associated technical documents and the technical regulations. It will be differed between process units and tank farms because of technical and formal reasons. The requirements aim on the prevention and reduction of diffuse fugitive emissions. These contributions indicate also options for improvement of these regulations. Awareness of inspections shows the high leaker contributes the main part of diffuse VOC emissions and has to be identified using best available techniques. The diffuse VOC emissions from refineries are estimated, because a solid quantification is up to now not valid.

1 Einleitung

Mineralölraffinerien weisen aufgrund ihrer Komplexität der Prozessanlagen eine sehr hohe Anzahl an Bauteilen auf, die geeignet sind, diffuse Emissionen flüchtiger organischer Stoffe (VOC) freizusetzen. Emissionsmengenabschätzungen belegen deren Bedeutung. Anders bei den Tanklagern, die über vglw. wenige Emissionsquellen verfügen, jedoch deutlich höhere Emissionen bedingen. Beiden ist gemeinsam, dass durch aufwändige Wartung die diffusen Emissionsquellen erkannt und verringert bzw. beseitigt werden können. Die Minderung der VOC-Emissionen ist im Hinblick auf das ozonbildende Potenzial, die Klimawirksamkeit diese Stoffgruppe sowie in Bezug auf die menschliche Gesundheit von Bedeutung.

Im folgenden Beitrag sollen die relevanten Quellen und die derzeit geltenden Anforderungen herausgearbeitet werden.

Der Beitrag folgt den Anforderungen der Vorschriften, die an die Vermeidung und Verminderung diffuser Emissionen in Mineralölraffinerien in Deutschland gestellt werden. Dieser Ansatz wirkt zunächst formalistisch, erleichtert allerdings die systematische Zuordnung zu den gültigen Anforderungen, die den Stand der Technik beschreiben.

2 Begriffe

2.1 Mineralölraffinerien

Mineralölraffinerien verarbeiten in der Natur vorkommende Rohöle durch die Anwendung physikalischer, physikalisch-chemischer und chemischer Verarbeitungsverfahren zur Erzeugung von Produkten wie z.B. Flüssiggase, Ottokraftstoff, Kerosin, Dieselkraftstoffe, Spezialbenzine, Heizöle, Schmieröle, Bitumen und Petrokoks [1]. Mineralölraffinerien verfügen über

eine große Anzahl von Prozess- und standortbezogen auch Kraftwerksfeuerungen (mit einer Feuerungswärmeleistung von mehreren Hundert MW_{Th}), die hier nicht betrachtet werden. Die Claus-Anlagen zur Herstellung von Schwefel führen allenfalls zu diffusen Emissionen insbesondere an Schwefel. Fackelanlagen werden insoweit angesprochen, als diese Ströme organischer Stoffe aufnehmen; jedoch nicht als diffuse Emissionsquellen betrachtet. Abwasserbehandlungsanlagen können relevante Emissionsquellen für diffuse Emissionen von VOC, Schwefelverbindungen und folglich von Geruchsstoffen sein. Nachdem es sich hierbei um ein grundsätzliches Thema von Abwasserbehandlungsanlagen handelt, wird dieses hier nicht explizit behandelt.

Mineralölraffinerien stellen Freiflächenanlagen dar, die zusammen mit den Nebeneinrichtungen wie insbesondere dem Tanklager eine Fläche von bis zu einigen Quadratkilometern und eine Höhe bis zu ca. 60 m aufweisen [2]. In ihrer Gesamtheit können Mineralölraffinerien als Volumenquellen mit zeitlich und örtlich variabler Emissionsstruktur betrachtet werden.

Mineralölraffinerien sind genehmigungsbedürftige Anlagen nach § 4 Abs. 1 BlmSchG [3] i.V.m. Anhang 1 Nr. 4.4.1 der 4. BlmSchV [4].

Für genehmigungsbedürftige Anlagen ist die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft [5] anzuwenden (Nr. 1 TA Luft). Die TA Luft aus dem Jahr 2002 wird derzeit noveliert und nach 15 Jahren dem Stand der Technik nachgeführt. Soweit erforderlich wird im Folgenden zwischen den Anforderungen der bestehenden TA Luft 02 und dem Entwurf der TA Luft [6] unterschieden.

Ein grundlegendes Instrument des Immissionsschutzrechtes ist der Bezug auf den nationalen Begriff „Stand der Technik“, der im europäischen Kontext im Prinzip äquivalent zum Begriff **Beste Verfügbare Technik** (BVT) ist. Mineralölraffinerien sind Anlagen, die der europäischen Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IE-RL) und zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung [7] unterliegen, da das Raffinieren von Mineralöl und Gas im Anhang 1 Abschnitt 1.2 der IE-RL genannt sind. Die **Beste Verfügbare Technik** für Anlagen nach der IE-RL wird in BVT-Merkblättern („BREF“) beschrieben.

Für Raffinerien wurde das BVT-Merkblatt Refineries [8] überarbeitet und 2015 veröffentlicht. Der dazu korrespondierende Durchführungsbeschluss der EU-Kommission vom 9. Oktober 2014 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) für Mineralölraffinerien [9] („BVT-Schlussfolgerungen“) hätte national bis zum 27. Oktober 2015 umgesetzt

werden müssen. In Deutschland ist hierzu eine Verwaltungsvorschrift für Mineralölraffinerien (und die Änderung der 13. BlmSchV) in Bearbeitung. Daneben ist das BVT-Merkblatt für die Lagerung [10] aus dem Jahr 2006 eine wichtige Erkenntnisquelle, zudem kein Durchführungsbeschluss erlassen werden konnte.

2.2 Diffuse Emissionen

Diffuse Emissionen lassen sich im Allgemeinen hinsichtlich des Orts, an dem Emissionen auftreten, nicht scharf eingrenzen [11]. Charakteristisch für diffuse Emissionen ist der fehlende definierte Abgasvolumenstrom, woraus folgt, dass diese nicht mit den üblichen mess-technischen Methoden bestimmbar sind [11].

Da diffuse Emissionen als Teil der Gesamtemission der Mineralölraffinerie nicht über geführte oder gefasste Quellen emittiert werden [12], [13], weisen die Emissionsquellen meist keine oder allenfalls eine eingeschränkte Ableitung in die freie Luftströmung auf. Hierauf folgt, dass diffuse Emissionen ganz erheblichen Einfluss auf die Immissionssituation im näheren Umfeld außerhalb des Betriebsgeländes haben können. Innerhalb des Betriebsgeländes sind diffuse Emissionen für den Arbeitsschutz wegen der unmittelbareren Exposition von besonderer Bedeutung und auch für die Anlagensicherheit relevant.

Dieser Beitrag wird im Abschnitt diffuse VOC Emissionen der Fachtagung angeboten – somit wird nicht auf diffuse Staubemissionen eingegangen. Letztere sind in Mineralölraffinerien ohnehin nur gering und entstehen allenfalls beim Umgang mit Katalysatoren, Filterstäuben, Petrolkokos oder ggf. bei der Verladung von Schwefel.

3 Anforderungen in Hinblick auf diffuse Emissionen

Um die Umwelt und die Allgemeinheit vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen, sind umfangreiche Anforderungen an Mineralölraffinerien in Bezug auf diffuse Emissionen organischer Stoffe geschaffen worden, vgl. Abbildung 1.

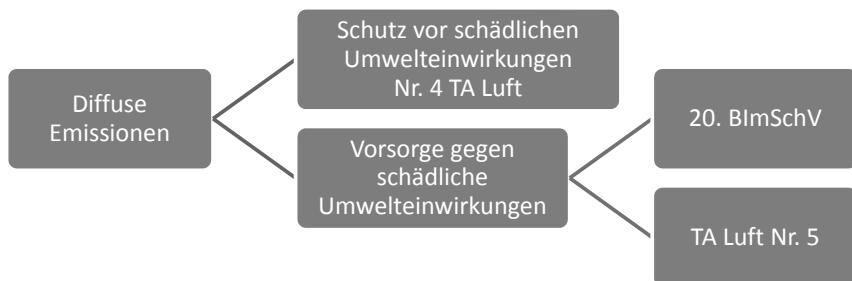


Bild 1: Einteilung der Anforderungen an diffuse VOC-Emissionen im Immissionsschutz für Mineralölraffinerien

3.1 Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen

Hauptanliegen des Immissionsschutzes muss sein, den Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen sicher zu stellen. Dieser vorrangige Aspekt tritt im Allgemeinen ungerechtfertigter Weise in den Hintergrund. Auch dieser Beitrag wird dem Schwerpunkt der Fachtagung folgend, diesen wichtigen Aspekt nur streifen können.

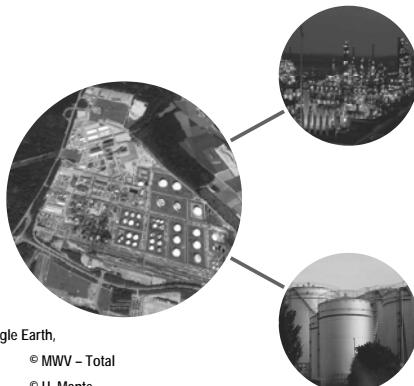
Zur Feststellung der Genehmigungsfähigkeit einer Mineralölraffinerie wird nach Nr. 4 der TA Luft ermittelt, ob u.a. die Immissionswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit eingehalten werden und ob erhebliche Belästigungen durch z.B. Gerüche hervorgerufen werden. Die aufwändige messtechnische Bestimmung der Immissionssituation für einen Luftschatdstoff ist u.a. nicht erforderlich, wenn die Mineralölraffinerien z.B. für Benzol den Bagatellmassenstrom von 50 g/h bei Ableitung über TA Luft-konforme Schornsteine unterschreiten (Nr. 4.6.2.1 TA Luft). Diese Schwelle ist im Hinblick auf die schlechtere Verdünnung diffuser Emissionen in der Atmosphäre auf nur 5 g/h für die Summe sämtlicher diffuser Benzol-Emissionsquellen einer Mineralölraffinerie herabgesetzt.

Der aktuelle Entwurf der TA Luft verweist im Anhang 5 für die Durchführung von Emissionsmessungen an diffusen Quellen auf die Richtlinie VDI 4285 Blatt 1.

3.2 Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen

Die Vorsorgeanforderungen sind in einer Vielzahl von Regelungen enthalten, die lückenlos ineinandergreifen und bei Beachtung umfassenden Schutz bieten.

Mineralölraffinerien bestehen aus einem sogenannten Prozessfeld mit überwiegend thermischen raffinerietypischen Prozessen und einem Tanklager als Nebeneinrichtung. Auch die Vorsorgeanforderungen lassen sich auf diese Weise unterteilen:



© Google Earth,

© MWV – Total

© H. Mante

Bild 2: Mineralölraffinerien – Einteilung

Auf die Anforderungen an Feuerungs-Anlagen, Schwefelerzeugungs-Anlagen, Fackeln und Abwasserbehandlungs-Anlagen wird hier nicht eingegangen.

3.2.1 Anforderungen an Prozess-Aanlagen

Die Anforderungen des Immissionsschutzes an Mineralölraffinerien vor Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch diffuse VOC-Emissionen ergeben sich aus der Bundesverordnung 20. BlmSchV [14] und der TA Luft.

Grundsätze

Bundesverordnungen wie die 20. BlmSchV gehen den Anforderungen der Nrn. 5.1 - 5.4 TA Luft vor (Nr. 1 Abs. 3 TA Luft). Die 20. BlmSchV regelt jedoch nur die Lagerung und die Verteilung von Ottokraftstoff. Die 20. BlmSchV setzt die EU-Richtlinie 94/63/EG zur Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC- Emissionen) bei der Lagerung von Ottokraftstoff und seiner Verteilung von den Auslieferungslagern bis zu den Tankstellen [15] um.

Zur integrierten Emissionsvermeidung oder –minimierung sind Techniken und Maßnahmen anzuwenden, mit denen die Emissionen u.a. in die Luft vermieden oder begrenzt werden und

dabei ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt erreicht wird. Diese grundsätzliche Anforderung nach Nr. 5.1.3 Abs. 1 Satz 1 TA Luft kann

- durch geschlossene Anlagenteil erreicht werden.
- Weiter sind nicht vermeidbare Abgase an ihrer Entstehungsstelle zu erfassen, soweit dies mit verhältnismäßigem Aufwand möglich ist (Nr. 5.1.3 Abs. 2 TA Luft).

Die Maßnahmen müssen dem Stand der Technik entsprechen.

Die Umsetzung dieser einfachen Grundsätze ist bei komplexen Anlagen eine Herausforderung. Die konkreteren Anforderungen sind in den Nrn. 5.4 und 5.2 der TA Luft beschrieben, vgl. Abbildung 3. Soweit die Nrn. 5.2 oder 5.4 keine oder keine vollständigen Regelungen zur Begrenzung der Emissionen enthalten, sollen bei der Ermittlung des Standes der Technik im Einzelfall BVT-Merkblätter oder Richtlinien oder Normen des VDI/DIN-Handbuches Reinhaltung der Luft als Erkenntnisquelle herangezogen werden (Nr. 5.1.1. Abs. 8 TA Luft). Als relevanteste Erkenntnisquellen sind neben den bereits genannten BVT-Merkblättern insbesondere die VDI-Richtlinien VDI 2240 und VDI 3479 [16] zu nennen.

Der Stand der Technik für die Lagerung und das Verladen werden auch in der Richtlinie VDI 3479 Emissionsminderung - Raffinerieferne Mineralöltanklager zutreffend beschrieben, formal gilt diese jedoch nicht für Tanklager in Mineralölraffinerien.



Bild 3: Einteilung der TA Luft-Anordnungen an Prozessanlagen

Besondere Anforderungen

Dem Anwendungsvorrang der spezielleren Regelung folgend, gelten zunächst die Anforderungen nach Nr. 5.4.4.4 der TA Luft. Die besonderen Regelungen erfahren aktuell eine Anpassung an die BVT-Schlussfolgerungen.

Nach dem jüngsten Stand (16.08.2016) dieser Verwaltungsvorschrift sind folgende Regelungen in Bezug auf diffuse VOC-Emissionen (kursiv gedruckt) in Vorbereitung:

Bauliche und betriebliche Anforderungen

Lösemittel in Anlagen zur primären Herstellung von Grundölen sind in einem geschlossenen Prozess mit Lösemittellrückgewinnung zu führen.

Bei der Errichtung von neuen Anlagen zur primären Herstellung von Grundölen ist zu prüfen, ob eine Lösemittelrückgewinnung in mehreren Stufen zur Vermeidung von Lösemittelverlusten oder Extraktionsanlagenprozesse mit weniger gefährlichen Stoffen, wie zum Beispiel N-Methylpyrrolidon anstelle von Furfural oder Phenol, eingesetzt oder ein katalytischer Prozess auf Basis der Hydrierung angewendet werden kann.

Kopfdämpfe, die beim Bitumenherstellungsprozess entstehen, sind soweit wie möglich durch eine thermische Nachverbrennung oberhalb von 800°C zu verbrennen. Ist dies nicht möglich, hat eine Nasswäsche der Kopfdämpfe zu erfolgen.

Insoweit werden neue Regelungen aufgenommen, die bisher nicht für Mineralölraffinerien in Nr. 5.4.4.4 TA Luft vorgesehen waren.

Folgende Anforderungen waren bisher schon in der Nr. 5.4.4.4 TA Luft enthalten, haben sich bewährt und werden sicherlich auch zukünftig Geltung haben:

Druckentlastungsarmaturen und Entleerungseinrichtungen

Gase und Dämpfe organischer Stoffe sowie Wasserstoff und Schwefelwasserstoff, die aus Druckentlastungsarmaturen und Entleerungseinrichtungen austreten, sind in ein Gassammelsystem einzuleiten. Die erfassten Gase sind soweit wie möglich in Prozessfeuerungen zu verbrennen. Sofern dies nicht möglich ist, sind die Gase einer Fackel zuzuführen.

Abgasführung

Abgase, die aus Prozessanlagen laufend anfallen, sowie Abgase, die beim Regenerieren von Katalysatoren, bei Inspektionen und bei Reinigungsarbeiten auftreten, sind einer Nachverbrennung zuzuführen oder es sind gleichwertige Maßnahmen zur Emissionsminderung anzuwenden.

Anfahr- und Abstellvorgänge

Gase, die beim Anfahren oder Abstellen der Anlage anfallen, sind soweit wie möglich über ein Gassammelsystem in den Prozess zurückzuführen oder in Prozessfeuerungen zu verbrennen. Sofern dies nicht möglich ist, sind die Gase einer Fackel zuzuführen. Die Fackeln sollen mindestens die Anforderungen an Fackeln zur Verbrennung von Gasen aus Betriebsstörungen und Sicherheitsventilen erfüllen.

Prozesswasser und Ballastwasser

Prozesswasser und überschüssiges Ballastwasser dürfen erst nach Entgasung in ein offenes System eingeleitet werden; die Gase sind einer Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen.

Organische Stoffe

Die Anforderungen für organische Stoffe der Nummer 5.4.9.2 der TA Luft von 2002 gelten für die Lagerung von brennbaren Flüssigkeiten entsprechend.

Gasförmige Emissionen

Die Anforderungen für gasförmige Emissionen der Nummer 5.4.9.2 der TA Luft von 2002 für Neu- und Altanlagen gelten beim Verarbeiten, Fördern, Umfüllen oder Lagern entsprechend.

Allgemeine Anforderungen

Die allgemeinen Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch diffuse VOC-Emissionen nach TA Luft ergeben sich aus dem Abschnitt 5.2.6 „Gasförmige Emissionen beim Verarbeiten, Fördern, Umfüllen oder Lagern von flüssigen Stoffen“.

Es werden i.W. technische Anforderungen an die Dichtheit von Pumpen, Verdichtern, Flanschverbindungen, Absperr- oder Regelorgane und Probenahmestellen gestellt, sofern mit bestimmten flüssigen Stoffen umgegangen wird. Diese Ausrüstungen sind in sehr großer Anzahl (mehrere Hunderttausend) in Mineralölraffinerien vorhanden. In Deutschland werden im Gegensatz zu anderen Ländern konstruktive Anforderungen gestellt, um eine möglichst hohe technische Dichtheit zu erreichen. Die Anforderungen an das Umfüllen und Lagern werden im folgenden Abschnitt behandelt.

Die betroffenen Stoffe sind grundsätzlich entweder flüchtige organische Stoffe (Dampfdruck > 1,3 kPa bei 20 °C) oder organische Stoffe, die CMR-Stoffe in festgelegten Konzentrationen enthalten.

Tabelle 1: Einteilung von Mineralölprodukten nach Nr. 5.2.6 TA Luft

Stoff-Kriterium nach Nr. 5.2.6		Beispiele {relevante Inhaltsstoffe}
a	Dampfdruck \geq 1,3 kPa (20 °C)	Rohöle, Benzine, Naphtha, MTBE (Methyl-tert-butylether)
b	– Verdacht krebszeugend, krebszeugend Kl. III, falls Massengehalt > 1 %	Gasöle, ggf. Dieselkraftstoff, Heizöl _{EL} , {Benzol, 1,3-Butadien}]
c	krebszeugend Kl. I, falls Massengehalt > 10 mg/kg	Schweres Heizöl {Benzo(a)Pyren}

Anmerkung: Kerosin ist kein Stoff nach Nr. 5.2.6.

Im Zuge der Novellierung der TA Luft werden diese stofflichen Kriterien intensiv besprochen. Die Wahl einer festen Bezugstemperatur (20 C) für den Grenzdampfdruck führt zur Nichtanwendung bei bestimmten Stoffen, die bei angewendeten hohen Temperaturen den Dampfdruck überschreiten. Als Beispiel sei hier die Lagerung von Bitumen genannt, das keine kritischen Inhaltsstoffe wie CMR enthält. Andererseits kann der Gehalt an CMR-Stoffen, die selbst keinen relevanten Dampfdruck aufweisen und in flüssigen organischen Stoffen gelöst sind, die selbst auch nicht das Flüchtigkeitskriterium (Dampfdruck > 1,3 kPa bei 20 °C) erreichen, zur Anwendung der Nr. 5.2.6 TA Luft führen. Folglich müssten teure technisch dichte Apparaturen eingesetzt werden, obwohl keine relevanten Emissionen entstehen. Beispiel hierfür ist schweres Heizöl mit mehr als 10 ppm Benzo(a)pyren.

Für bestehende Pumpen, Flanschverbindungen sowie Absperr- oder Regelorgane bestehen sogenannte „Absterberegelung“ ohne Enddatum, sofern in diesen mit Stoffen umgegangen wird, die lediglich das Kriterium a) nach Nr. 5.2.6 erfüllen.

3.2.2 Anforderungen an Lager-Anlagen

Die Anforderungen an die Lagerung von Mineralölprodukten in Mineralölraffinerien sind ausgerichtet nach an den zu lagernden Stoffen und damit nach deren physikalischen Eigenschaften, vgl. Abbildung 4.



Bild 4: Einteilung der TA Luft-Anordnungen an Tanklager

Lagerung

Vergleichsweise leichtflüchtiger Ottokraftstoff wird in Mineralölraffinerien oder Tanklägern in oberirdischen Flachboden tanks wie Festdach- oder Schwimmdachtanks gelagert, vgl. Abbildung 5. An diese Tanks werden zur Emissionsminderung zwei wesentliche Anforderungen gestellt: Sie dürfen sich nicht relevant durch Sonneneinstrahlung erwärmen und sie sollten möglichst dicht konstruiert sein und so betrieben werden. Konstruktive Anforderungen an Flachboden tanks und deren Abdichtung sind auch in der Richtlinie DIN EN 14015 [17] beschrieben, auf die hier nicht eingegangen wird.

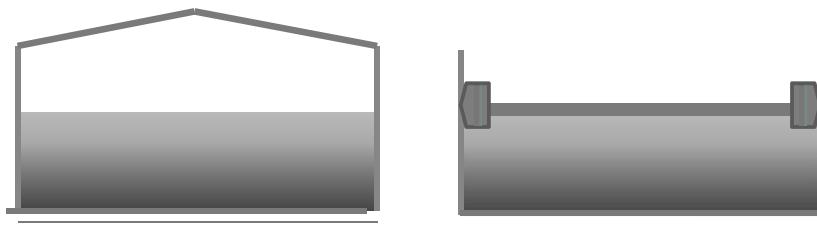


Bild 5: Prinzip der Lagerung von Ottokraftstoff in Festdach- und Schwimmdachtanks [18]

Umfüllen

Umfüllen ist in diesem Zusammenhang die Verladung von einem Behälter in einen anderen. Moderne Tanklager für Ottokraftstoff sind im Allgemeinen als Festdachtanks ausgeführt und verfügen über Einrichtungen zur Gaspendedelung und/oder Abgasreinigung. Zum Transport werden Straßentankfahrzeuge, Eisenbahnkesselwagen und Schiffe eingesetzt. Die Auswahl des mobilen Transportmittels ergibt sich aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten, die insbesondere von der Transportentfernung bestimmt werden. Die Emissionsminderung wird vorrangig – und wo möglich – durch Gaspendedelung oder Ersatzmaßnahmen erreicht.

3.2.2.1 Ottokraftstoff und Naphtha

20. BlmSchV

Die Anforderungen der 20. BlmSchV gelten für die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Anlagen für die Lagerung oder das Umfüllung von Ottokraftstoff, Kraftstoffgemischen oder von Rohbenzin (Naphtha) in genehmigungsbedürftigen (und nicht genehmigungsbedürftigen) Tanklagern. Kraftstoffgemische haben in diesem Zusammenhang einen Anteil von 10 - 90 Volumen% Bioethanol.

In Tanklägern mit einem Durchsatz von 25 000 Tonnen oder mehr dürfen zur Lagerungen von Ottokraftstoff nur Schwimmdach- oder Festdachtanks, welche die Anforderungen hinsichtlich der Emissionsminderung erfüllen, verwendet werden. Insbesondere durch den Lagerbetrieb (Befüllen und Entleeren), aber auch durch Witterungseinflüsse (Sonneneinstrahlung, Wind) kommt es zu Atmungsverlusten bei Festdachtanks bzw. zu Dichtungsverlusten bei Schwimmdachtanks.

Tankanstrich

Die auf die gesamte Außenhülle (Dach, Außenwände) eines Tanks einwirkende Strahlungswärme durch Sonnenlicht muss – unabhängig von der Tankbauform – durch geeignete Außenfarbe zu mindestens 70 % dauerhaft reflektiert werden (Remissionsgrad, § 3 Abs. 1 Satz 1 der 20. BlmSchV). In der Regel sind die Tanks daher weiß. Der Einfluss eines hohen Remissionsgrades ist für die Emissionsminderung erheblich und darf nicht unterschätzt werden, wie Untersuchungen gezeigt haben, vgl. [19].

Festdachtanks

Die emissionsmindernde Anforderung an Festdachtanks ist u.a. erfüllt, wenn der innere Gas-

raum an eine Abgasreinigung (Dämpferrückgewinnungsanlage) angeschlossen ist, oder wenn die Lagerungsflüssigkeit durch eine innenliegende Schwimmdecke zum Gasraum getrennt ist (§ 3 Abs. 4 der 20. BImSchV). Sämtliche Dichtelemente der innenliegenden Schwimmdecke müssen die Emissionen zu 97 % gegenüber einem Festdachtank ohne innere Schwimmdecke zurückhalten (§ 3 Abs. 3 der 20. BImSchV). Mögliche Emissionen, die über die technisch notwendigen Tankatmungseinrichtungen freigesetzt werden könnten, sind in ein Gassammelsystem, wie es bei Raffinerien vorhanden ist, einzuleiten oder einer Abgasreinigungsseinrichtung zuzuführen (§ 3 Abs. 6 der 20. BImSchV).

Schwimmdachtanks

Die in Deutschland schätzungsweise 600 Schwimmdachtanks für Ottokraftstoff [20] müssen ebenfalls mit einer ebenso effektiven Randabdichtung versehen sein wie Festdachtanks mit innenliegenden Schwimmdecken. Die Rückhaltequote sämtlicher Dichtelemente soll also auch mindestens 97 % betragen (§ 3 der 20. BImSchV). Die Dichtung zwischen dem Schwimmdach und der Tankwandung hat dabei den dominanten Einfluss für die diffusen Rest-Emissionen. Die Rückhaltequote wird bezogen auf einen fiktiven Referenztank, der als frei belüfteter Festdachtank ohne innere Schwimmdecke ausgeführt ist und an dem keine Umfüllvorgänge stattfinden. Anforderungen zum Nachweisverfahren dieser Rückhaltequote fehlen jedoch in der 20. BImSchV. Auch fehlen Anforderungen hinsichtlich des Wiederbefüllens nach dem sogenannten Absetzen des Schwimmdachs auf die Tankdachstützen („Landung“ bzw. „Rooflanding“).

Der Einsatz von Tertiärdichtungen (Dreifachdichtungen) nach z.B. Abbildung 6 ist zwar nicht vorgeschrieben, wird aber zunehmend eingesetzt.

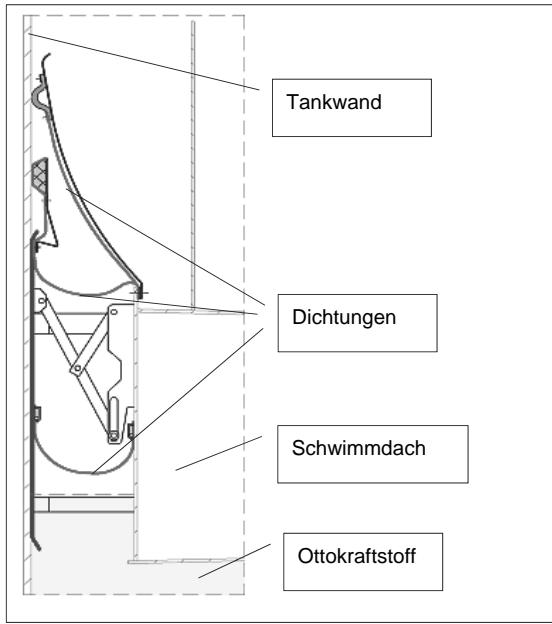


Bild: 6: Ausführungsbeispiel: Schnittdarstellung durch Dreifachdichtung an einem Schwimmdachtank [21]

Der abgedichtete Ringspalt zwischen der Tankwand und dem Schwimmdach hat eine Breite von 150 bis zu 300 mm, unabhängig vom Tankdurchmesser. Der Flächenanteil des Ringspalts an der Tankdachfläche ist bei einem kleinen Tank relativ höher als bei einem großen Tank. Daher bestehen Abweichungsmöglichkeiten für die Rückhaltequote bei Tanks mit einem Durchmesser von weniger als 40 m (§ 3 Abs. 6 der 20. BlmSchV).

Die BVT-Schlussfolgerungen beschreiben mit BVT 49 keine grundsätzlich anderen Anforderungen und beschränken sich überwiegend auf qualitative Vorgaben: Demnach sind z.B. bei der Lagerung flüchtiger flüssiger Kohlenwasserstoffverbindungen in Schwimmdachtanks Hochleistungsdichtungen einzusetzen. Hochleistungsdichtungen werden als Kombination von verbesserten Primärdichtungen, mit zusätzlichen (sekundäre oder tertiäre) Mehrfachdichtungen beschrieben.

TA Luft Nr. 5.2.6

Emissionsmindernde Maßnahmen, die nicht von der 20. BImSchV erfasst werden, werden durch die TA Luft geregelt. Wie bei Prozessanlagen gelten die Anforderungen an Pumpen, Flanschverbindungen, Probenahmestellen sowie Absperr- oder Regelorgane nach Nr. 5.2.6.

Die Lagerung von flüssigen organischen Stoffen hat prinzipiell in Festdachtanks zu erfolgen (Nr. 5.2.6.7 Abs. 1). Die Tankatmung und die Verdrängungsgase bei Befüllen sind einer Gassammelleitung oder einer Abgasreinigungsanlage zuzuführen. Durch die thermisch induzierte Tankatmung kann Sauerstoff in die Gasphase eingemischt sein, was bei der Behandlung der Gase in einer Mineralölraffinerie die Behandlung bestimmt.

Nach dem Entwurf der TA Luft ist es Stand der Technik, Festdachtanks mit Vakuum-/Druckventilen auszustatten, sofern diese nicht an ein Gassammelsystem angeschlossen sind. In der Regel sind diese Ventile regelmäßig (ca. jährlich) nach den Herstellervorschriften zu prüfen und zu warten.

Des Weiteren sind nach TA Luft Gase und Dämpfe, die aus Druckentlastungsarmaturen und Entleerungseinrichtungen austreten, in das Gassammelsystem einzuleiten oder einer Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen, soweit sicherheitstechnische Aspekte dem nicht entgegenstehen.

Die Tankreinigung anlässlich turnusmäßiger innerer Tankprüfungen und zu Reparaturzwecken wird ebenfalls nur in der TA Luft Nr. 5.2.6.7 Abs. 6 geregelt. Im Rahmen dieses Beitrags wird die Tankreinigung in Abschnitt 3.2.2.3 beschrieben, da diese besonders bei der Lagerung von Rohöl bedeutsam ist.

Umfüllen

Beim Umfüllen sind vorrangig Maßnahmen zur Vermeidung der Emissionen zu treffen, z.B. Gaspendelung (§ 4 Abs. 2 der 20. BImSchV) (vgl. Abbildung 7) in Verbindung mit Untenbefüllung oder Unterspiegelbefüllung. Gaspendelsysteme sind so zu betreiben,

- dass der Fluss an organischen Stoffen nur bei Anschluss des Gaspendelsystems freigegeben wird und
- dass das Gaspendelsystem und die angeschlossenen Einrichtungen während des Gaspendelns betriebsmäßig, abgesehen von sicherheitstechnisch bedingten Freisetzungen, keine diffusen Emissionen in die Atmosphäre abgeben.

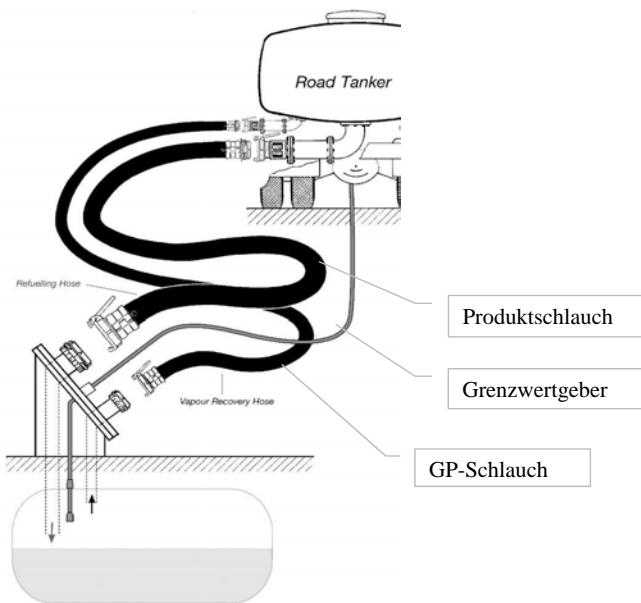


Bild 7: Gaspendelsysteme sind Einrichtungen zur Aufnahme und Weiterleitung verdrängter Dämpfe. Gaspendelsystem an Tankstellen [22] (GP= Gaspendel)

Die Obenbefüllung („Top Loading“) ist nur bei Eisenbahnkesselwagen oder Binnenschiffen zulässig, vgl. Abbildung 8. Bei der Obenbefüllung mit Unterspiegelbefüllung wird der Füllarm von oben in den Transportbehälter eingetaucht und bis kurz vor dem Boden geführt. Beim Befüllvorgang ist, abgesehen von einer kurzen Anfangszeit, der Flüssigkeitsspiegel immer über der Austrittsstelle (Unterspiegelbefüllung). So wird das Versprühen von Flüssigkeit zwar vermieden, aber an der Befüllöffnung treten erhebliche diffuse Emissionen, trotz Anschluss an ein Gaspendelsystem, auf (siehe auch BVT-Merkblatt Lagerung Kapitel 4.2.8.1 [10]).



Bild 8: Obenbefüllung eines Eisenbahnkesselwagens mit Gaspendelung [23]

Die v.g. Anforderungen an die Dichtheit von Pumpen, Flanschverbindungen, Absperr- oder Regelorgane und Probenahmestellen nach Nr. 5.2.6 TA Luft gelten für Ottokraftstoff ebenso.

Anzumerken ist, dass häufig bei der Kesselwagenverladung die Deckel einige Zeit vor dem Verladungsbeginn geöffnet werden. Hierdurch entstehen diffuse Emissionen aus den Befüllungsöffnungen. Des Weiteren zeigen Erfahrungen aus der Anlagen-Überwachungen, dass das Restentleeren von Eisenbahnkesselwagen häufig zu offenem Umgang auch bei Ottokraftstoff führt. Auch dies ist eine Quelle diffuser Emissionen. Die Betreiber sind gefordert, technische Lösungen zu entwickeln.

3.2.2.2 Dieselkraftstoff, leichtes Heizöl und Gasöl

Nr. 5.4.9.2 TA Luft

Für Dieselkraftstoff (nach DIN EN 590 - Ausgabe April 2014), Heizöle nach DIN 51603 Teil 1 (Ausgabe September 2011) sowie Gasöle mit der Kennzeichnung H 351 (Kann vermutlich Krebs erzeugen), die einen Dampfdruck von weniger als 1,3 kPa bei 293,15 K gelten Privilegien, die mit dem verminderten Dampfdruck begründet werden:

1. Für die Emissionen organischer Stoffe gilt ein sechsfacher Massenstrom (3 kg/h) verglichen mit Nr. 5.2.5 Satz 1.
2. Der Emissionsgrenzwert für organische Stoffe Klasse I wird nicht angewendet.

3. Die Anforderungen an die Lagerung und an das Umfüllen sind vollständig aufgehoben, mit der Ausnahme, dass im Entwurf der TA Luft der Tankanstrich wärmereflektierend sein muss.

Gerade die Kombination der drei Ausnahmen ist aus Sicht der Autoren weitgehend. Es sollte geprüft werden, ob zumindest die Anforderungen an das Umfüllen angewendet werden kann, da diese mit sehr einfacher, bewährter Technik effektiv gemindert werden könnten.

Für bestehende Pumpen, Flanschverbindungen sowie Absperr- und Regelorgane in bestehenden Tanklagern galt bisher eine „Absterberegelung“. Letzte wird im Entwurf der TA Luft mit einer Übergangszeit von 12 Jahren aufgehoben. Diese Anforderung ist allerdings anspruchsvoll und vor dem Hintergrund des Verzichts auf emissionsmindernde Maßnahmen beim Lagern und insbesondere beim Umfüllen, wo die höchsten Emissionen entstehen, auch nicht ausgewogen.

Nr. 5.2.6 TA Luft

Die Anforderungen an Probenahmestellen nach Nr. 5.2.6.5 gelten zusätzlich.

3.2.2.3 Sonstige Mineralölprodukte

Nr. 5.4.9.2 TA Luft

Auf sonstige brennbare flüssige Mineralölprodukte, die einen geringen Dampfdruck aufweisen, wird nicht weiter eingegangen, da diese mengenmäßig nicht im Vordergrund stehen.

Nr. 5.2.6 TA Luft

Mineralölaufinerien in Deutschland verfügen über eine Rohölverarbeitungskapazität von 102.055 kt Rohöl [24]. Rohöl erfüllt i.d.R. mindestens das Kriterium a) nach Nr. 5.2.6. Soweit sind Maßnahmen zur Emissionsminderung nach Nrn. 5.2.6.1 bis 5.2.6.6 anzuwenden. Lediglich für die Lagerung sind Ausnahmen vom obligatorischen Festdachtank mit Anschluss an eine Gassammelleitung oder Abgasreinigung zulässig.

Die Lagerung von mehr als 20 000 m³ Rohöl kann auch

- in Schwimmdachtanks oder
- in Festdachtanks mit innerer Schwimmdecke

erfolgen, die jedoch eine vergleichbare Emissionsminderung wie die v.g. obligatorischen Festdachtanks erreichen müssen. Die Emissionen beider Bauformen müssen mindestens

um 97 % gemindert werden. Als Referenz dazu wird auf einen Festdachtank ohne innere Schwimmdecke und ohne Umschlag Bezug genommen.

Tankreinigung

Emissionsmindernde Maßnahmen bei Tankreinigung i.R. turnusmäßiger innerer Tankprüfungen nach DWA-A 788 [25] und zu Reparaturzwecken werden TA Luft Nr. 5.2.6.7 Abs. 6 beschrieben. Kohlenwasserstoffe im Tankinneren, die aufgrund des Reinigungsverfahrens 0,5 kg je Quadratmeter Tankbodenfläche überschreiten [26], sind einer Abgasbehandlung zuzuführen. Die Tankabluft wird dazu aus dem Tank gesaugt, i.d.R. mit Verbrennungsluft gemischt und über eine Brennkammer über geregelte Brenner verbrannt. Das brennbare Gasgemisch wird über einen mit Gas (z.B. Propan) befeuerten Stützbrenner gezündet. Reicht der Heizwert des Abgases nicht mehr zur Eigenverbrennung aus, wird zur Flammenerhaltung wieder heizwertreiches Gas zugeführt. Ersatzweise zum Abfackeln sind gleichwertige Maßnahmen zur Emissionsminderung zulässig.

Insbesondere bei Rohöltanks ist die teils automatisierte, teils manuelle Entfernung von schlammartigen Sedimenten bei einer inneren Inspektion erforderlich. BVT 50 der BVT-Schlussfolgerungen beschreibt hierfür Systeme mit geschlossenem Kreislauf. Diese können die Einsatzzeiten von Fackeln reduzieren, aber schließlich nicht völlig ersetzen.

Die allgemeinen Anforderungen der TA Luft zur Emissionsbegrenzung organischer Stoffe (Nr. 5.2.5 TA Luft) und organischer Stoffe nach Klasse I sowie deren Überwachung gelten zudem.

4 Überwachung

Klassische Instrumente der Emissionsüberwachung kommen hier nicht in Betracht, da die Emissionen überwiegend diffus auftreten. Einzig beim Umfüllen von Dieselkraftstoff, leichtem Heizöl und Gasöl ohne Gaspendedelung treten gefasste Emissionen an den Füllstellen auf.

Gaspendedelsysteme

In der 20. BlmSchV wird nicht definiert, wie Gaspendedelsysteme nach dem Stand der Technik zu überprüfen sind. Zur Konkretisierung der Prüfanforderungen formuliert die Richtlinie VDI 2291 „Prüfkriterien für die Überwachung von Gaspendedelsystemen“ [27] verbindliche Prüfkriterien und -bedingungen für die Überprüfung der Funktionstüchtigkeit eines Gaspendedelsystems als Gesamtsystem. Die Richtlinie VDI 2291 beschreibt verbindliche Prüfkriterien

und -bedingungen zur Überprüfung der Funktionstüchtigkeit eines Gaspendelsystems als Gesamtanlage [27]. Die Richtlinie wurde bei der VDI-Fachtagung Diffuse Emissionen im Juni 2015 ausführlich vorgestellt.

Wie bei der 20. BlmSchV gilt auch im Geltungsbereich der TA Luft, dass Gaspendelsysteme so zu betreiben sind, dass der Fluss an organischen Stoffen nur bei Anschluss des Gaspendelsystems freigegeben wird und dass das Gaspendelsystem und die angeschlossenen Einrichtungen während des Gaspelndens betriebsmäßig, abgesehen von sicherheitstechnisch bedingten Freisetzungen, keine Gase in die Atmosphäre abgeben dürfen.

Nach § 8 Abs. 6 der 20. BlmSchV ist die Dichtheit von Rohrleitungen regelmäßig zu überprüfen.

Tanks

Die (diffusen) Emissionen von Lagertanks werden an der Emissionsquelle nicht überwacht. Vor der erstmaligen Errichtung oder ggf. vor der wesentlichen Änderung des Tanks wird durch Rechnung nachgewiesen, dass die Tankdichtungen die erforderliche Emissionsminderung erreichen. Regelungen zur turnusgemäßen Inspektionen und zum regelmäßigen Nachweis der Effizienz der Tankdichtung bestehen nicht. Zur Eigen- und Fremdüberwachung der Emissionsminderung von Tankdichtungen wird noch Verbesserungspotenzial gesehen. Anlässlich eines Genehmigungsverfahrens für ein Tanklager wurde i.R. eines Forschungsvorhabens an einem Schwimmtdachtank zur Lagerung von Rohöl nach Errichtung und zusätzlich nach fünf Jahren Betriebszeit im Jahr 2001 die Emissionsminderung überprüft. Sowohl bei Erstmessung als auch bei der Wiederholungsmessung konnten in diesem Fall die Anforderungen eingehalten werden [28].

Pumpen, Flansche, Armaturen

Eine Emissionsüberwachung von Pumpen, Verdichtern, Flanschverbindungen, Absperr- und Regelorganen sowie Probenahmestellen ist in Deutschland nicht bindend vorgeschrieben. Diese Aggregate sind entweder bauartbedingt technisch dicht oder werden durch Typen- oder Bauteilprüfungen auf Einhaltung der konstruktiven Anforderungen vor Einbau einmalig geprüft. Eine weitere Überprüfung erfolgt im Rahmen der meist täglichen Eigenüberwachung durch geschultes Betriebspersonal. An zugänglichen Stellen können somit offensichtliche Undichtigkeiten schnell erkannt werden. Geringfügigere Undichtigkeiten oder Bauteile an nicht zugänglichen Stellen werden nur durch visuelle Prüfung jedoch kaum erkannt. Daher ist

hohe Sorgfalt beim sachgerechten Einbau notwendig. Dies gilt insbesondere für Flanschverbindungen. Nach dem Entwurf der TA Luft Nr. 5.2.6.3 hat der Betreiber sicherzustellen, dass dem Montagepersonal für die Montage der Flanschverbindungen Montageanweisungen und Vorgaben zur Qualitätskontrolle nach der Richtlinie VDI 2290 (Ausgabe Juni 2012) zugänglich sind und das Montagepersonal eine Qualifikation gemäß DIN EN 1591-4 (Ausgabe Dezember 2013) oder VDI 2290 (Ausgabe Juni 2012) aufweist. Es kann davon ausgegangen werden, dass in der Regel die meisten lösbarcn Verbindungen technisch dicht sind.

Diffuse Emissionen aus diesen Komponenten können zwar durch fachgerechten Einbau und sachgerechten Wartung reduziert werden. In Anbetracht der sehr hohen Anzahl der Komponenten und der teilweise erschwerten Zugänglichkeit verbleiben unerkannte Undichtigkeiten. Anlässlich einer Untersuchung in sieben Raffinerien wurden an 0,13 % der untersuchten Emissionsquellen 84 % der diffusen Emissionen ermittelt [29]. Diese sogenannten high leakers zu erkennen und abzudichten, ist folglich eine erfolgreiche Strategie. Hierbei wird häufig das sog. Schnüffelverfahren mit geeigneten Detektoren wie FID eingesetzt. Einige Betreiber arbeiten bereits (ohne bindende Verpflichtung) mit einem systematischen Kontrollsystern, wie das LDAR, das im amerikanischen Raum dominiert.

Dieser Ansatz wurde mit den BVT-Schlussfolgerungen (erstmals) übernommen und integrale Überwachungsmethoden als Beste Verfügbare Technik beschrieben:

BVT 6 besteht in der Überwachung diffuser VOC-Emissionen in die Luft am gesamten Standort durch Anwendung aller folgenden Techniken:

- i. Schnüffelverfahren assoziiert mit Korrelationskurven für wichtige Anlagenteile;
- ii. Gasdetektion mittels optischer Bildgebung (Optical Gas Imaging);
- iii. Berechnungen der kontinuierlichen Emissionen auf der Basis von Emissionsfaktoren, die regelmäßig (z.B. alle zwei Jahre) durch Messungen validiert werden.

Eine sinnvolle ergänzende Technik ist das Screening und die Quantifizierung von Anlagenemissionen durch absorptionsbasierte optische Verfahren, wie z. B. das differentielle Absorptions-LIDAR (DIAL) oder "Solar Occultation Flux" (SOF).

Die BVT-Schlussfolgerungen geben zudem eine nähere Beschreibung in Abschnitt 1.20.6 für LDAR-Programme zur Lecksuche und Reparatur sowie zur Überwachung von VOC-Emissionen.

Die BVT 06 wurde nicht bei der nationalen Umsetzung aufgenommen.

5 Abschätzung der Emissionen

Im Rahmen der IPCC-Emissionsberichterstattung u.a. für die Kategorien „Diffuse Emissionen aus Mineralöl und Mineralölprodukten“ wurden die Emissionserklärung ausgewertet und Aktivitätsraten vor allem beim Mineralölwirtschaftsverband erhoben. Aus den abgeleiteten deutschlandspezifischen Emissionsfaktoren und den Aktivitätsraten wurden die diffusen Emissionen auch für die Verarbeitung von Mineralölen in Mineralölraffinerien und die Lagerung berechnet [30], vgl. Tabelle 2.

Tabelle 2: Berechnete Emissionen aus der Verarbeitung und Lagerung für 2011 [30]
(Zusammengefasst und vereinfacht)

Subkategorie	Schadstoff	Emissionen [t]	Emissionsfaktor [kg/t]
Verarbeitung	NMVOC	2287	0,024647
	CH ₄	60	0,000647
Lagerung (Rohöl) einschließl. Reinigung ¹	NMVOC	6.863	0,144
	CH ₄	508	0,016
Gesamt	NMVOC	9.150	
	CH ₄	568	

Zur Einordnung werden die NMVOC-Emissionen mit den nationalen Emissionshöchstmen gen nach der NEC-Richtlinie [31] bzw. der Folgerichtlinie NERC [32] für den entsprechenden Zeitraum verglichen. Demnach schöpfen die Verarbeitung und Lagerung zusammen von Mineralölprodukten ca. 1 % der nationalen NMVOC-Frachten aus. Unter Berücksichtigung des relativen Treibhauspotentials vom Methan [33] resultieren mindestens 10 kt CO₂-Äquivalenten aufgrund der diffusen Methan-Emissionen.

¹ Reinigungsvorgänge umfassen hier die Reinigung von Rohöl- und Mineralölprodukttanks (raffineriefern und –nah)

Es gibt Differenzen zwischen der Messung und Berechnung von Emissionen aus diffusen Quellen. UBA 10/02 Seite 16

6 Fazit

Mit fortschreitendem Stand der Technik und der Verminderung gefasster Emissionen erlangen diffuse Emissionen zunehmend mehr Bedeutung.

Die Quellen diffuser VOC-Emissionen in Mineralölraffinerien sind bekannt und die Anforderungen weitgehend formuliert. Bei Erfüllung der Anforderungen entsprechen die Anlagen überwiegend der Besten Verfügbaren Technik. Gleichwohl besteht noch vereinzelt zusätzlicher Regelungsbedarf, der durch Fortschreibung des Standes der Technik fixiert werden sollte. So müssen die NMVOC-Emissionen im Hinblick auf die Luftqualität gemäß der NERC [32] weiter reduziert werden. Eine Ergänzung der auf konstruktive Dichtheit ausgelegten deutschen Anforderungen durch räumliche Screeningverfahren, wie sie z.B. in den BVT-Schlussfolgerungen beschrieben sind, kann dazu beitragen, die diffusen VOC-Emissionen in Mineralölraffinerien weiter zu verringern.

7 Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie VDI 2240 Emissionsminderung Mineralölraffinerien. Ausgabe 2000
- [2] Richtlinie VDI 4285 Blatt 1 Messtechnische Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen - Grundlagen. Ausgabe Juni 2005
- [3] Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 30. November 2016 (BGBl. I S. 2749) geändert worden ist. Stand: Neugefasst durch Bek. v. 17.5.2013 I 1274. Zuletzt geändert durch Art. 1 G v. 30.11.2016 I 2749
- [4] Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973, 3756), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 9. Januar 2017 (BGBl. I S. 42) geändert worden ist. Geändert durch Art. 3 V v. 28.4.2015 I 670
- [5] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (TA Luft; Erste AVwV zum BImSchG);
- [6] veröffentlichter Entwurf von [5] vom 09.09.2016
- [7] Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)
- [8] EU Commission: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Refining of Mineral Oil and Gas. 2015. "BREF Ref"
- [9] Durchführungsbeschluss der Kommission vom 9. Oktober 2014 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Industrieemissionen in Bezug auf das Raffinieren von Mineralöl und Gas (2014/738/EU)
- [10] EU Commission: Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage; July 2006. "BREF Storage"
- [11] Richtlinie VDI 3790 Blatt 1. Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Grundlagen. Ausgabe Dezember 2013
- [12] 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 82 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist. Zuletzt geändert durch Art. 82 V v. 31.8.2015 I 1474

- [13] Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz. Ausschuss Anlagenbezogener Immissionsschutz/Störfallvorsorge (AISV): Möglichkeiten der Minderung diffuser Staubemissionen aus Anlagen. Bericht des AISV ad hoc AK vom 30.06.2011
- [14] Zwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen beim Umfüllen oder Lagern von Ottokraftstoffen, Kraftstoffgemischen oder Rohbenzin) - 20. BlmSchV) vom 27. Mai 1998 (BGBI. I S. 1174) Neugefasst durch Bek. v. 18.8.2014 I 1447
- [15] Richtlinie 94/63/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC- Emissionen) bei der Lagerung von Ottokraftstoff und seiner Verteilung von den Auslieferungslagern bis zu den Tankstellen vom 20. Dezember 1994 (ABI. EG Nr. L 365 S. 24) zuletzt geändert am 22.10.2008 (ABI. EG Nr. L 3111, 16)
- [16] Richtlinie VDI 3479 „Emissionsminderung - Raffinerieferne Mineralöltankläger. Ausgabe 08.2010
- [17] DIN EN 14015 Auslegung und Herstellung standortgefertigter, oberirdischer, stehender, zylindrischer, geschweißter Flachboden-Stahltanks für die Lagerung von Flüssigkeiten bei Umgebungstemperatur und höheren Temperaturen; Deutsche Fassung EN 14015:2004. Ausgabe Februar 2015
- [18] Mante, H.; Schlachta, R.: Vermeidung und Rückgewinnung von Benzindämpfen in Immissionsschutz Ausgabe I.2014
- [19] Ingenieurbüro Imhof GmbH: Der Einfluss der Tankfarbe auf die Emissionen. Mitteilung vom 08.08.2011
- [20] Bundesrat Drucksache 75/12 14.02.2012
- [21] Ingenieurbüro Imhof GmbH http://www.imhof-tanktechnik.de/externe_schwimmdaecher.php
- [22] Richtlinie VDI 2291:2016-06. Prüfkriterien für die Überwachung von Gaspendelsystemen. Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 2: Emissionsminderung I
- [23] Dipl.-Ing. SCHERZER GmbH, Essen
- [24] Mineralölwirtschaftsverband e.V. <https://www.mwv.de/statistiken/raffineriekapazitaeten/> abgerufen am 12.03.2017
- [25] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V: Arbeitsblatt DWA-A 788 Technische Regel wassergefährdender Stoffe (TRwS) Flachbodentanks aus metallischen Werkstoffen zur Lagerung wassergefährdender Flüssigkeiten. Mai 2007

- [26] Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V. - Forschungsbericht 499-01: Immissionsschutz und Arbeitsschutz bei der Reinigung von Rohöltanks
- [27] Mante, H. (2015): Prüfkriterien für die Überwachung von Gaspendelsystemen – Richtlinie VDI 2291. In: VDI DIN Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN-Normen-ausschuss KRdL (Hrsg.): Diffuse Emissionen: Fachtagung Düsseldorf, 11./12. Juni 2015. VDI-Berichte. S. 127–130. VDI-Verlag. Düsseldorf – ISBN 978-3-18-092253-9.
- [28] Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V. – Forschungsbericht 515-1: Ermittlung von Kohlenwasserstoffemissionen aus Schwimm-dachtanks - Fortschreibung
- [29] Köppke, K.-E.: Ermittlung und Verminderung diffuser und gasförmiger Emissionen in der chemischen und petrochemischen Industrie. In: Verminderung diffuser Emissionen in der chemischen und Mineralölindustrie Fachgespräch zum UBA – Forschungsprojekt (FKZ - 200 44 322) am 27. November 2002 im Umweltbundesamt
- [30] Theloke, J.; Kampffmeyer, T; Kugler, U; Friedrich, R.; Schilling, S.; Wolf, L.; Springwald, T.: Ermittlung von Emissionsfaktoren und Aktivitätsraten im Bereich IPCC (1996) 1.B.2.a. i-vi- Diffuse Emissionen aus Mineralöl und Mineralölprodukten – Abschlussbericht. Auftraggeber Umweltbundesamt. März 2013
- [31] Richtlinie 2001/81/EG vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-RL) aufgehoben durch [NERC]
- [32] Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG (NERC-RL)
- [33] http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php. In: United Nation Framework Convention on Climate Change. 2013, abgerufen 12.03.2017

Gasförmige diffuse Emissionen aus Deponien – neue VDI-Richtlinie 3790 Blatt 2

Dr.-Ing. Kai-Uwe Heyer, IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft,
Prof. R. Stegmann und Partner, Hamburg

Kurzfassung

In der überarbeiteten Richtlinie VDI 3790 Blatt 2 werden diffuse Emissionen von Abfallablägerungen für mineralische und/oder biologisch abbaubare Abfälle behandelt. An Deponien können stationäre Punkt-, Linien- oder Flächenquellen sowie mobile Quellen, insbesondere Deponiegas, ferner auch Staub und Gerüche auftreten.

Die Richtlinie benennt relevante Emissionspotenziale und -faktoren und zeigt Methoden auf, solche zu berechnen, zu messen oder abzuschätzen. Der derzeitige Stand der Berechnungs- sowie Messverfahren erlaubt es, dass die diffusen Quellen bei Berücksichtigung entsprechender Randbedingungen mit einer ausreichenden Genauigkeit ermittelt werden können. Die Richtlinie benennt daher die wichtigsten Einflussgrößen und Anwendungskriterien. Darüber hinaus werden Empfehlungen gegeben, wie Emissionen verhindert oder gemindert werden können.

1. Die Richtlinienreihe VDI 3790

Die Richtlinienreihe VDI 3790 besteht aus folgenden Blättern:

Blatt 1 Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen; Grundlagen

Blatt 2 Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen; Deponien

Blatt 3 Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen; Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern

Blatt 4 Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen; Fahrstrecken in Industriebetrieben (in Vorbereitung)

Die nachfolgenden Ausführungen entstammen überwiegend der überarbeiteten Richtlinie VDI 3790 Blatt 2.

2. Rechtliche Rahmenbedingungen

Insbesondere die Erfassung und Behandlung von Deponiegas sowie die Kontrolle von Deponiegasemissionen sind abfallrechtlich in der Deponieverordnung (DepV) geregelt. Im Anhang 1 der DepV werden zusätzliche Anforderungen an die Rekultivierungsschicht festgelegt, sofern diese zugleich Aufgaben einer Methanoxidation von Restgasen übernehmen soll. Im Anhang 5 der DepV werden Anforderungen an die Überwachung von Deponiegasemissionen und die Funktion der Methanoxidation von Restgasen festgelegt. Abfälle oder Deponieersatzbaustoffe, die erheblich stauben, sind gemäß Anhang 5 der DepV so zu handhaben, dass von ihnen keine erheblichen Staubermissionen ausgehen.

3. Deponien als diffuse Quellen

Deponien können je nach Betriebsweise und Beschickung Quelle unterschiedlicher Emissionen sein. Bei der Ablagerung von Abfällen mit organischen Bestandteilen stehen Sickerwasser- und Deponiegasemissionen im Vordergrund. Beim Deponiegas werden insbesondere die klimarelevanten Methanemissionen betrachtet. Darüber hinaus können Spurengase, die sich teilweise auch durch Gerüche (z. B. Mercaptane) bemerkbar machen, von Bedeutung sein. Kennzeichen der Emissionen von Deponien ist, dass sie sowohl zeitlich als auch räumlich mit wechselnder Stärke auftreten und bei diffusen Deponiegas- und Staubermissionen die Austrittsgeometrie meist nicht eindeutig bestimmt werden kann.

Diffuse Quellen sind – im Gegensatz zu gefassten Quellen – Emissionsquellen mit nicht eindeutig definiertem Austritt (siehe VDI 3790 Blatt 1). Gasförmige Emissionen können hauptsächlich über die Deponieoberfläche in die Atmosphäre entweichen. In Ausnahmefällen ist eine horizontale Gasmigration in den deponienahen Untergrund möglich.

4. Quellstärken der Emissionen und Einflussgrößen

4.1 Abfallbeschaffenheit und Abbauprozesse

Primäre Quelle für gasförmige Emissionen aus dem Abfallkörper ist der mikrobielle Abbau der im Abfall enthaltenen organischen Substanz. Daneben kann es auch zu Stofffreisetzungen infolge chemischer Reaktion der Abfälle untereinander oder des Abfalls mit Wasser kommen.

Die Abbaurate und der Grad des Abbaus der organischen Substanz und damit sowohl die Quellstärke als auch Dauer der Emissionen werden durch die Halbwertszeit und das Deponiegasbildungspotenzial beschrieben. Hierfür sind die chemischen Eigenschaften des Abfalls und physikalische Einflussgrößen wie der Wassergehalt und die Temperaturverhältnisse im Deponiekörper von Bedeutung.

Der Anteil organischen Kohlenstoffs in unbehandelten Haushmüllabfällen kann zwischen 118 kg/Mg FM und bis zu 320 kg/Mg FM betragen, der davon mikrobiell abbaubare Anteil wird mit Werten zwischen 50 % und 80 % beschrieben [1]. Bezüglich der organischen Substanz lassen sich Abfälle mit unterschiedlichen Abbauraten und damit unterschiedlichen Halbwertszeiten und Gasbildungsraten unterscheiden. Dadurch nimmt mit zunehmender Ablagerungsdauer die mittlere Halbwertszeit des verbleibenden Deponats zu, da der organische Anteil des Abfalls stärker durch die schwerer abbaubaren Fraktionen bestimmt wird.

Die Bewertung stofflicher Eigenschaften kann durch Erkenntnisse aus der historischen Erkundung (Abfallstatistik) und/oder mittels Abfallprobenahme und –analyse vorgenommen werden.

4.2 Meteorologie

Maßgebliche meteorologische Parameter für die Emission von Gasen, Gerüchen und Staub bei Deponien sind:

- Niederschlag
- Luftdruck
- Wind
- Lufttemperatur

4.3 Quellformen

Die Quellform diffuser Emissionen ist bestimmend für die anzuwendenden Messmethoden sowie für Ausbreitungsberechnungen und beeinflusst die Verteilung der emittierten Stoffe und die Möglichkeit, die Emissionen zu mindern. Sowohl für die Emission von Gasen und Gerüchen als auch für Stäube unterscheidet man Punktquellen, Linienquellen, Flächenquellen und mobile Quellen (Tabelle 1).

Für die Emission von Deponiegas sind vor allem präferenzielle Fließwege im Untergrund sowie länger frei liegende Flächen eingelagerten Abfalls verantwortlich, für die Emission von Stäuben vor allem freie, durch den Wind angreifbare Oberflächen der Abfalleinlagerung oder von Erdmaterialien.

4.4 Ermittlung von Quellstärke und Emissionsfaktoren

Direkte und indirekte Messungen: Emissionen können grundsätzlich durch direkte Messungen an der Deponieoberfläche oder durch indirekte Messungen, bei denen aus Immissionsmessungen in Lee der Deponie auf die Quellstärke zurückgerechnet wird, ermittelt werden.

Berechnung der Emissionen: Eine Möglichkeit zur Ermittlung der Methanemissionen von Deponiegas ist die Berechnung der Gasbildung mit Hilfe von Deponiegasprognosemodellen. Die Methanemission ergibt sich aus der berechneten Methanbildung abzüglich der gefassten Methanmenge sowie der durch biologische Oxidation abgebauten Methanmenge im betrachteten Zeitraum. Die rechnerische Abschätzung der Staubermissionen erfolgt anhand von Emissionsfaktoren, denen je nach Entstehungsprozess geeignete Bezugsgrößen zugrunde liegen. Die Emission berechnet sich aus dem Emissionsfaktor (z. B. in g/Mg oder g/m) und der jeweiligen Masse oder Strecke.

Tabelle 1: Beispielhafte Emittenten für unterschiedliche Quellformen im Deponiebereich

Quellform	Kurzbeschreibung	Emittenten (Beispiele)
aktive Punktquelle	Emissionsquelle, aus welcher die emittierten Stoffe lokal eng begrenzt austreten. Sie entsteht häufig dort, wo Durchdringungen des Schichtenaufbaus der Deponie	<ul style="list-style-type: none"> Fahrzeuge und Maschinen bei Be- oder Entladung ^{a)} örtlich begrenzte Baumaßnahmen im Ablagerungsbereich ^{a)} Abluftstutzen Undichtigkeiten bei technischen Einrichtungen
passive Punktquelle	bzw. des Oberflächenabdichtungssystems vorliegen oder wo durch heterogene Eigenschaften des Abfallkörpers oder der Rekultivierungsschicht bevorzugte Fließwege für Gas vorliegen.	<ul style="list-style-type: none"> bevorzugte Austrittsstellen von Deponiegas aus der Rekultivierungsschicht infolge heterogener Textur, Lagerungsdichte oder Feuchteverteilung im Boden (Hotspots) kurze Risse in der Rekultivierungsschicht infolge unterschiedlicher Setzungen des Deponiekörpers oder der Rekultivierungsschicht Umläufigkeiten zwischen der Außenwand von Gaskollektoren (Einrichtungen, aus denen Gas aus der Deponie abgesaugt werden kann) oder Schächten und dem umgebenden Erdreich Offene, passiv betriebene Gaskollektoren
Linienquelle	Emissionsquelle, bei der die emittierten Substanzen aus einer langgestreckten Quelle austreten.	<ul style="list-style-type: none"> lange Risse in der Rekultivierungsschicht infolge unterschiedlicher Setzungen der Rekultivierungsschicht oder des Abfallkörpers Abrisskanten Fahrwege ^{a)}
aktive Flächenquelle	Emissionsquelle, bei der die emittierten Substanzen über eine größere Fläche verteilt austreten.	Biofilter
passive Flächenquelle	^{b)}	<ul style="list-style-type: none"> offenliegende Abfallflächen Deponiekörper Methanoxidationsschicht
mobile Quelle	Ortsveränderliche Emissionsquelle ^{a)}	Fahrzeuge, die emittierendes Gut transportieren

^{a)} wichtig insbesondere für staubförmige Emissionen

^{b)} Je nach Fragestellung kann die Vielzahl zusammenhängender einzelner kleiner Quellen wie eine Flächenquelle behandelt werden und wird dann häufig als Volumenquelle bezeichnet (siehe VDI 4285 Blatt 1).

5. Deponiegasemissionen

5.1 Zusammensetzung und Eigenschaften von Deponiegas

In Deponien, in denen Abfälle mit abbaubaren organischen Bestandteilen abgelagert werden, entsteht unter anaeroben Bedingungen Deponiegas. In den überwiegenden Fällen ist dabei die Gasbildungsr率e so hoch, dass die Gase in die Umgebung emittiert werden, sofern keine Erfassung erfolgt oder anderweitige Minderungen gegeben sind. Die Bildung von Deponiegas kann nach der Ablagerung der Abfälle mehrere Jahrzehnte anhalten. Nur bei Deponien, auf denen ausschließlich mineralische Abfälle abgelagert wurden, fehlen die Bedingungen für die Bildung von Deponiegas durch mikrobielle Abbauprozesse organischer Kohlenstoffverbindungen.

In der Phase hoher Gasbildung besteht Deponiegas zu über 99 % aus den beiden Hauptgasen Methan und Kohlenstoffdioxid, typischerweise im Volumenverhältnis von 1,25 bis 1,5. Über die Zeit verändert sich dieser Quotient. In Summe liegen die weit über 200 bislang analysierten Spurengase in der Regel bei deutlich unter 1 g/m³ [2]. In höheren Konzentrationen können insbesondere Schwefel- und Halogenverbindungen sowie siliziumorganische Stoffe auftreten. Ältere Deponien zeigen meist deutlich niedrigere Spurengaskonzentrationen.

Im Übergangsbereich des Deponiekörpers zur Atmosphäre kann sich die Zusammensetzung des Deponiegases durch Verdünnung mit atmosphärischer Luft, Sorptionsvorgängen oder mikrobielle Umsetzungsvorgänge ändern. Deponiegas kann bei einer Deponiegasabsaugung durch Lufteintrag verdünnt werden, was in der Regel zu einem Anstieg der Stickstoffkonzentration führt.

Vom Deponiegas können somit Umweltbeeinträchtigungen, Belästigungen und Gefahren ausgehen. Eine große Relevanz besitzen sie hinsichtlich ihres Beitrages zum Treibhauseffekt. Dies einerseits wegen der Höhe der Emissionsraten und andererseits wegen des wesentlich höheren Treibhauseffektes von Methan im Vergleich zu dem von Kohlenstoffdioxid (Treibhauspotenzial: 28 [3]). Auch ist mit Gefahren durch Explosionen, Bränden und ersticken Atmosphären z.B. in Gruben und Schächten zu rechnen. Deponiegas kann ferner zu Schäden an der Vegetation führen.

Daher sind an allen Deponien mit relevanten Gasbildungsraten Maßnahmen zur Vermeidung von Deponiegasemissionen erforderlich. Diese können aus aktiv oder passiv betriebenen Anlagen zur Erfassung, Behandlung und schadlosen Beseitigung, oftmals in Verbindung mit Abdichtungen oder aus technischen Maßnahmen zur Stabilisierung der Deponie bestehen.

5.2 Gasbildung

Folgende früher unbehandelt abgelagerte Abfallarten prägen den Gashaushalt von Altdeponien und Altablagerungen:

- Hausmüll
- hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
- Marktabfälle
- Gartenabfälle
- Klärschlämme und Rückstände aus Abwasseranlagen

Seit 2005 werden diese Abfälle nur noch nach thermischer oder mechanisch-biologischer Vorbehandlung deponiert. Gleichwohl kann Deponiegas auftreten. Rostaschedeponien können erhöhte Wasserstoffkonzentrationen sowie in geringeren Konzentrationen Kohlenstoffdioxid und Methan aufweisen [4]. Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle zeigen ähnliche Gaszusammensetzungen wie die früheren Siedlungsabfalldeponien, wobei deren Gasbildungspotenzial aufgrund der Vorbehandlung um mehr als 90 % reduziert wurde [5].

Deponien, in denen die Verfüllung biologisch abbaubarer Abfälle abgeschlossen wurde, zeigen eine abnehmende Deponiegasbildung über die Zeit.

5.3 Berechnung der Emissionen

Deponiegasemissionen lassen sich mittels Gasprognosemodellen abschätzen. Wichtig bei der Anwendung der verschiedenen Modelle ist, dass die Berechnungen für sinnvoll ausgewählte Teilabschnitte einer Deponie durchgeführt werden, die Modellparameter dokumentiert sowie Angaben zur Genauigkeit gemacht werden, was z. B. durch einen Vergleich mit Emissionsmessungen oder bei einer vollständig abgedichteten Deponie durch die Ermittlung des abgesaugten Deponiegasvolumenstromes erfolgen kann.

Da verschiedene Einflüsse auf den Gasbildungsprozess in einer Deponie gegeben sein können, die sich in einem Modell nicht abbilden lassen, müssen bei allen Modellen die Ergebnisse sorgfältig interpretiert werden.

Das insgesamt (über lange Zeiträume) bildbare Deponiegas G_c leitet sich unmittelbar aus dem abbaubaren Kohlenstoff ab. Es wird in der Regel als $m^3/Mg\text{ FM}$, d.h. in Bezug auf die Feuchtmasse FM oder alternativ auf die Trockenmassen (TM) angegeben. Bestimmen lässt sich dieses Deponiegaspotenzial mittels Faulversuchen beziehungsweise aus dem GB_{21} (Gasbildung in 21 Tagen [6]) durch Umrechnung mit einem Faktor, der den Kurzzeiteffekt kompensiert. Damit können bei Deponien die noch bestehenden Deponiegaspotenziale

durch eine Probengewinnung und entsprechende Laboruntersuchungen bestimmt werden. Ferner besteht auch ein Zusammenhang zum AT_4 (Atmungsaktivität in 4 Tagen).

In Abhängigkeit vom Wassergehalt WG ergibt sich das Deponiegaspotenzial G_e in $\text{m}^3/\text{Mg FM}$ durch $G_e = C_{ab} \cdot 1,868 \cdot (100 - WG) / 100$. Werte für den abbaubaren Kohlenstoff C_{ab} wurden bereits genannt und können für verschiedene Abfallarten der Literatur entnommen werden. Die tatsächliche Gasbildung in Deponien ist in der Regel geringer als die theoretisch mögliche, da nur ein Teil des bioverfüglichen Kohlenstoffs zu Deponegas umgesetzt wird, was durch unterschiedliche Abminderungsfaktoren in den Emissionsmodellen berücksichtigt wird.

Deponiegasemissionsmodelle mit Abbaugesetz 1. Ordnung

Abbau- und Zerfallsprozesse gehorchen bei ansonsten konstanten Randbedingungen meist einem Abbau 1. Ordnung, der sich mit nachstehender Exponentialgleichung ausdrücken lässt:

$$G_t = G_e \cdot (1 - e^{-kt})$$

Dabei ist

G_t das bis zur Zeit t gebildete spezifische Deponiegasvolumen, in m^3 je Tonne FM

G_e das in langen Zeiträumen bildbare spezifische Gasvolumen, in m^3 je Tonne FM

k Abbaukonstante, in $1/a$

t Zeit nach Ablagerung, in a

Die Halbwertszeiten lassen sich aus der Abbaukonstante mit $t_{1/2} = -\ln(0,5)/k$ unmittelbar berechnen. Einflüsse von Temperatur und Feuchte werden nicht berücksichtigt. Dieses Modell muss noch an die Erfordernisse einer Deponiegasemissionsberechnung angepasst werden. Dazu wurden verschiedene Ansätze publiziert. Eine Übersicht international verwendeter Modelle findet sich in der überarbeiteten VDI-Richtlinie, ferner in [1]. Für Default-Werte bezüglich Halbwertszeiten und dem Anteil abbaubarer organischer Substanz wird auf [7] verwiesen. So wird hinsichtlich der Halbwertszeiten bei jüngeren Deponien in der Regel von 4 bis 6 Jahren ausgegangen.

Weitere Berechnungsansätze zur Abschätzung der Deponiegasbildung und –emission:

- **IPCC Waste Model (UNFCCC Model)**

Mit dem Beitritt zum Kyoto Protokoll hat sich Deutschland verpflichtet, seine Treibhausgasemissionen jährlich in einem Nationalen Inventarreport (NIR) zu dokumentieren. Die Berechnung der Methanemissionen der Deponien basiert im NIR entsprechend der Vorgaben

(IPCC Waste Model) auf der sogenannten First Order Decay Methode (kurz: FOD-Methode). Deutschland verwendet für die in der Berechnung erforderlichen Parameter sowohl landespezifische Werte (z.B. für *DOC*-Werte) als auch IPCC-Default-Werte (z. B. für *DOC_f* und *k*-Werte) [7].

Zur Berechnung der Methanemissionen wird das mit der Deponiegasfassung erfasste Methan abgezogen und über einen Korrekturfaktor die biologische Oxidation des Methans in den Deckschichten der Deponien berücksichtigt, wie die folgende Gleichung widerspiegelt:

$$\text{CH}_{4,\text{em},T} = (\text{CH}_{4,\text{erz},T} - R(T)) \cdot (1 - OX)$$

$\text{CH}_{4,\text{em},T}$ Menge an CH₄, welche durch die biologisch abbaubaren Abfälle emittiert wird, in Gg/a

$R(T)$ CH₄-Erfassung im Jahr T , in Gg/a

OX Oxidationsfaktor (Anteil)

Für die FOD-Methode müssen die abgelagerten Abfallmengen und Abfallarten über viele Dekaden ermittelt werden. Bei den Berechnungen zum deutschen NIR werden die Abfallablagерungen bis 1950 berücksichtigt. Die abgelagerten Abfallmengen müssen nach [7] sehr differenziert nach Abfallarten betrachtet werden, da die Emissionsberechnungen darauf basieren, dass die einzelnen Abfallarten unterschiedliche *DOC*-Gehalte sowie unterschiedliche Anteile an leicht, mittel und schwer abbaubarer Organik aufweisen.

Das IPCC Waste Model basiert auf der Vereinfachung, dass alle Abfälle eines Landes auf einer einzelnen großen Deponie abgelagert werden und die Deponiegasbildung nach Rahmenbedingungen erfolgt, die die durchschnittlichen Reaktionsbedingungen aller Deponien eines Landes oder einer Klimazone widerspiegelt. Prinzipiell kann das Modell auch auf einzelne Deponien übertragen werden. Für die Genauigkeit der Ergebnisse ist jedoch von entscheidender Bedeutung, dass die grundlegenden Parameter deponiespezifische Werte aufweisen oder alternativ genutzte Default-Werte nicht allzu sehr von den realen Deponiebedingungen abweichen.

- **Methanemissionsberechnung für PRTR**

Nach der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters (E-PRTR-VO) sind von Betrieben jährlich u. a. die luftseitigen Emissionen zu melden. Berichtspflichtig sind Betriebe mit PRTR-Tätigkeiten, wenn festgelegte Schwellenwerte überschritten werden. Für Deponien sind die diffusen Methanemissionen

über die Deponieoberfläche zu berichten, sofern der Schwellenwert von 100.000 kg Methan für das Berichtsjahr überschritten wurde.

Für die Berichterstattung wird in Deutschland das elektronische PRTR-Erfassungs- und Berichtssystem „BUBE-Online“ eingesetzt. BUBE-Online enthält für Deponien ein Modul zur Schätzung der luftseitigen Methanemissionen [8].

In BUBE-Online sind vom Anlagenbetreiber zur Abschätzung der diffusen Methanemissionen folgende Eingaben vorzunehmen:

- M = abgelagerte Abfallmenge (Mg/a),
- DOC = der biologisch abbaubare Kohlenstoffgehalt des Abfalls
(Vorbelegung: 0,18 Mg C/Mg Abfall),
- C = der Methangehalt im Deponiegas (Vorbelegung: 55 %),
- D = der Anteil des nicht gefassten und nicht biologisch oxidierten Methans (Vorbelegung: 40 %),
- TE = das letzte Ablagerungsjahr für unbehandelte Siedlungsabfälle
- T = Berichtsjahr (aktueller Berichtsjahr)

Die Schätzung der luftseitigen Deponieemissionen für das E-PRTR erfolgt nach Gleichung:

$$\text{CH}_4(T) = M \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot C \cdot F \cdot D \cdot e^{-k(T-TE)}$$

Als Berechnungsfaktoren sind in dem Modul von BUBE-Online hinterlegt:

$DOC_f = 0,5$ (Anteil des unter Deponiebedingungen zu Deponiegas umgewandelten Kohlenstoffs)

$F = 1,33$ (Stöchiometrischer Faktor zur Umrechnung des umgesetzten Kohlenstoffs zu Methan)

$k = 0,13863$ (Reaktionsgeschwindigkeit der Methanbildung)

Es handelt sich hierbei um eine grobe Abschätzung. Für die Berichterstattung reicht eine grobe Abschätzung, die mit geringem Aufwand erstellt werden kann, aus.

Weitere luftseitige Schadstoffemissionen (z. B. Kohlenstoffdioxid) liegen bei Deponien in der Regel unterhalb der PRTR-Schwellenwerte.

5.4 Emissionsfaktoren für ehemalige Hausmülldeponien

Im Folgenden sollen beispielhaft Emissionsfaktoren für ehemalige Hausmülldeponien, wie sie in Deutschland bis 2005 mit unvorbehandelten Siedlungsabfällen verfüllt wurden, abgeleitet werden.

Annahmen:

- C_{ab} 180 kgC_{ab}/Mg FM (biologisch abbaubarer Kohlenstoff)
- H 6 a Halbwertszeit ($k = 0,1155$)
- M_n 100.000 Mg FM/a (jährlich abgelagerte Abfallmasse)
- WG 30 % FM (Wassergehalt)
- Ablagerung über 10 Jahre von 1995 – 2005 auf einem Deponieabschnitt von 5 ha Fläche.
- Maximale Gasbildung jeweils zum Ende des Betrachtungsjahres.
- Keine weitere Limitierung anaerober Abbauprozesse z.B. durch Austrocknungsvorgänge nach Aufbringung der Oberflächenabdichtung.
- Eine Unterscheidung zwischen unterschiedlich abbaubaren Abfallfraktionen und unterschiedlichen Halbwertszeiten bleibt bei diesem vereinfachten Ansatz unberücksichtigt.

Aufgrund dieser Annahmen und Randbedingungen der Abfalldeponierung ergeben sich folgende Entwicklungen des Gashaushalts und der Emissionsfaktoren:

- Das theoretische maximale Gasbildungspotenzial G_e von 336 m³/Mg FM (1,868·180 kgC_{ab}/Mg FM) reduziert sich unter Berücksichtigung von Abminderungsfaktoren, d.h. unter „realistischen“ Deponiebedingungen auf ca. 127 m³/Mg FM bzw. 182 m³/Mg TM.
- Die maximale Gasproduktion des Deponieabschnitts beträgt Ende 2005 ca. 1.000 m³/h, was einer flächenbezogenen Emissionsrate von 20 l/m²·h entspricht, sofern keine emissionsmindernden Maßnahmen oder Effekte (Gaserfassung, Methanoxidation) gegeben sind (Abbildung 1).
- Der Gaserfassungsgrad hängt maßgeblich vom Gasfassungssystem und –betrieb sowie den Dichtungssystemen, insbesondere der Oberflächenabdichtung ab. Bei Aufbringung einer gasdichtenen Oberflächenabdichtung kann der Gasfassungsgrad beträchtlich gesteigert werden.
- In Abbildung 1 ist bezogen auf den durchschnittlichen stündlichen Gasvolumenstrom bzw. die durchschnittliche spezifische Deponiegasemissionsrate der Anteil der kontrolliert erfassten Gase und der Anteil der nicht erfassten Gase über die Zeit dargestellt. Dazu wird beispielhaft ein Gaserfassungsgrad von 30% nach Beginn des Gasabsaugbetriebs (hier zwei Jahre nach Beginn der Ablagerung ab 1997) in der Ablagerungsphase und eine Steigerung des Gaserfassungsgrads auf 60% nach Aufbringung

einer Oberflächenabdichtung (ab 2007) angenommen. Im Beispiel werden im Mittel so etwa 42 % des insgesamt produzierten Gases kontrolliert erfasst.

- Ein Teil der nicht erfassten Gase wird durch eine Methanoxidation beim Passieren der offenen oder abgedichteten Deponieoberfläche abgebaut. Für nicht optimierte Abdeckböden werden konservativ Methanoxidationsraten von im Mittel $0,5 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$ angenommen [8], in gezielt als Methanoxidationsschicht ausgeführten Abdeckungen wurden Oxidationsraten bis $2,4 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$ gemessen.
- Andererseits ist die Emission ungleichmäßig über die Oberfläche verteilt. Spitzen bezogen auf eine Emissionsfläche von 1 m^2 können mehr als das 60-fache des Mittelwertes betragen, was die Methanoxidationskapazität gerade bei noch offener oder nur mit einer Bodenschicht abgedeckten Abfallobertüpfen bei weitem überschreitet.
- Bei der Entwicklung der Gasproduktion gemäß Abbildung 1 wird von einem Abschluss der aktiven Gaserfassung frühestens ab dem Jahr 2030 ausgegangen, wenn die flächenbezogene Restgasemission $1 \text{ l/m}^2\cdot\text{h}$ bzw. $0,5 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$ unterschreitet. Soll die Gaserfassung zu einem früheren Zeitpunkt eingestellt werden und ist die flächenbezogene Restgasemission noch entsprechend höher, sollte die Rekultivierungsschicht als Methanoxidationsschicht ausgeführt werden. Die Anforderungen hierfür sind im Bundeseinheitlichen Qualitätsstandard (BQS) 7-3 [9] niedergelegt.
- Flankierende Maßnahmen wie eine Infiltration und insbesondere eine Deponielüftung können die Intensität der langfristigen Gasbildung reduzieren und die Dauer dieser klimarelevanten Restgasproduktion deutlich verkürzen [10].

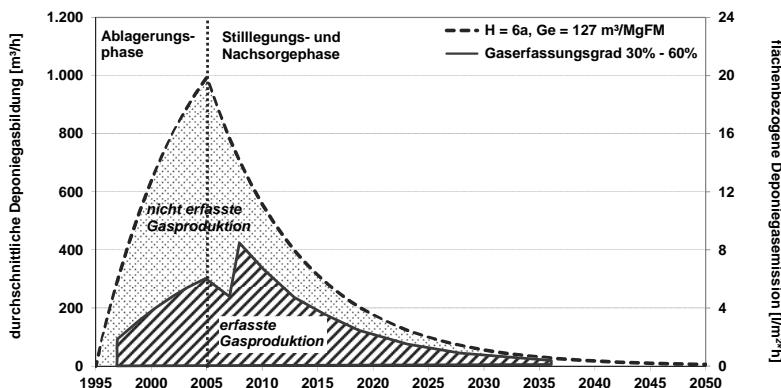


Bild 1: Gasbildung über die Zeit gemäß Gasprognoserechnung (Exponentialgleichung 1. Ordnung), Darstellung des Anteils erfasster und nicht erfasster Gasmengen

5.5 Messung der Emission

Die gewählte Strategie zur Messung von Gasemissionen muss berücksichtigen, dass diese räumlich und zeitlich großen Schwankungen unterliegen. Hierbei sind folgende Gegebenheiten von Relevanz:

- Bedingungen im Deponiekörper
- Bedingungen in der Abdeckung / Abdichtung
- meteorologische Bedingungen

Eine verlässliche Ermittlung der Emission kann nur erfolgen, wenn die zeitliche Variabilität durch eine entsprechende Anzahl von Messungen abgedeckt wird. Eine Quantifizierung der Gasemission der gesamten Deponieoberfläche mit Hilfe direkter Emissionsmessungen wiederum ist nur bei einer entsprechenden räumlichen Auflösung der Einzelmessungen möglich. Emissionsmessungen sind damit immer im Kontext der technischen Randbedingungen, der aktuellen Witterung und der möglichen zeitlichen und räumlichen Variabilität zu beurteilen.

Direkte Messungen von Oberflächenemissionen und Aufspüren von Gasaustrittsstellen
Messungen mit dem Flammenionisationsdetektor (FID-Begehungen)

Bei einer FID-Begehung wird ein tragbares Messgerät mit Flammenionisationsdetektor (FID) eingesetzt, welches den gesamten organischen Kohlenstoffgehalt der Luft im Bereich ab 1 ppm messen kann. Mit Hilfe einer auf den Boden aufgesetzten Saugglocke wird die Deponieoberfläche untersucht. Anforderungen an die Durchführung von FID-Begehungen finden sich in VDI 3860 Blatt 3. In der DepV ist diese Methode als eine Möglichkeit zur Wirksamkeitskontrolle der Entgasung beziehungsweise für die Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Oberflächenabdichtungssystems vorgegeben.

Mit Hilfe von FID-Begehungen kann mit überschaubarem Aufwand ein guter Überblick über die Lage und Ausdehnung emittierender Bereiche ermittelt werden. Auch Gasaustritte aus Brunnen, Schächten und Pegeln können mittels FID lokalisiert werden. Eine Quantifizierung der Quellstärke ist mit FID-Begehungen allerdings nicht möglich.

Zum Aufspüren der Gasaustrittsstellen ist besonderes Augenmerk darauf zu richten, dass an potenziellen Gasaustrittsstellen zusätzliche Messpunkte gesetzt werden.

Haubenmessungen

Die Quantifizierung punktförmiger Gasemissionen kann mittels einer statischen oder dynamischen Haubenmessung erfolgen. Im Fall der statischen Haube (VDI 4285-1) wird aus der Aufsatzzzeit und der Änderung der Gaszusammensetzung innerhalb der Haube die Gasemission bezogen auf den Messquerschnitt berechnet oder aber die Verdrängung eines Inertga-

ses gemessen und hieraus ebenfalls der emittierte Gasvolumenstrom berechnet. Bei der dynamischen Haubenmessung wird die Haube gezielt mit einem Gasstrom bekannter Größe durchströmt (z. B. Windtunnel, siehe VDI 4285-1) und die Emission aus diesem sowie der sich innerhalb der Haube einstellenden, konstanten Konzentration berechnet. Aufgrund der nur geringen Austrittsgeschwindigkeit des Deponiegases aus der Deponieoberfläche wird die dynamische Haubenmessung in der Regel auf Deponien nicht eingesetzt. In speziellen Fällen, z. B. auf aktiv durchströmten Biofiltern oder kompostbasierten Methanoxidations-schichten ist sie bereits mit Erfolg angewandt worden [11].

Die Haubenmessung stellt eine Punktmessung dar und kann für ein Monitoring des Emissionsverhaltens auf verschiedenen Zeitskalen genutzt werden. Weiterhin ist sie geeignet, die Emission von eng abgegrenzten Bereichen, z. B. bei lokal durchgeföhrten Sanierungsmaßnahmen oder von zuvor bekannten Gasaustrittsstellen zu quantifizieren. Auf Grund der räumlichen Inhomogenität von Gasaustritten über die Deponieoberfläche sind Emissionsmessungen mit Hauben jedoch nicht flächenrepräsentativ und können nicht zur Quantifizierung der Emission der gesamten Deponieoberfläche herangezogen werden.

Die Auswertung der Daten erfolgt durch Bestimmung der Steigung der Gaskonzentration unter der Haube über die Messdauer.

Indirekte Ermittlung von Oberflächenemissionen

Kann die Quellstärke nicht direkt ermittelt werden, wird sie oftmals mit indirekten Methoden bestimmt. Als indirekte Methode werden Messungen in einem gewissen Abstand zur Quelle bezeichnet, bei denen durch Messung der Immission auf die Quellstärke der Emission zurückgeschlossen wird.

Die Anwendung führt zur Ermittlung eines Emissionsmassenstroms. Allgemeingültige Aussagen zur Genauigkeit an Deponien liegen nicht vor. Plausibilitätsprüfungen durch den Einsatz mindestens eines weiteren indirekten Emissionsmessverfahrens werden empfohlen. Detaillierte Informationen zu indirekten Messverfahren und deren Auswertung sind in VDI 4285 Blatt 1 enthalten.

Zur indirekten Ermittlung von Oberflächenemissionen können folgende Verfahren eingesetzt werden:

- Ausbreitungsmodellierung
- Tracermethoden
- Eddy-Kovarianz Methode
- Massenbilanzmethode

Absaugversuche

Mit Absaugversuchen kann indirekt die Emissionsrate abgeschätzt werden. Von derart ermittelten Gasemissionen ist die Gasmenge in Abzug zu bringen, die anderweitig abgeleitet wird, z. B. durch andere Entgasungsanlagen, oder abgebaut wird, z. B. durch Umsetzungsvorgänge in der obersten Bodenschicht.

5.6 Minderungsmaßnahmen

Die Bildung von Deponiegas wird durch die gesetzliche Beschränkung des abzulagernden organischen Kohlenstoffgehaltes in Verbindung mit Grenzwerten für die biologische Aktivität (GB_{21} , AT_4) stark vermindert. Erzielt wird dies durch eine thermische, mechanische und/oder biologische Vorbehandlung der Abfälle. Eine zusätzliche emissionsmindernde Maßnahme stellen die gesetzlich vorgeschriebenen Dichtungselemente der Oberflächenabdichtung in Kombination mit einer aktiven Gaserfassung und nachfolgender technischer Behandlung bzw. Verwertung dar.

Werden auf Grund nachlassender Gasbildung die Grenzen der technischen Behandelbarkeit bzw. Verwertbarkeit erreicht, kommen folgende weitere Maßnahmen zur Verminderung von Gasemissionen in Betracht:

- Beschleunigter Abbau der Organik durch gezielte Infiltration von Wasser oder Sickerwasser zur Intensivierung der anaeroben Abbauvorgänge.
- Belüftung zum beschleunigten Abbau der Organik, wenn eine Erfassung und Verwertung des Deponiegases technisch und wirtschaftlich nicht mehr sinnvoll ist [10].
- Ausbildung der Oberflächenabdichtung bzw. -rekultivierungsschicht als gezielt bemessene Methanoxidationsschicht [9].

6. Geruchsemissionen

Geruchsstoffe können aus unterschiedlichen Deponiebereichen emittiert werden. Geruchs-relevant sind:

- flüchtige Bestandteile, die bei der Anlieferung oder beim Einbau freigesetzt werden
- Gase, die aus dem Deponiekörper oder aus Fehlstellen im Gaserfassungssystem austreten
- Gase und Aerosole aus der Sickerwasserbehandlung
- flüchtige Bestandteile, die bei Grabarbeiten im bereits eingebauten Abfall freigesetzt werden (z. B. bei Abfallumlagerungen oder Deponierückbau)
- in der Gasbeseitigungs- beziehungsweise Gasverwertungsanlage nur unvollständig verbranntes Deponiegas

Die Geruchsqualität hängt vor allem von der Art der Abfallvorbehandlung und dem erreichten Grad der Stabilisierung ab. In der Regel können Geruchsemisionen im Deponiebereich heutzutage vernachlässigt werden, da keine unvorbehandelten Siedlungsabfälle mehr abgelagert werden. Im Rahmen der abfallrechtlichen Regelungen (DepV) können bei Geruchsproblemen Messungen zur Feststellung der Geruchsemisionen angeordnet werden.

In der überarbeiteten Richtlinie VDI 3790 Blatt 2 werden dazu weitere Ausführungen gemacht:

- Messung von Geruchsemisionen aus Flächenquellen
- Berechnung der Emissionsfaktoren
- Minderungsmaßnahmen

7. Staubemissionen

Staubemissionen treten in nennenswertem Umfang vor allem bei Deponien in der Betriebsphase während der Ablagerung von Materialien mit staubenden Eigenschaften (z. B. Bauenschutt) auf. Bei der Umlagerung von Siedlungsabfall ist aufgrund der Beschaffenheit des Materials (z. B. Feuchte) mit eher geringeren Staubemissionen zu rechnen.

In der überarbeiteten Richtlinie VDI 3790 Blatt 2 werden dazu weitere Ausführungen gemacht:

- Ursachen und Einflussfaktoren
- Ermittlung von Staubemissionen
 - Emissionen durch Arbeitsvorgänge auf der Deponie
 - Emissionen durch Fahrbewegungen
 - Emissionen durch Winderosion
 - Emissionsfaktoren
 - Messung diffuser Staubemissionen
- Minderungsmaßnahmen

8. Immissionsbetrachtung – Geruch und Staub

Für eine Prognose der Immissionen von Luftschaadstoffen oder Geruchsstoffen müssen in der Regel Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden. Im Bereich des anlagenbezogenen Immissionsschutzes macht die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) hierzu Vorgaben und Vorschriften, insbesondere in ihrem Anhang 3 (Ausbreitungsrechnung). Für die Ermittlung von Geruchsimmisionen ist die Geruchsimmisions-Richtlinie (GIRL) heranzuziehen.

Zur Abschätzung der Immissionsbelastung eignen sich grundsätzlich verschiedene Modelle, die in Richtlinienreihen (z. B. VDI 3783 Blatt 9, Blatt 10, Blatt 12, VDI 3945 Blatt 3) beschrieben sind. In der Praxis wird häufig das Ausbreitungsmodell AUSTAL2000 (www.austal2000.de) eingesetzt, welches eine beispielhafte Umsetzung der Vorschriften des Anhangs 3 der TA Luft darstellt.

8.1 Geruchsimmissionen

Die von Geruchsemissionen verursachten Geruchsimmissionen können „schädliche Umwelt-einwirkungen“ darstellen, wenn sie „nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder für die Nachbarschaft herbeizuführen“ (§3, Abs. 1, BlmSchG).

Darüber hinaus kann zur direkten Erfassung der Geruchsimmissionen die Methode der Rasterbegehung (VDI 3940 Blatt 1) angewendet werden. Gerade bei Deponien bieten Rasterbegehungen den Vorteil, dass alle diffusen Quellen berücksichtigt werden, sofern sie relevant sind. Eine Lokalisierung wie bei Emissionsmessungen ist nicht erforderlich und Witterungseinflüsse werden direkt berücksichtigt.

Wesentliche Erkenntnisquelle zur Ermittlung und Bewertung von Geruchsimmissionen stellt die Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL) dar. Dort wird zum Beispiel konkretisiert, ab welcher Geruchshäufigkeit mit einer erheblichen Belästigung zu rechnen ist.

8.2 Staubimmissionen

Die Ausbreitungsrechnung für Stäube erfolgt in der Regel mit dem Ausbreitungsmodell der TA Luft [12].

Im Deponiebetrieb möglicherweise relevant sind im Feststoff die zulässigen Schwermetallwerte sowie für bestimmte Abfallarten auch die staubgebunden vorliegenden Polzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe mit der Leitkomponente Benzo(a)pyren BaP. Andere organische Schadstoffe, wie z. B. Dioxine / Furane spielen dagegen nur bei bestimmten Deponieklassen eine Rolle und werden daher in den Regelabfallanalysen auch nicht untersucht.

Immissionsmessungen sollen aktuelle und belastbare Daten zur Staubbelastung im Einwirkungsbereich einer Deponie bereitstellen. Nach abfallrechtlichen Vorgaben sind keine regelmäßigen Staubimmissionsmessungen vorgesehen. Für Einzelfallbetrachtungen können sie jedoch erforderlich werden.

Literaturhinweise

- [1] Scharff, H., und Jacobs, J. (2006): Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26(4), 417-429.
- [2] Environment Agency (2003): Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas. P1-438/TR. Environment Agency, Bristol. ISBN: 1 84432 018 9.
- [3] IPCC (2013): Climate Change 2013 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp, doi:10.1017/CBO9781107415324.
- [4] Speiser, C. (2001): Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff- und Wärmebilanz. Dissertation am Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie, Lehrstuhl der Hydrogeologie, Hydrochemie und Umweltanalytik der Technischen Universität München.
- [5] Heyer, K.-U., Hupe, K., Stegmann, R., (2012): Methanemissionen aus der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen. Förderkennzeichen 360 16 036, im Auftrag des Umweltbundesamtes, erhältlich unter www.ifas-hamburg.de.
- [6] DepV (2009): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV); Artikel 1 der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts vom 27.04.2009; BGBl Teil I vom 29.04.2009, Seite 900; die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 4. März 2016 (BGBl. I S. 382) geändert worden ist.
- [7] Umweltbundesamt (2016): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2016, Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2014, Berlin, verfügbar unter:
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_23_2016_nir_2016_berichterstattung_unter_der_klimarahmenkonvention.pdf; aufgerufen am 01.11.2016
- [8] Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Siederer, H., Willand, A. (2006): Deponie-nachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Abfallwirtschaft, Förderkennzeichen (UF-OPLAN) 204 34 327, im Auftrag des Umweltbundesamtes.

- [9] LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ (2011): Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-3: Methanoxidationsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen vom 20.10.2011
- [10] Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Koop, A., Hiemstra, R. (2015): Deponiebelüftungsprojekte im Rahmen der Nationalen Klimaschutzinitiative. In: Stilllegung und Nachsorge von Deponien (Hrsg.: Rettenberger, Stegmann), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- [11] Huber-Humer M., Röder S., Lechner P. (2009): Approaches to assess biocover performance on landfills, Waste Management 29, p. 2092–2104.
- [12] <http://www.austal2000.de/de/home.html>

Dr.-Ing. Kai-Uwe Heyer

Tel.: 040 / 77 11 07 42

IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft
Prof. R. Stegmann und Partner
Schellerdamm 19 – 21
21079 Hamburg

Fax: 040 / 77 11 07 43

Email: heyer@ifas-hamburg.de

<http://www.ifas-hamburg.de>

Odor Emissions from Refinery Sites

Three Case Studies about the Estimation and Evaluation of Odor Emissions from Refining and Storage of Mineral Oil Products

Dr. Matthias Bender, Müller-BBM Cert GmbH, Planegg

Abstract

An approach for the evaluation of potential odor sources of refineries and storage tank farms is presented. The method comprises three steps: initial expert examination, estimation of odor emission rates and dispersion calculations to predict odor perception frequencies in the neighborhood of the site under investigation. The aim is to quantify the effect of suspected odor emission sources, thus rating their relevancy in order to channel investment in the most effective way. Calculation methods and selected results of olfactory measurements are presented. The facts are illustrated by three actual case studies.

Keywords: refinery; refinery emissions; tank farm; tank emissions; odor emissions; odor propagation; odor dispersion; olfactory measurement; olfactometer; olfactometry; crude oil; mineral oil; crude oil storage; mineral oil storage.

1. Introduction

If refinery sites are situated near housing compounds, frequently local residents complain about annoyances caused by mineral oil related odors. So refinery operators get under pressure to act – and want to act, for improvement of the situation. But where to begin? Abatement measures such as, for example, mounting of tertiary seals to floating roof tanks, cost lots of money; money that might be wasted, if it turns out, that the odor problem still persist afterwards, apparently caused by other emission sources.

Driven by the motivation to identify and classify odor emission sources in order to optimize investment, Müller-BBM has carried out several studies, beginning in 2003, covering several refinery and tank storage sites. The methodology used for this purpose combines expert analysis, API-manual emission factors and calculation procedures, self-developed calculation methods, olfactory measurements and atmospheric dispersion modelling. A special feature

of the method is the combination of emission and meteorological time series, each with hourly resolution, thus considering in detail local meteorological conditions.

The following will give an extract of the calculation and estimation methods, will discuss selected measurement details and present three case studies of the assessment of potential and presumed odor emission sources from refineries and tank storage sites.

2. Methodology

A. General

The general methodology follows a stepwise approach:

- Step1, expert examination: This comprises the selection of presumably relevant odor emission sources for further investigation, followed by the technical analysis of the selected processes, the recording of operating parameters, apparatuses, and potentially odorous products. In this phase, expert interviews with the operational staff on site are an important source of information.
- Step 2, estimation of emission rates: Based on the results of step 1, odor emission rates are estimated. This involves the application of approved calculation procedures, e.g. methods described in API-manuals (API: American Petroleum Institute). For special purposes, also modifications or completely specific methods must be elaborated. Another point is the gathering of substance-specific physical-chemical data, such as density, vapor pressure and molecular weight of substances involved in the processes. As established methods for the calculation of emissions do not cover odor emissions, olfactory measurements of field and laboratory samples is essential
- Step 3, processing of dispersion calculations. With odor emission rates established in the previous steps, dispersion calculations are carried out in order to predict odor ground level concentrations (GLC) and odor perception frequencies in the surrounding neighborhood of the site under investigation. For this, we use a Lagrangian particle propagation model. An important feature of this model is the use of meteorological time series (wind direction, wind velocity, and dispersion class). This means that realistic emission scenarios such as punctual or periodic incidents, fluctuating emissions, seasonal variations, and even wind-induced emissions can be incorporated in the model.

B. Olfactory measurements

It is obvious that the gathering of olfactory data is crucial. Samples can be taken directly on site, e.g. exhaust gas of a fixed-roof tank retention valve, or can be prepared in the laboratory, e.g. from the headspace of a liquid mineral oil sample. The technique of olfactory measurement is based on the human sense of smell. The odorous gas, usually prepared or sampled in an odor-neutral cellophane bag is presented to a panel of testers. Firstly, it is infinitely diluted with odorless air. Step by step, the dilution is decreased, up to the point where the testers begin to perceive scent, i.e. up to the odor threshold limit. This by definition equates the concentration of one odor unit (OU) per cubic meter. The testing procedure can be understood from 0. The apparatus for diluting and presenting the sample to the testers is called olfactometer.

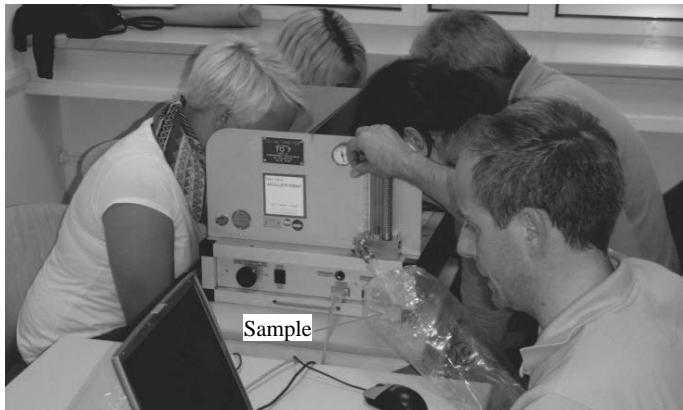


Fig. 1: Laboratory testing of an olfactory sample.

3. Case studies

A. Kerosene tank farm

1) Situation

The operator of a tank farm for storage and turnover of kerosene was planning to increase the yearly turnover about 50 %. In the past, already occasional complaints from the neighborhood about mineral oil-related odor nuisances had occurred. The special situation of the site is characterized by the fact that an office building is located in a distance of only about 30 meters opposite to the site. Moreover, the pressure retention valves of the tanks are facing the upper floor windows of the building at a more or less identical height.

Müller-BBM was asked to deliver an expert opinion to predict prospective odor perception frequencies in the neighborhood of the tank farm. The study should deliver basic information to decide whether and to what extent, emission abatement measures should be taken.

2) Estimation of an odor emission time series

Emissions from fixed roof tanks arise if gas is displaced during the filling process and from respiration, i.e. from pressure alterations of the gas phase caused by temperature alterations. The former is easily calculated from the tank geometry and the tank filling level, usually available as measured data in at least hourly resolution. The breathing exhaust can be calculated using the ideal gas law and the vapor pressure function of the stored liquid on basis of also available measured data of the liquid phase temperature. Additional information is needed about the night-day temperature pattern of the gas phase which is caused by the absorption of solar radiation during the day and cooling of the gas phase by night. For this purpose, data from technical guidelines, such as API or VDI manuals (VDI: Verein Deutscher Ingenieure; German association of engineers), experimental data or other plausible assumptions may be considered. Finally, the response pressure of the pressure retention valves of the tank must be taken into account.

The resulting equations for the calculation of the exhausted (or, as the case may be, inhaled) volume V (referring to atmospheric pressure P_{atm} and ambient temperature T_{amb}), emerging from the transition from state 1 to state 2 are as follows:

$$V = \frac{P^* - P_2}{P_{\text{atm}}} \cdot V_2^f \cdot \frac{T_{\text{amb}}}{T_2^g} \quad (1)$$

$$P_2 = \begin{cases} P^* & \text{if } P_+ > P^* > P_- \\ P_- & \text{if } P^* < P_- \\ P_+ & \text{if } P^* > P_+ \end{cases} \quad (2)$$

P_- : $P_{\text{atm}} + \text{lower response pressure of the retention valves}$

P_+ : $P_{\text{atm}} + \text{upper response pressure of the retention valves}$

$$P^* = (P_1 - P(T_1)) \cdot \frac{V_1^f}{V_2^f} \cdot \frac{T_2^g}{T_1^g} + P(T_2) \quad (3)$$

$$T_1, T_2 = \min \begin{cases} T_1^{\text{iq}}, T_2^{\text{iq}} \\ T_1^g, T_2^g \end{cases} \quad (4)$$

$$T^g = T^{\text{iq}} - \Delta T_{\text{Night}} + \Delta T_{\text{Max}} \cdot \cos^2 \left\{ \frac{h - 12}{24} \cdot \pi \right\} \quad (5)$$

P_1 : pressure before the transition (state 1)

$T_1^{\text{iq}}, T_2^{\text{iq}}$: temperature of the liquid phase in state 1 and 2 resp.

T_1^g, T_2^g : temperature of the gas phase in state 1 and 2 resp.

V_1^f, V_2^f : free gas space volume in the tank in state 1 and 2 resp.

ΔT_{Night} : maximum difference between liquid and gas phase temperature at night (the gas phase temperature drops below the liquid phase temperature).

ΔT_{Max} : maximum difference of gas phase temperature between day and (following or proceeding) night.

h : hour of the day

$P(T)$: vapor pressure of the liquid at temperature T (usually expressed as Auguste or Antoine equation, e. g. $\log(P) = A - B/T$ with A, B = material specific constants).

Equations (1)-(5) can be used to calculate the hourly exhaust volume. For the specification of emission rates additional information about the odor concentration is needed. For this, field samples from the tank gas space as well as laboratory head space samples of the stored product (i.e. kerosene) were analyzed. The results are shown in 0. There seems to be a di-

vergence between laboratory and field samples, which might indicate that the tank vapor space was not saturated with the odorous substances according to the liquid temperature. However, it is plausible to assume a temperature-dependent odor concentration according to the red line shown in the picture, at least in terms of a conservative approach.

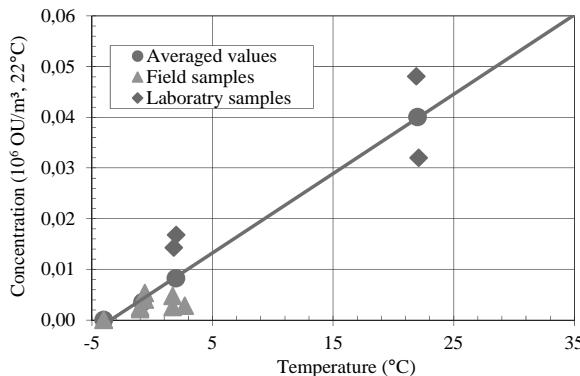


Fig. 2: Measured odor concentrations of kerosene vapor laboratory and field samples (OU: odor units).

0 shows the resulting hourly time series for a kerosene tank, based on actual filling level- and storage temperature-data (already with respect to the planned increase of turnover). The emissions caused by loading campaigns and respiration are clearly distinguishable.

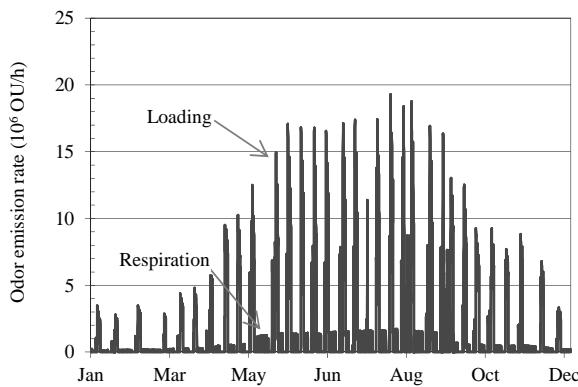


Fig. 3: Odor emission rate time series for a kerosene tank (OU: odor units).

3) Results of the dispersion calculations

On the basis of emission rate time series calculated as described above, dispersion calculations using a Lagrangian particle propagation model were carried out. Results are presented in the following: 0 presents the spatial distribution of calculated annual odor perception frequencies in the atmospheric layer 18-21 meters above ground level, i.e. in height of the upper floor windows of the office building opposite to the tanks. The underlying emission scenario comprises four fixed roof tanks for storage and turnover of kerosene with an overall turnover rate of approximately 1.1 million tons per year and no specific abatement measures. The maximum of the predicted perception frequency in front of the upper floor windows of the office building is 13.8 % or 1,210 hours per year which is not acceptable according to the applicable national regulations.

0 shows the effect of emission abatement on the maximum predicted odor perception frequency. It can be seen, that an emission reduction >90 % is required to reduce the perception frequency below an acceptable level of 2 %. A potential abatement measure might be the installation of internal floating roofs to the tanks. In such case, a design that is capable of an abatement of this extent must be chosen or additional measures, such as the application of a paint coat with a higher radiance factor must be taken into account.

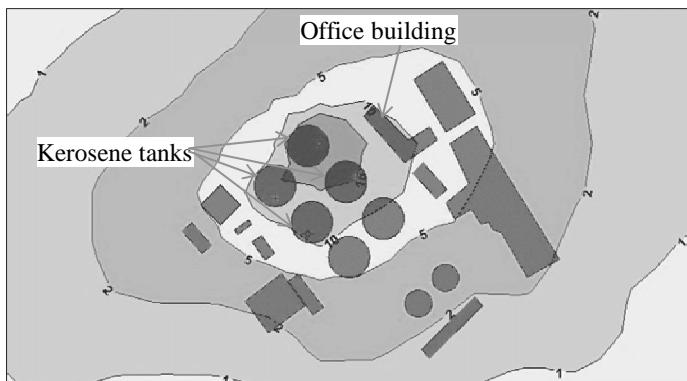


Fig. 4: Calculated annual odor perception frequencies 18-21 meters above ground level based on the emissions of four kerosene tanks of a tank farm without further abatement measures. Green: >2 %, yellow: >5 %, light red: >10 % (>175, 438, 876 hours/year).

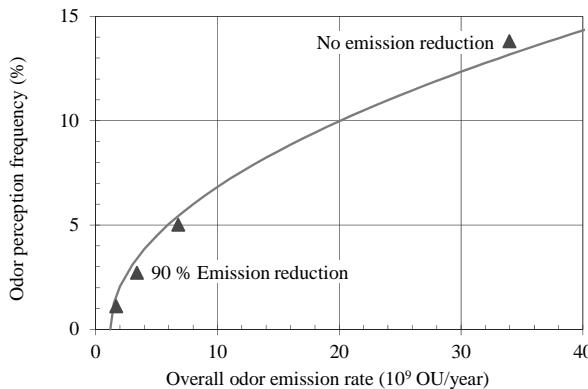


Fig. 5: Effect of emission abatement on the maximum predicted odor perception frequency (OU: odor units).

B. Intermediate storage space for slightly contaminated sewage water

1) Situation

A refinery used an otherwise not employed retention area, primarily intended as utility space for a storage tank, as an intermediate storage for slightly contaminated sewage water. As the nearest housing compound is situated in about 350 meters distance, it was discussed whether this could cause unacceptable odor perceptions in the neighborhood. Müller-BBM was asked to deliver an expert opinion to predict odor perception frequencies.

2) Estimation of an odor emission time series

Emission rates from contaminated water surfaces can be measured using sampling equipment as shown in 0: Filtered air is drawn through a defined space at a defined flow rate. From this gas stream a sample bag for olfactory measurement is filled using a vacuum cylinder.

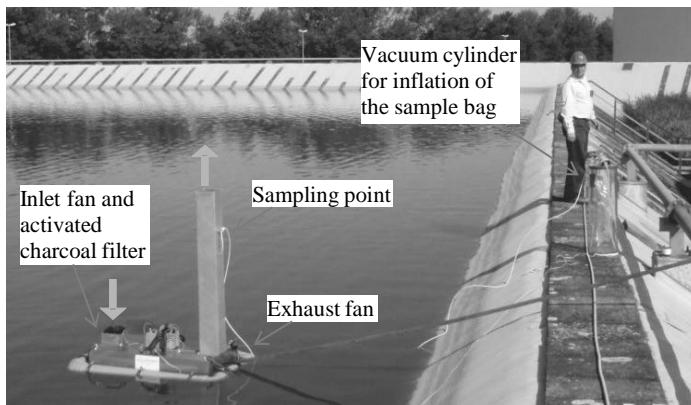


Fig. 6: Olfactory measurement of the emission rate from a contaminated water surface.

Sampling actually was performed on a warm summer day. It turned out that samples taken in the early morning, at lower temperatures, showed significant lower odor concentrations than samples taken in the midday heat. Therefore, it seemed to be appropriate to consider temperature-dependent emission rates. The influence of temperature on the emission rates could be derived from the experimental results. As maximum and minimum daily ambient temperatures for the site can be drawn from publicly available meteorological data, an emission time series could be constructed, considering as well daily and seasonal temperature alterations. The result is shown in 0.

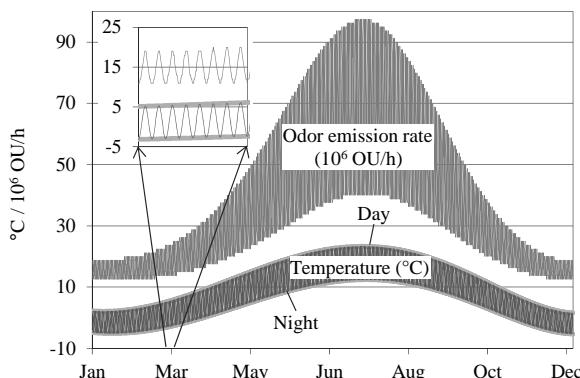


Fig. 7: Odor emission rate time series of a slightly oil-contaminated water surface considering daily and seasonal temperature alterations (OU: odor units).

3) Results of the dispersion calculations

Results of the dispersion calculation based on the emission rate time series displayed in 0 are shown in 0. It can be seen that annual odor perception frequencies up to 10 % must be anticipated in the neighborhood. Therefore, with respect to potential odor nuisances, the retention area should not be used permanently as an intermediate storage for contaminated sewages.

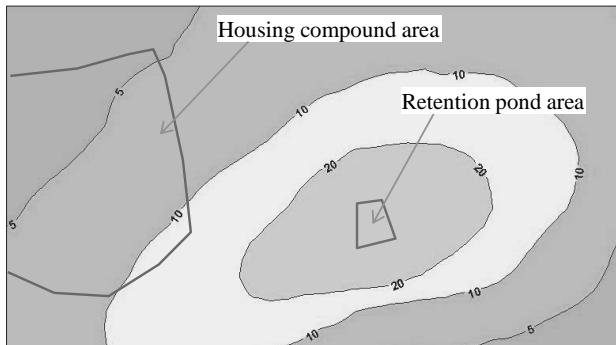


Fig. 8: Annual odor perception frequencies caused by a slightly oil-contaminated water surface (5 % = 438 hours per year, 10 % = 876 hours per year etc).

C. Odor perceptions during a refinery turnaround

1) Situation

During the shutdown and inspection of a refinery it occurred that strong odors, characteristically related to mineral oil products, were observed in the region. The incident lasted for about 6-8 hours and covered an area, more or less around a straight line, up to about 25 kilometers distance to the refinery site. Despite the large distance between the refinery site and the places of the odor perception incidents it was suspected that some activity related to the refinery shutdown could be responsible. Müller-BBM was asked to deliver an expert opinion that should work out possible causes for the incident.

2) Searching for emission sources and estimation of emission rates

It turned out that definitely no activity with potential emissions took place, despite the final cleaning of apparatuses with hot steam. The waste steam was disposed via the flaring system. Of course, the permanent emissions from storage tanks also had to be taken into account.

a) Flaring

Only little information about the operating parameters was available. There was an estimate of the steam flow rate and the general statement that supporting gas was used. The amount of supporting gas could not be specified. On this base, only a more or less plausible assumption of potential emissions could be made. An odor emission rate of 10^9 odor units per hour seems possible. It would mean that 30 tons per hour of steam, contaminated with 1 % oil components that have a medium odor threshold limit of 0.3 milligrams per odor unit, are released per hour. This emission rate was assumed in order to verify whether odor perceptions at great distances can generally be caused by flaring.

b) Background emissions: crude oil storage

It was known from former investigations that crude oil storage is the dominant source of background odor emissions for the site under consideration. The emissions of the crude oil tanks of the refinery and a nearby crude oil tank farm were estimated as follows. All crude oil tanks under consideration are floating roof tanks. Initially, the loss of hydrocarbons was calculated on basis of the method described in the API manual 19-2. The total losses (L_T) consist of static losses (L_S) and working losses (L_W).

$$L_T = L_S + L_W \quad (6)$$

The static losses are a function of the vapor pressure of the stored liquid and comprise all losses caused by sealing systems and fittings, where the stored liquid is directly exposed to the ambient air. The most important causal factors for static losses are the rim sealing and insufficiently sealed guidance poles. The API manual 19-2 provides a detailed catalog of emission factors. An interesting feature is that most of them depend on the wind velocity. This means, as meteorological data usually are available in form of hourly time series, that emission rate time series can be calculated with respect to this as well as accounting for the dependency of the vapor pressure on the storage temperature.

The working losses arise from the movement of the floating roof during charging and discharging of the tank as can be seen from 0. Typically, working losses are secondary to the static losses.

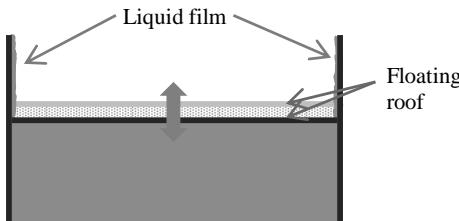


Fig. 9: Working losses of a floating roof tank.

To estimate odor emissions from hydrocarbon losses, additional information about the olfactory properties of the crude oil is needed. Table I summarizes olfactory measurement results. Obviously, the olfactory properties of different types of crude oil vary within a wide range. Typically, Arabic and Russian sorts are strongly odorous, whilst oil sorts from the North Sea do not produce strong odor. In the refinery and tank farm under investigation mainly Arabic and Russian sorts are stored and processed. In terms of a conservative approach, the data of sample 4 was used. It can also be seen from Table I that the correlation between hydrocarbon and odor concentration depends on the liquid temperature which is not surprising as different odorous substances may have different vapor pressure functions.

Table 1: Olfactory Properties of Crude Oil Vapors.

	°C	odor (10^6 OU/m ³)	hydrocarbons (kg/m ³)	correlation 10^6 OU/kg
sample 1	20	2	0,4	4
	28	30	0,9	40
sample 2	20	1	0,4	3
	28	20	0,8	20
sample 3	20	0,1	0,1	1
	28	0,2	0,4	1
sample 4	20	40	0,4	100
	26	90	0,5	180
sample 5	20	0,04	0,5	0,1
	26	0,02	0,6	0,03

3) Results of the dispersion calculations

On the basis of nearby measured meteorological data of a period of 48 hours around the incident, an odor emission time series was generated and dispersion calculations were carried out. Additionally, a constant emission rate from flaring was assumed as described above. The results were evaluated in form of hourly odor GLC maps. One of these is exemplarily shown in 0. This is no proof of a causal connection and, generally, the results only rudimentarily coincide with the actual observation of odor incidents. But it can be seen from the picture that basically and under particular meteorological conditions odor emission sources, as those under investigation, are able to cause odor perceptions even at a long distance.

Another interesting fact can be seen from 0: the odor propagation splits into two directions. This is because of the rotational shift of the wind direction in higher atmospheric layers due to the Coriolis Effect. The emission from the storage tanks takes place near ground level and without any thermal plume rise. In contrast, the emission height of the flare is about 70 meters plus the thermal plume rise due to the heat content of the emitted steam.

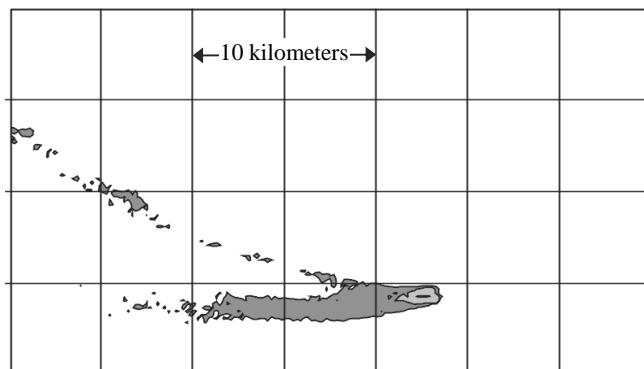


Fig. 10: Odor GLC, 1-hour average, exemplarily shown for one hour of the 48-hour period of investigation. Green: 1 odor unit per cubic meter, blue: 0.25 odor units per cubic meter. Conventionally, it is assumed that an hour is considered as an hour with odor perceptions when the average odor concentration is greater or equal to 0.25 odor units per cubic meter.

4. References

- [1] American Petroleum Institute, Manual of Petroleum Measurement Standards (API MPMS), chapter 19-1, Evaporative Loss from Fixed-Roof Tanks, 3rd ed., March 2002, addendum August 2008.
- [2] American Petroleum Institute, Manual of Petroleum Measurement Standards (API MPMS), chapter 19-2, Evaporative Loss from Floating-Roof Tanks, 3rd ed., October 2012.
- [3] Verein Deutscher Ingenieure (VDI, German association of engineers), technical guideline VDI 3479:2010-08, Emission control - Marketing installation tank farms.
- [4] Verein Deutscher Ingenieure (VDI, German association of engineers), technical guideline VDI 3880:2011-10, Olfactometry – Static sampling.
- [5] German Institute for Normalization (Deutsches Institut für Normung, DIN), technical guideline DIN EN 13725:2003-07 (corrigendum 2006-04), Air quality – Determination of odour concentration by dynamic olfactometry.
- [6] Verein Deutscher Ingenieure (VDI, German association of engineers), technical guideline VDI 3945 Part 3:2000-09, Environmental meteorology – Atmospheric dispersion models – Particle model.
- [6] Verein Deutscher Ingenieure (VDI, German association of engineers), technical guideline VDI 3782 Part 3:1985-06, Dispersion of air pollutants in the atmosphere; determination of plume rise.
- [7] Janicke Consulting, Dunum, Germany, program description of the dispersion model Austal2000.
- [8] Janicke Consulting, Dunum, Germany, program description of the dispersion model Lasat.