

Gutachten

Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen aus unkonventionellen Lagerstätten:

Methanemissionen und Szenarien

Impressum

Auftraggeber

Bundesministerium für Bildung und Forschung, Heinemannstraße 2
53175 Bonn

Herausgeber

Expertenkommission Fracking
Geschäftsstelle Expertenkommission Fracking
Projektträger Jülich, Forschungszentrum Jülich GmbH, Zimmerstraße 26-27, 10969 Berlin
Mail: ptj-expkom-fracking@fz-juelich.de
Internet: <https://expkom-fracking-whg.de/start>

Durchführung der Studie

G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft GmbH, Schwarze Kiefern 2, 09633 Halsbrücke

Autoren

Arne Abbenseth, Tim Aibel, Vera Demmler, Matthias Helbig, Dr. René Kahnt (Projektleiter), Mirko Martin, Dr. Roland Mayer, Dr. Jana Pinka

Redaktionsschluss 30.09.2020

Berlin, 18. Dezember 2020

Gutachten

Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen aus unkonventionellen Lagerstätten: Methanemissionen und Szenarien

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Zusammenfassung..... | 5 |
| 1 Kurzfassung..... | 6 |
| 1.1 Methoden zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen | 6 |
| 1.2 Methanemissionspfade und globale Methanemissionen | 7 |
| 1.3 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Deutschland | 12 |
| 1.4 Empfehlungen und Forschungsbedarf | 12 |
| 2 Hintergrund und Motivation | 13 |
| 3 Methodische Vorgehensweise | 14 |
| 3.1 Struktur des Berichtes | 14 |
| 3.2 Systematik der Literaturrecherche..... | 15 |
| 3.3 Kontaktaufnahme mit Experten | 16 |
| 3.4 Berechnungen und Abschätzungen der Methanemissionen | 16 |
| 4 Methoden zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen | 16 |
| 4.1 Fernerkundung | 17 |
| 4.1.1 Erläuterung der Fernerkundungsmethodik | 17 |
| 4.1.2 Vor- und Nachteile der Fernerkundung | 19 |
| 4.2 Isotopenanalysen..... | 20 |
| 4.2.1 Methodik der Isotopenanalyse..... | 20 |
| 4.2.2 Vor- und Nachteile der Isotopenmessungen..... | 22 |
| 4.3 Standortbezogene Analysemethoden..... | 22 |
| 4.3.1 Erläuterung der Methodik der standortbezogenen Analysemethoden | 23 |
| 4.3.2 Vor- und Nachteile der standortbezogenen Analysemethoden | 25 |
| 5 Betrachtung unterschiedlicher Emissionspfade für Methanemissionen | 26 |

| | | |
|-------|---|----|
| 5.1 | Natürliche Wegsamkeiten | 27 |
| 5.2 | Künstliche Wegsamkeiten | 28 |
| 5.3 | Undichtigkeiten bei Förderung, Transport, Verarbeitung und Verteilung von Erdgas | 31 |
| 5.4 | Diffuse Austritte während der Relaxationsphase ausgeförderter Lagerstätten | 39 |
| 5.5 | Vereinfachte Abschätzungen / Berechnungen zu Emissionen aus geologischen Formationen während und nach der Produktion für einen fiktiven Beispielstandort..... | 40 |
| 6 | Emissionen beim Gesamtprozess | 43 |
| 6.1 | Gesamteinschätzung der verfügbaren Literatur zu Gesamtemissionen..... | 44 |
| 6.2 | Vergleich der Methanemissionen unkonventioneller und konventioneller Lagerstätten..... | 50 |
| 6.3 | Einfluss der technologischen Entwicklung auf Methanemissionen | 51 |
| 7 | Globale Emissionen | 52 |
| 8 | Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Deutschland | 55 |
| 8.1 | Messung von Methanemissionen | 55 |
| 8.2 | Übertragbarkeit der Emissionsraten auf Deutschland | 57 |
| 8.2.1 | Bestimmungsgemäßer Betrieb ohne Berücksichtigung von Emissionen über geologische Wegsamkeiten | 58 |
| 8.2.2 | Störfälle und Superemitter | 58 |
| 8.2.3 | Emissionen über geologische Wegsamkeiten während und nach der Produktion..... | 59 |
| 8.2.4 | Gesamteinschätzung erwarteter Emissionsraten..... | 60 |
| 9 | Empfehlungen und Forschungsbedarf | 60 |
| 9.1 | Forschungsbedarf | 60 |
| 9.2 | Empfehlungen..... | 63 |
| 10 | Abkürzungsverzeichnis | 65 |
| 11 | Begriffserläuterungen..... | 70 |
| 12 | Anlagenverzeichnis | 71 |
| 13 | Literatur | 72 |

Zusammenfassung

Die im Zusammenhang mit der Förderung aus unkonventionellen Erdgaslagerstätten entstehenden Methanemissionen werden als eine mögliche negative Auswirkung dieser Technologie angesehen. Deshalb ist eine sachgerechte Einschätzung dieser Emissionsrate notwendig, insbesondere, da in der internationalen Literatur dazu sehr große Bandbreiten angegeben werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden vor diesem Hintergrund systematische Literaturrecherchen durchgeführt, die durch eine Reihe von Experteninterviews ergänzt wurden.

Für den Nachweis und die Quantifizierung von Methanemissionen von ganzen Regionen gibt es sogenannte Top-Down-Methoden. Dies sind Methoden der Fernerkundung mittels Satelliten, Drohnen oder hohen Türmen sowie Isotopenuntersuchungen. Außerdem gibt es eine Vielzahl standortbezogener Messverfahren, die sogenannten Bottom-Up-Methoden. Diese können lokal auch sehr geringe Konzentrationen erfassen.

Die Literatur wurde bezüglich der Emissionsraten für bestimmte Emissionspfade recherchiert. Es wurde festgestellt, dass es für Emissionen über diffuse oder künstlich geschaffene Wegsamkeiten während und nach Einstellung der Produktion keine statistisch verwertbaren Daten gibt. Demgegenüber gibt es insbesondere in den USA von der Umweltbehörde EPA (U. S. Environmental Protection Agency) umfangreiche und langfristige Bottom-Up-Messreihen zu Emissionen von Methan bei der Erschließung, Produktion, Prozessierung sowie Lagerung, Transport und Verteilung. Für das Jahr 2015 wird von der EPA eine Emissionsrate von 1,3 % und für das Jahr 2018 von 1,1 % jeweils bezogen auf die Gesamtproduktion angegeben. Im Ergebnis der detaillierten Analyse dieser Daten wird eingeschätzt, dass diese Emissionsraten hauptsächlich den Normalbetrieb beschreiben und Emissionen infolge von Störfällen, insbesondere Superemitter sowie diffuse Emissionen und Emissionen aus alten Bohrungen nicht oder nur teilweise berücksichtigen. Die genannten Emissionsraten stellen demzufolge eine Untergrenze der tatsächlichen Emissionsraten dar.

Im Ergebnis der statistischen Auswertung von Ergebnissen von Top-Down-Messungen wurde für die USA eine mittlere Emissionsrate von 1,9 % für das Jahr 2015 ermittelt, da nur für dieses Jahr genügend belastbare Messungen vorlagen. Diese Emissionsrate gilt für konventionelle und unkonventionelle Förderung gleichermaßen, da eine Trennung mit Top-Down-Methoden nicht möglich ist. Ein Vergleich dieser Rate mit globalen Emissionsraten für Emissionen der Öl- und Gasindustrie bestätigt den ermittelten Wert sehr gut.

Unter der Voraussetzung, dass die beste verfügbare Technologie für die Gewinnung und Verteilung von durch Fracking gewonnenen Erdgases eingesetzt wird, ist anzunehmen, dass für gegebenenfalls in Deutschland durchzuführende Förderung aus unkonventionellen Lagerstätten Emissionsraten deutlich kleiner als 1 % zu erwarten sind. Um langfristige Emissionen über künstlich geschaffene Wegsamkeiten ebenfalls auszuschließen, ist eine detaillierte geologische Standorterkundung und eine konservative Planung zur Vermeidung der Schädigung von Barrieren notwendig. Sowohl für die Messung von Methanemissionen als auch für die

Technologie zur Gewinnung wird ein entsprechender Forschungsbedarf gesehen, der im Bericht dargestellt wird.

1 Kurzfassung

Seit etwa 2007 ist weltweit ein rasanter Anstieg der Erdgasgewinnung aus unkonventionellen Lagerstätten (in den Muttergesteinen Schiefer, Mergel, Ton und Kohleflöz) zu verzeichnen. Insbesondere in den USA, Kanada und Australien wird durch die sogenannte Fracking-Technologie (Hydraulic Fracturing) Erdgas und -öl gefördert. Einhergehend mit diesem Trend wachsen die Vorbehalte der Bevölkerung bezüglich der Umweltauswirkungen dieser Fördertechnologie. Neben der potenziellen Verunreinigung von Grundwasserressourcen und der möglichen Auslösung induzierter Seismizität werden auch klimaschädliche Methanemissionen befürchtet. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund, dass Methan als Treibhausgas bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren eine um den Faktor 28 (IPCC, 2014) höhere Wirkung hat als Kohlendioxid. Wird ein Zeitraum von 20 Jahren betrachtet, wie dies in der Literatur häufig diskutiert wird, beträgt dieser Faktor sogar 86 (IPCC, 2016).

Die Studie fasst die Ergebnisse der internationalen wissenschaftlichen Erkenntnisse auf dem Gebiet der Methanemissionen, die bei der Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten freigesetzt werden, zusammen. Es wurde geprüft, inwiefern die gewonnenen Ergebnisse auf Deutschland übertragen werden können. Der Fokus der Recherchen lag dabei vor allem auf der Auswertung von Literatur aus Ländern, in denen intensiv Erdgas mit Hilfe von Fracking gewonnen wird (USA, Kanada und Australien). Es wurden aber auch Literaturrecherchen über die Erdgasförderung durch Fracking im europäischen Raum durchgeführt.

Zusätzlich zu Literaturrecherchen wurden international anerkannte Expertinnen und Experten aus den Bereichen Wissenschaft (Universitäten und Forschungseinrichtungen), Industrie (Erdöl-/Erdgas-Industrie und Dienstleister), staatliche Organisationen (staatliche Behörden und Ministerien) und Nichtregierungsorganisationen (NGOs) befragt.

1.1 Methoden zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen

Zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen kommen sowohl Methoden mit denen Emissionen großflächig für ganze Regionen erfasst werden können (Top-Down-Ansatz) als auch kleinräumige standortbezogene Methoden (Bottom-Up-Ansatz) zum Einsatz.

Top-Down-Messungen beinhalten Fernerkundung (Messungen mit Hilfe von Satelliten, Flugzeugen und Drohnen), Messungen von hohen Türmen sowie Isotopenuntersuchungen. Bei der Fernerkundung kommen thermale hyperspektrale Sensoren, multispektrale Kameras, thermale einbandige Sensoren, Multigas Lidar Systeme und Laser-Spektrometer zum Einsatz. Isotopenuntersuchungen spielen eine zentrale Rolle, weil damit auch die Herkunft des Methans untersucht werden kann. Der Hauptvorteil von Top-Down-Messungen besteht darin,

dass alle Emissionen eines Gebietes erfasst werden können. Nachteile sind die begrenzte räumliche Auflösung und insbesondere bei Fernerkundung, die nicht kontinuierliche Verfügbarkeit von Messdaten.

Bei Bottom-Up-Messungen handelt es sich um standortbezogene lokale Messungen. Es gibt eine Vielzahl von Messprinzipien und Messverfahren, von denen die meisten bereits langjährig für die Überwachung im Bereich der konventionellen Öl- und Gasförderung eingesetzt werden. Vorteile standortbezogener Messmethoden bestehen in der großen Einsatzflexibilität, der hohen räumlichen Auflösung und den geringen Kosten. Demgegenüber ist es mit diesen Methoden sehr aufwändig, die Emissionen größerer Gebiete repräsentativ und kontinuierlich zu erfassen. Dadurch besteht das Risiko, dass Methanaustritte, insbesondere sogenannte Superemitter nicht erfasst werden. Die meisten der standortbezogenen Messverfahren ermitteln die Konzentration und können damit lediglich zum Nachweis von Methanquellen eingesetzt werden. Die Ermittlung von Massen- und Volumenströmen und folglich auch von Emissionsraten ist in der Regel aufwändiger, entspricht aber ebenfalls dem Stand der Technik. Derartige Methoden liegen insbesondere den von der EPA ermittelten Methanemissionsraten zugrunde.

1.2 Methanemissionspfade und globale Methanemissionen

Die Untersuchungen zu Methanfreisetzungen wurden für unterschiedliche Emissionspfade durchgeführt. Es wurden natürliche und künstliche Wegsamkeiten, während der Förderung, der Verarbeitung und dem Transport des gewonnenen Gases sowie diffuse Austritte über geologische Strukturen während der Relaxationsphase nach Beendigung der Erdgasförderung betrachtet.

Literaturdaten zu diffusen Methanemissionen, über natürliche Wegsamkeiten wie Störungen und Klüfte bereits vor der Fördermaßnahme, liegen nicht vor. Diffuse Emissionen müssen allerdings sehr gering sein, da die Lagerstätten ansonsten über geologische Zeiträume bereits ausgegast wären. Auch befinden sich in Gebieten mit unkonventioneller Erdgasförderung in den meisten Fällen auch ältere konventionelle Förderbohrungen und andere Methanquellen wie defekte Leitungen. Deshalb können eventuell vorhandene, geringe diffuse Emissionen aus unkonventionellen Lagerstätten messtechnisch nicht getrennt erfasst werden.

Ebenfalls existieren keine repräsentativen Messdaten zu Emissionen über künstliche Wegsamkeiten während der Produktion. Dies hat mehrere Ursachen. So sind die potenziellen Austritte über größere Flächen verteilt und nur sehr schwierig einer konkreten Bohrung zuzuordnen. Zudem ist der Gas- und Fluiddruck während der Förderung im Bereich der Bohrung und der Fracs signifikant gegenüber dem natürlichen Lagerstättendruck abgesenkt. Durch diesen reduzierten Druck kann das Gas nicht in das geologische Umfeld migrieren. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass die ggf. sehr geringen Emissionen über künstliche Wegsamkeiten von den Emissionen, die im Zusammenhang mit der Gasförderung stehen, überprägt werden.

Analog dazu sind kaum Messdaten zu Emissionen über geologische Wegsamkeiten nach der Produktion vorhanden bzw. nicht repräsentativ, da Förderbohrungen in unkonventionellen Lagerstätten in der Regel 20 bis 30 Jahre betrieben werden. Daher gibt es nur wenige gefrackte Bohrungen in unkonventionellen Lagerstätten, aus denen nicht mehr gefördert wird. Diese befinden sich zudem in Gebieten mit in Produktion befindlichen Bohrungen, sodass eine Zuordnung der diffusen Emissionen zu stillgelegten bzw. noch im Betrieb befindlichen Bohrungen nicht möglich ist. Emissionen über künstliche Wegsamkeiten sind nach Wiederanstieg des Lagerstättendruckes extrem abhängig von den durchgeführten Erschließungsmaßnahmen, den spezifischen lokalen geologischen Gegebenheiten und sehr empfindlichen, meist nur mit hohem Aufwand bestimmbar Parametern. Daher sind die möglichen langfristigen Emissionsraten nach Beendigung der Förderung in den derzeitigen Hauptfördergebieten nicht zuverlässig abschätzbar. Da über die Lebensdauer eines Bohrloches nur ein geringer Anteil des Lagerstätteninhaltes gewonnen wird, sehen einige der kontaktierten Experten hier ein enormes Risiko für zukünftige Emissionen.

Zwar gibt es eine Vielzahl von Publikationen zur Modellierung von Methanemissionen über diffuse Wegsamkeiten, allerdings sind diese von den lokalen geologischen Bedingungen und speziellen sensitiven Parametern abhängig. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde ein vereinfachtes dynamisches Modell erstellt, mit dem die Sensitivität der modellierten Emissionsraten in Abhängigkeit der entsprechenden Parameter demonstriert werden konnte. Insgesamt wird deshalb eingeschätzt, dass trotz der Vielzahl der in der Literatur dokumentierten Modellierungsergebnisse keine allgemeingültigen Aussagen für Methanemissionen über diffuse Wegsamkeiten während oder nach der Produktion abzuleiten sind.

Bezüglich der Emissionen bei Förderung, Verarbeitung und Transport konnte neben einer Reihe von Publikationen insbesondere auch eine umfangreiche Datenbasis der EPA (EPA, 2020) ausgewertet werden. Diese Daten beruhen auf langjährigen Erfassungen von Methanemissionen in der Erdgasindustrie, hauptsächlich mit Hilfe von Vor-Ort-Messungen (Bottom-Up-Methoden).

Seit dem Jahr 2007 entwickelten sich die USA zum international größten Anwender von Fracking im Rahmen der unkonventionellen Erdgasförderung. Derzeit beträgt der Anteil des in den USA aus unkonventionellen Lagerstätten gewonnen Erdgases ca. 80 % der Gesamtfördermenge. Aufgrund der kontinuierlichen Erfassung von Emissionsdaten seit 1990 wird die derzeit größte öffentlich zugängliche Datensammlung zu Methanemissionen bei der unkonventionellen Erdgasförderung durch die amerikanische Umweltschutzbehörde (EPA) bereitgestellt. Letztere umfasst Emissionswerte verschiedenster Bauteile und Prozessstufen, die durch Vor-Ort-Messungen (Bottom-Up-Ansatz) mit von der EPA vorgegebenen Messverfahren beobachtet wurden. Diese so ermittelten Werte werden auch in anderen Ländern für eine faktorbasierte Emissionsabschätzung genutzt. Die Verwendung dieser Emissionswerte wird von einigen Experten als kritisch angesehen. Insbesondere ist nicht immer eindeutig dargelegt, ob und wie Störfälle erfasst wurden. Darüber hinaus wird angemerkt, dass ein Teil der Messungen von der Industrie selbst durchgeführt wurden. Für die Förderung von Erdgas

durch Fracking außerhalb der USA konnte im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch keine vergleichbar umfangreiche und kontinuierliche Erfassung von Methanemissionsdaten gefunden werden.

Zusätzlich zum Bottom-Up-Ansatz sind in der Literatur Emissionsraten für gesamte Regionen oder Länder basierend auf sogenannten Top-Down-Messungen verfügbar. Diese werden auf der Grundlage von Fernerkundungsmethoden (Satellit, Flugzeug, Drohne, hohe Türme) und Isotopendaten gewonnen. Sie repräsentieren Gesamtemissionen über verschiedene Pfade und berücksichtigen in der Regel neben dem bestimmungsgemäßen Betrieb auch Störfälle. Eine Zuordnung zu einzelnen Pfaden ist mit diesen Methoden jedoch kaum möglich.

Eine Abgrenzung der durch die unkonventionelle Erdgasförderung hervorgerufenen Emissionen von anderen anthropogen verursachten Methanemissionen (Viehhaltung, Deponien, Reisfelder, etc.) und natürlichen Quellen (diffuse geogene Methanquellen, Moore, Überschwemmungsgebiete etc.) ist nur mit Hilfe von Isotopendaten oder auf Basis langfristiger Messreihen möglich. Da diese Grundlagen jedoch nicht in jedem Falle vorliegen, ist eine Unterscheidung meist schwierig. Dies wird noch dadurch erschwert, dass sich parallel zur Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten die Emissionen aus der Landwirtschaft global erhöht haben (Saunio et al., 2019a). Vor diesem Hintergrund konnte nur ein Teil der mit Top-Down-Ansätzen gemessenen Methanemissionswerte als repräsentativ eingeschätzt und weiterverwendet werden. Zusätzlich wurden die mit Hilfe des Top-Down-Ansatzes recherchierten Emissionswerte auf ihre Plausibilität überprüft. So wurden nur Datensätze berücksichtigt, die eindeutig einem Bezugszeitraum zugeordnet werden konnten, die primäre Messdaten darstellen (keine Review-Artikel) und die von den Autoren selbst als repräsentativ erachtet und nicht von anderen Experten grundlegend in Frage gestellt wurden.

Im Ergebnis dieser Prüfung konnte für die USA als derzeit größtem Produzenten von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten eine Emissionsrate bezogen auf die Gesamtfördermenge von Erdgas in Höhe von 1,9 % für das Jahr 2015 abgeleitet werden. Dieser Wert bezieht sich auf Gesamtemissionen aus konventionellen und unkonventionellen Lagerstätten, da eine Unterscheidung mit Top-Down-Messungen innerhalb eines Fördergebietes nicht möglich ist. Aufgrund der Dominanz der Förderung aus unkonventionellen Lagerstätten kann diese Emissionsrate allerdings als repräsentativ für unkonventionelle Lagerstätten angesehen werden. Zieht man hingegen die aus dem Bottom-Up-Ansatz für die gesamte Prozesskette ermittelten Daten für das gleiche Jahr (EPA, 2020) in Betracht, so ergibt sich für das gleiche Betrachtungsjahr eine Emissionsrate in Höhe von 1,3 %. Das entspricht einer Abweichung von 64 % gegenüber der Top-Down-Methode. Dabei ist einschränkend zu berücksichtigen, dass die statistisch abgeleiteten 1,9 % auf einer relativ kleinen Datenbasis, d. h. einer kleinen Anzahl an veröffentlichten Daten beruht und deshalb statistisch nicht gut abgesichert sind.

Die Differenz der Emissionsraten zwischen Bottom-Up und Top-Down-Messungen kann verschiedene Ursachen haben. Über Bottom-Up-Messmethoden können beispielsweise Störfäl-

le / Superemitter gegenwärtig nur zufällig erfasst werden. Ebenso sind Emissionen alter, unzureichend verwahrter Bohrungen nur zu einem geringen Anteil ermittelbar. Die Erfassung von Massenströmen über künstliche geologische Wegsamkeiten ist mit diesen Methoden, aufgrund der teilweise diffusen Austräge über größere Gebiete, nicht repräsentativ möglich. Weiterhin werden nicht alle prozessbedingten Methanaustritte erfasst.

Eine große Bedeutung bei Methanemissionen spielen sogenannte Superemitter. Dabei handelt es sich um massive und meist kurzfristige Methanfreisetzungen, die zumindest temporär die Gesamtemissionen eines Gebietes dominieren können. Derartige Superemitter können beispielsweise schlecht abgedichtete alte Bohrlöcher, ältere Kompressorstationen, Lecks in Rohrleitungen, Emissionen aus dem Rückfluss (Flowback), Blow-ups und defekte Anlagenteile sein.

Technologisch bedingte Superemitter wurden in der Vergangenheit identifiziert und entsprechende Lösungen zur Reduzierung der Methanemissionen entwickelt. Die Freisetzung von Methan aus offenen Absetzteichen für den Flowback wird mittlerweile durch abgeschlossene Flowbackbehandlung (RECs) nahezu vollständig verhindert. Methan, welches zu Wartungszwecken aus Rohrleitungen und Kompressoren abgeblasen wird, wird immer häufiger gefasst und in den Prozess rückgeführt oder einer thermischen Nachnutzung zugeführt. Bislang werden diese Maßnahmen nur bei neuen Bohrungen umgesetzt, jedoch werden die technischen Anlagen bei älteren bestehenden Bohrungen in der Regel kaum erneuert.

Die Auswertung der Literatur zeigt auch, dass die gemessenen Emissionsraten regional sowie zeitlich stark schwanken. Dies wurde auch durch die Expertengespräche bestätigt. Die Ursachen für die regionalen Schwankungen sind vielfältig. Eine Ursache stellt der regional unterschiedliche Stand der Technik dar, wenn die Förderung aus unkonventionellen Lagerstätten zu unterschiedlichen Zeiten einsetzte. Weiterhin liegen in den USA in den einzelnen Bundesstaaten unterschiedliche behördliche Anforderungen vor. Außerdem können sich die Zusammensetzung und der Flüssigkeitsanteil des Lagerstättengases unterscheiden. Zusätzlich kann es zu Überschneidungen mit gleichzeitiger Ölgewinnung kommen. Aber auch nicht repräsentative Messstandorte sowie Unsicherheiten in der Bilanzierung der Massenströme innerhalb der Prozesskette können zu Schwankungen der Methanemissionen führen. Des Weiteren können Faktoren, die zur Hochskalierung auf nationale Emissionen verwendet wurden, in verschiedenen Angaben von Methanemissionen resultieren.

Die zeitlichen Schwankungen können ebenfalls verschiedene Ursachen haben. Eine wesentliche Rolle spielen hierbei temporär auftretende Störfälle und Superemitter. Auch nicht repräsentative Messstandorte sowie Unsicherheiten in der Bilanzierung der Massenströme innerhalb der Prozesskette können diese zeitlichen Variationen begründen. Weiterhin können Witterungsschwankungen, die nur unzureichend bei der Bilanzierung der Massenströme berücksichtigt wurden, eine Ursache darstellen. Fluktuierende Hintergrundkonzentrationen, die nicht mit der Erdgasförderung in Zusammenhang stehen, wie bspw. natürliche Emissionen oder Emissionen durch Landwirtschaft, können ebenfalls Schwankungen hervorrufen.

Vor diesem Hintergrund lassen sich die in der Literatur dokumentierten, sehr unterschiedlichen Emissionsraten zwischen 0,1 % und bis zu 17 % zumindest qualitativ erklären. Nach Sichtung und Auswertung der Literatur können außergewöhnlich hohe Emissionsraten meist auf besondere lokale Umstände oder Störfälle zurückgeführt werden. Sie sind unter dem Blickwinkel der gut begründeten globalen Gesamtemissionen sowie der durchgeführten statistischen Auswertungen nicht als repräsentativ für die Ermittlung einer durchschnittlichen Methanemissionsrate anzusehen.

Für die USA wird für das Jahr 2018 ((EPA, 2020): Bottom-Up) eine Emissionsrate in Höhe von ca. 1,1 % angegeben. Vergleichbare Werte mittels Top-Down-Ansatz lagen bis Redaktionsschluss für das Jahr 2018 noch nicht vor. Da jedoch mit Bottom-Up-Ansätzen die gleichen Emissionspfade wie im Jahr 2015 erfasst wurden, ist davon auszugehen, dass analog zum Jahr 2015 ein vergleichbarer Anteil der Emissionen nicht erfasst wurde. Somit kann auch für das Jahr 2018 von einer Gesamtemissionsrate in den USA im Bereich von ca. 2 % ausgegangen werden.

Eine Unterscheidung bezüglich der Emissionsraten zwischen konventioneller und unkonventioneller Gasgewinnung ist anhand der Literaturangaben nur im Bereich der Exploration und der anschließenden Flowback-Behandlung möglich. Allerdings liegt der Gesamtanteil dieses Teilbereiches bei nur ca. 1 % der Gesamt-Methanemissionen bei der Produktion und Verteilung (EPA, 2018). Eine Unterscheidung der Methanemissionen nach konventioneller und unkonventioneller Erdgasförderung ist in allen nachfolgenden Prozessschritten nicht möglich. Die prozentuale Verteilung der Methanemissionen spiegelt dabei in etwa das Verhältnis der beiden Förderverfahren wider. Die höchsten Emissionsraten werden in den Prozessschritten der Verarbeitung und des Transportes festgestellt, insbesondere hervorgerufen durch Kompressorstationen sowie durch die Verwendung von prozessgasbetriebenen Ventilen. Diese Emissionen sind unabhängig von der Förderart. Vor diesem Hintergrund wird eingeschätzt, dass die in der vorliegenden Studie ermittelte Methanemissionsrate von ca. 1,9 % für das Jahr 2015 weitestgehend unabhängig von der Förderart gilt.

Auf der Grundlage der weltweiten Methanemissionen (Saunois et al., 2019a) und auf Basis der anhand der EPA-Daten (EPA, 2020) begründeten Annahme, dass die Emissionsraten bei der Förderung konventioneller und unkonventioneller Lagerstätten ähnlich sind, wurden Plausibilitätsbetrachtungen zu Obergrenzen der Methanemissionsrate bei der Erdgasförderung abgeleitet. Abhängig davon, ob die weltweiten Emissionsraten mit Bottom-Up- oder Top-Down-Ansätzen ermittelt wurden, können der Erdgasförderung Emissionsraten zwischen 2,5 % und 3,2 % zugeordnet werden. Diese Zahlen stimmen gut mit den für die Erdgasförderung durch ConocoPhillips (2015b) bzw. Schwietzke et al. (2014) abgeleiteten Emissionsraten zwischen 2 % und 4 % überein. Vor diesem Hintergrund erscheint auch die mittels Top-Down-Messungen bestimmte Emissionsrate von 1,9 % plausibel.

1.3 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Deutschland

Eine Übertragung der in dieser Studie für die USA abgeleiteten Gesamtemissionsrate von ca. 1,9 % auf Deutschland ist nicht sachgerecht. Werden die Unternehmen in Deutschland dazu verpflichtet zu Beginn von Frackingmaßnahmen Technologien entsprechend dem „Stand der besten verfügbaren Technik“ zu verwenden, wird die Emissionsrate im bestimmungsgemäßen Betrieb deutlich unter einem Wert von 1 % liegen. Die gegenwärtig für die USA ermittelte Emissionsrate ergibt sich als Mittelwert von Produktionsanlagen mit unterschiedlichem Alter und damit unterschiedlichem Stand der Technik. Die Emissionsraten bei neuen Anlagen entsprechend dem „Stand der besten verfügbaren Technik“ sind deutlich geringer als bei älteren Anlagen (Einsatz von druckluftbetriebenen Ventilen, dichteren Kompressoren und RECs zur Vermeidung von Emissionen aus Flowback). Durch die Verpflichtung der Unternehmen, dass die bereits für konventionelle Erdgasförderung in Deutschland geltenden hohen Sicherheitsstandards konsequent umgesetzt werden, kann auch eine Reduktion der Emissionen im Rahmen von Störfällen erreicht werden. Durch eine sachgerechte Planung und Vorbereitung der eigentlichen Frackingmaßnahme mit vorlaufender detaillierter geologischer Erkundung, können Emissionen über geologische Wegsamkeiten mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden. Dazu sind insbesondere konservative Ansätze hinsichtlich der Sicherstellung der Integrität von Barrieren in Ansatz zu bringen.

1.4 Empfehlungen und Forschungsbedarf

Sofern in Deutschland Frackingmaßnahmen im Zusammenhang mit der Förderung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten erlaubt werden, sind umfangreiche prozessbegleitende Erfassungen der Methanemissionen durchzuführen. Diese sollten aus einer Kombination von Fernerkundungsmethoden mit Satelliten sowie Flugzeugen bzw. Drohnen und aktuellen Vor-Ort-Messmethoden bestehen, die im besten Falle ein automatisches zentrales Meldesystem beinhalten. Durch Isotopenuntersuchungen kann dabei auf die Herkunft der gemessenen Methanemissionen geschlossen werden. Durch die vorgeschlagene Kombination von Messverfahren wird sichergestellt, dass Methanemissionen effektiv und schnell identifiziert werden, und dass auf Grundlage von Maßnahmenplänen unverzüglich gehandelt werden kann.

Handlungs- und Forschungsbedarf wird sowohl im Bereich des Nachweises und der Quantifizierung von Methanemissionen, im Bereich der geologischen Erkundung als auch im Bereich der Technologie der Produktion, Aufbereitung und Verteilung gesehen. Der Nachweis und die Quantifizierung von Methanemissionen kann insbesondere durch den weiteren Ausbau von Satellitensystemen mit hoher räumlicher Auflösung und mit aktiven Sensoren verbessert werden. Derartige Sensoren müssen gezielt ausgerichtet werden können und sollten weniger abhängig von den Wetterbedingungen sein. Außerdem besteht Entwicklungspotenzial im Bereich automatisierter lokaler Überwachungssysteme. Zur Erfassung größerer Gebiete und zur Identifikation von Störfällen wäre eine Entwicklung von kontinuierlich arbeitenden Top-Down-Messsystemen, beispielsweise mit Hilfe von Drohnen sinnvoll. Auch sollte die Nutz-

barkeit der Messung von Deuterium-Isotopen zur Ermittlung der Methangengese weiter untersucht werden.

Mit einer weiteren Verbesserung der Messmethoden sollte angestrebt werden, dass mit Bottom-Up- und Top-Down-Messungen vergleichbare Emissionsraten bestimmt werden können. Nur dadurch wird sichergestellt, dass die gemessenen Emissionsraten den tatsächlichen Zustand widerspiegeln.

Im Bereich der geologischen Erkundung ist ein Forschungsbedarf in der Erhöhung der räumlichen Auflösung von geophysikalischen Erkundungsmethoden zur Detektion von Störungen mit geringem Versatz in größeren Tiefen und im Bereich der Entwicklung von Verfahren zur Erkundung der räumlichen Verteilung von Porosität und Permeabilität, speziell im Bereich von Störungzonen vorhanden.

Bezüglich technologischer Verbesserungen besteht Forschungsbedarf zur Dichtheit von Anlagenteilen wie Ventilen und Kompressoren.

2 Hintergrund und Motivation

Fracking zur Aufsuchung und Gewinnung von Erdgas oder Erdöl in unkonventionellen Lagerstätten durch Aufbrechen von Schiefer-, Ton-, Mergel- oder Kohleflözgestein ist in Deutschland verboten. Abweichend von diesem Verbot können nach Wasserhaushaltsgesetz § 13a Absatz 2 Genehmigungen für bis zu vier Erprobungsmaßnahmen erteilt werden. Zweck dieser Erprobungsmaßnahmen ist es, die Auswirkungen auf die Umwelt, insbesondere den Untergrund und den Wasserhaushalt, wissenschaftlich zu erforschen. Sollte eine solche Erprobungsmaßnahme beantragt und genehmigt werden, ist sie wissenschaftlich zu begleiten und auszuwerten. Dazu wurde von der Deutschen Bundesregierung die unabhängige Expertenkommission Fracking eingesetzt.

Um die Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen aus unkonventionellen Lagerstätten bereits im Vorfeld erfassen und bewerten zu können, hat die Kommission Studien zum Stand der Technik beauftragt. Im Fokus der Studien stehen folgende Aspekte:

- Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen aus unkonventionellen Lagerstätten – Monitoringstrategien und –verfahren für Grund- und Oberflächengewässer.
- Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen aus unkonventionellen Lagerstätten – Methanemissionen und Szenarien.
- Mikroseismizität bei der Gewinnung von Kohlenwasserstoffen aus unkonventionellen Lagerstätten.

Wenn Methan in die Atmosphäre entweicht, wirkt dieses Treibhausgas deutlich stärker als Kohlenstoffdioxid. Daher geraten Methanemissionen im Rahmen der Gewinnung und des

Transports von Erdgas immer mehr in den Fokus des öffentlichen Interesses. Aus diesem Grund wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Auftrag der Expertenkommission eine Studie ausgeschrieben, um die Möglichkeiten der Entstehung von Methanemissionen beim Fracking in allen Prozessschritten und die dabei freigesetzten Mengen zu ermitteln sowie den aktuellen Stand der Technik zu erfassen. Im Februar 2020 wurde die Firma G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH mit der Erarbeitung der Studie vom BMBF beauftragt.

Im Rahmen der Ausführung des Auftrages wurden Publikationen und Erfahrungen sowohl aus dem innereuropäischen Raum als auch aus dem außereuropäischen Ausland ausgewertet. Es wurden Informationen aus jenen Ländern erlangt, in denen Gas aus unkonventionellen Lagerstätten, wie Kohleflözen oder aus Schiefergasformationen, mit Hilfe von Fracking im industriellen Maßstab gefördert wird. Das betrifft beispielsweise Australien, Kanada und die USA. Speziell wurde untersucht, ob eine Übertragung aller dort vorzufindenden geologischen, technischen und rechtlichen Rahmenbedingungen und speziell der Methanfreisetzungsraten auf Deutschland möglich ist.

3 Methodische Vorgehensweise

3.1 Struktur des Berichtes

Thematisch wird der vorliegende Bericht in vier Schwerpunkte gegliedert:

- Methoden zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen,
- Methanemissionspfade und globale Methanemissionen,
- Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Deutschland,
- Empfehlungen und Forschungsbedarf.

Im Kapitel 4 werden Methoden zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen dargestellt, die zwei verschiedene Ansätze verfolgen. Sie werden in Messungen für größere Regionen (Top-Down-Ansatz) und örtliche Messungen (Bottom-Up-Ansatz) unterschieden. Das Spektrum der vorgestellten Methoden erstreckt sich dabei von satellitengestützten Messungen bis hin zum Seifenblasentest.

Kapitel 5 fasst die Ergebnisse der Literaturstudie in Bezug auf Methanemissionen über natürliche und künstliche Wegsamkeiten, prozessbedingte Methanfreisetzungen und langzeitliche Auswirkungen der Maßnahmen in der Relaxationsphase der Lagerstätte zusammen. Es werden globale Betrachtungen zu Methanemissionen vorgenommen und der Einfluss der verwendeten Technologie sowie die Auswirkungen der technologischen Entwicklungen herausgearbeitet.

Im Anschluss erfolgt in Kapitel 8 eine Einschätzung zur Übertragbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse auf Deutschland. Weiterhin werden Wissensdefizite sowie der Forschungsbedarf

in Hinblick auf Messmethoden und Möglichkeiten zur weiteren Reduzierung von Methanemissionen aufgezeigt.

3.2 Systematik der Literaturrecherche

Der Studie liegen umfangreiche Literaturrecherchen zugrunde, um einen weitreichenden Überblick zu den vorhandenen wissenschaftlichen Arbeiten bezüglich der Methanemission im Zusammenhang mit der Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten zu erhalten. Die Recherchen wurden zunächst nach geografischen Gesichtspunkten untergliedert, wobei folgende Regionen betrachtet wurden:

- USA und Kanada,
- Australien,
- Europa,
- Deutschland.

Zusätzlich wurden auch Daten aus weiteren Regionen, insbesondere aus Russland recherchiert. Im Rahmen der Auswertung der Literaturquellen wurden wesentliche Ergebnisse zusammengefasst und mit Metadaten hinsichtlich der nachfolgenden Kriterien charakterisiert:

- Zuordnung der Ergebnisse zu Emissionspfaden:
 - Natürliche Wegsamkeiten
 - Künstliche Wegsamkeiten während der Produktion
 - Undichtigkeiten von Pipelines und Rohrleitungen
 - Diffuse Austritte während der Relaxationsphase ausgeförderter Lagerstätten
- Aussagen zu Emissionen beim Gesamtprozess (Top-Down-Ansätze)
- Geografische Zuordnung des Produktionsstandortes
 - USA und Kanada, ggf. Zuordnung zu Regionen
 - Australien, ggf. Zuordnung zu Regionen
 - Europa, ggf. Zuordnung zu Regionen
 - Deutschland, ggf. Zuordnung zu Regionen
- Aussagen zu weltweiten Emissionen
- Zuordnung von Informationen und Daten nach Institutionen:
 - Staatliche Behörden oder Ministerium
 - Universitäten und Forschungseinrichtungen
 - Industrie (inkl. Serviceunternehmen)
 - Nichtstaatliche Organisationen (NGO's/Non Governmental Organisations).

Einen Schwerpunkt der Recherche bildete die Erfassung von quantitativen und methodischen Aussagen. Hierzu liefern die folgenden Überblicksarbeiten wichtige Informationen: Lafleur et al. (2016), Lafleur and Sandiford (2017), Allison and Mandler (2018), Dannwolf und Heckelsmüller (2014), EPA (2020), Government of the Northern Territory (2018), Costa et al. (2015), Costa et al. (2016) sowie Ogge and Campbell (2018).

3.3 Kontaktaufnahme mit Experten

Das Ziel der Expertengespräche bestand darin, die in den verschiedenen Fachgebieten verwendeten Methoden besser nachvollziehen und die Ergebnisse besser einordnen zu können. Es erfolgte eine Kontaktaufnahme mit zahlreichen nationalen und internationalen Expertinnen und Experten. Sie wurden aus verschiedenen Regionen (d. h. Deutschland/Europa, USA, Kanada und Australien) als Vertreterinnen und Vertreter verschiedener Institutionen (Universitäten und Forschungseinrichtungen, staatlichen Organisationen, Industrie sowie Nichtregierungsorganisationen) ausgewählt. Es wurden insgesamt 42 nationale und internationale Expertinnen und Experten kontaktiert, von denen ungefähr die Hälfte auf die Anfrage reagierte. So wurden von einigen der Experten zusätzliche Literaturquellen benannt und schriftlich Hinweise gegeben.

Ursprünglich geplante Auslandsreisen konnten aufgrund der pandemiebedingten Reisebeschränkungen nicht durchgeführt werden.

3.4 Berechnungen und Abschätzungen der Methanemissionen

Zu Methanemissionen während der Förderung, Verarbeitung und des Transportes konnten umfangreiche und sehr detaillierte Daten ermittelt werden. Zu diffusen Methanaustritten aus natürlichen und künstlich geschaffenen Wegsamkeiten sowie während der Relaxationsphase nach Beendigung der Gasförderung ist die Datenlage hingegen deutlich schlechter.

Um dennoch auch diese Methanemissionen abschätzen zu können, wurden vereinfachte numerische Modellierungen durchgeführt. Damit sollte geprüft werden, inwiefern die Vielzahl an Studien, die ausschließlich auf numerischen Untersuchungen beruhen, belastbare und verallgemeinerbare Aussagen liefern können.

4 Methoden zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen

Methanemissionen werden in der Literatur entlang der gesamten Prozesskette beschrieben - von der Erdgasförderung bis hin zum Verbraucher. Sie werden punktuell durch Störfälle, Leckagen, veraltete Armaturen und Aggregate verursacht, können aber auch diffus verteilt über das Rohrleitungsnetz nachgewiesen werden. Dabei werden Austritte von wenigen Litern am Tag bis hin zu massiven Ausbrüchen beschrieben.

Zum Nachweis und zur Quantifizierung von Methanemissionen kommen sowohl Methoden, mit denen Emissionen großflächig für ganze Regionen (Top-Down-Ansatz), als auch kleinräumige standortbezogene Erfassungen (Bottom-Up-Ansatz) zum Einsatz.

Erdgasförderanlagen sind komplex, aber meist kleinflächig. Hier werden die Methanemissionen vor Ort mit standortbezogenen Methoden erfasst. Die Anwendung bodenbasierter Bottom-Up-Messungen auf Gebiete und Regionen mit großer flächenmäßiger Ausdehnung ist mit großem material- und kostenintensiven Messaufwand verbunden. Hier kommen deshalb bevorzugt Top-Down-Methoden zum Einsatz. Eine Unterscheidung zwischen Methanemissi-

onen aus konventionellen und unkonventionellen Lagerstätten ist nur für Emissionen während der Produktion durch lokale Messungen und direkte Zuordnung der Emissionen möglich.

4.1 Fernerkundung

4.1.1 Erläuterung der Fernerkundungsmethodik

Fernerkundungsmessungen werden sowohl durch öffentliche Einrichtungen als auch durch die Erdgasindustrie im Rahmen trägergestützter Messkampagnen durchgeführt. Dabei wird die Methankonzentration ganzer Gebiete / Regionen oder auch Länder messtechnisch erfasst und die Emissionsraten werden durch Anwendung von Ausbreitungsmodellen, die die klimatischen Bedingungen berücksichtigen, errechnet.

Auf diesem Wege können sowohl diffuse Methanemissionen als auch sogenannte Superemitter in Form massiver, punktueller Methanaustritte gemessen und identifiziert werden.

Generell findet die Fernerkundung Anwendung für (Eichstaedt, 2017):

- Systematische Quantifizierung von Methanemissionen ganzer Regionen und Fördergebiete,
- Erkennung von Lecks nach Störfällen und Anlagenausfällen zur Unterstützung des Krisenmanagements,
- Detektion von unterschiedlichen Arten von Leckagen unter sicherheitsrelevanten Gesichtspunkten in Industrieanlagen,
- Überwachung von Einzelanlagen, Erdgaspipelines und Fördergebieten.

Von enormer Bedeutung für die Auswahl der Messtechnik sind das Auflösungsvermögen der Instrumente sowie die Genauigkeit bei der Messung von Konzentrationsunterschieden. In Verbindung mit entsprechenden numerischen Ausbreitungsmodellen unter Beachtung der meteorologischen und topologischen Randbedingungen können aus den Messdaten konkrete Aussagen zu Volumen- oder Massenströmen, zur Methankonzentration in der Nähe des Lecks sowie zur Ausbreitung der resultierenden Gaswolke abgeleitet werden.

Häufig eingesetzte Fernerkundungsinstrumente sind:

- Thermale hyperspektrale Sensoren,
- Multispektrale Kameras,
- Thermale einbandige Sensoren,
- Multigas Lidar Systeme,
- Laser-Spektrometer.

Als Trägersysteme für die Fernerkundungstechnik werden Satelliten, Flugzeuge, Drohnen und auch hohe Türme genutzt. Je nach Aufnahmetechnik wird zwischen Scannern, Radiometern, Radar und Spektrometern unterschieden. Multi- und hyperspektrale Instrumente erweitern die Bandbreite durch die gleichzeitige Registrierung der Strahlung in verschiedenen Wellenlängenbereichen (Leiss und Noser, 2000).

Es gibt zahlreiche Satelliten, die Methan bzw. Methan und Kohlenstoffdioxid detektieren. Zu denen, die bereits seit dem Jahr 2000 Emissionen beider Komponenten überwachen, gehören ENVISAT (2002 - 2012) und GOSAT (2009 - 2018). In letzter Zeit wurden weitere Erdbeobachtungssatelliten eingesetzt, u. a. die Satelliten Feng Yun 3D und Gaofen 5 im Jahr 2017 sowie GOSAT-2 im Jahr 2018. In nächster Zukunft sind die Satelliten GeoCarb ab 2022 sowie GOSAT-3 ab 2023 geplant. Der Satellit Sentinel 5 Precursor befindet sich seit 2017 zur Detektion von Methanemissionen in der Erdumlaufbahn.

In den meisten Fällen sind die Sensoren der Satelliten starr zur Erdoberfläche ausgerichtet. Dadurch ist die Messhäufigkeit dieser Satelliten von der Überflugfrequenz der Satelliten über einen bestimmten Ort abhängig. Obwohl die Messung diskontinuierlich erfolgt, können Langzeittrends mit hoher Genauigkeit ermittelt werden. Mittlerweile gibt es Satelliten, die ihre Sensoren gezielt auf eine bestimmte Region ausrichten können (u. a. Sentinel 5 Precursor). Dabei erreichen sie eine deutlich höhere Auflösung als die Satelliten, die kontinuierlich messen.

Als eine Alternative zur Überwachung von einzelnen, lokal begrenzten Gebieten werden hohe Türme eingesetzt. Diese werden mit Fernerkundungssensoren, aber auch Messeinrichtungen für die Bestimmung der Isotopenzusammensetzung bestückt. Zumeist werden die Türme in der Hauptwindrichtung der potenziellen Emissionsquellen errichtet. Auch hier sind aufwändige Ausbreitungsrechnungen notwendig, um Aussagen über Methan-Volumenströme aus den Messdaten zu generieren. Für das Messgebiet können damit kontinuierliche Langzeitentwicklungen und auch kurzfristige Änderungen sowohl der Methankonzentration als auch der Emissionsraten abgebildet werden. Als großer Nachteil erweist sich die Abhängigkeit von der Windrichtung.

Flugzeuge und Drohnen als Trägersysteme für Fernerkundungssensoren bieten eine höhere Flexibilität. Auf ihnen angebrachte Messgeräte können gezielt in verschiedenen Höhen über einem ausgewählten Messgebiet eingesetzt werden. Die Mengen an austretendem Methan werden aus den Konzentrationsunterschieden in der Emissionswolke sowie den meteorologischen Daten am Standort errechnet. Beide Systeme liefern zwar für einen Zeitpunkt um ein Vielfaches genauere Daten als Satelliten, werden in der Regel jedoch nicht kontinuierlich zur Überwachung eingesetzt, da Aufwand und Kosten zu hoch sind.

Weitere Details zu Methoden der Fernerkundung sind in Anlage 1 dargestellt.

4.1.2 Vor- und Nachteile der Fernerkundung

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich die Technologie der Satellitenfernerkundung rasch entwickelt. Es wurden große Fortschritte in Bezug auf höhere Datendichte, verbesserte räumliche Auflösung und Datenqualität erzielt. Satelliten, die in den nächsten Jahren eingesetzt werden sollen, werden bereits eine Auflösung von ca. 1,5 x 1,5 km² besitzen. Die Identifikation von Punktquellen ist damit jedoch weiterhin nicht möglich. Das liegt an der Satellitenbahn, die dazu führt, dass die durchschnittliche Überfliegerate nur ca. alle 14 Tage über einen bestimmten Ort erfolgt. Je geringer die Zeit, die ein Satellit benötigt, um wieder an demselben Punkt zu messen, umso kontinuierlicher ist die Messwerterfassung und desto schneller können potentielle Methanemissionen, u. a. in Form von Superemittern erkannt und eingedämmt werden. Aus diesem Grund ist es wichtig, die Daten im Anschluss an die Messung möglichst zeitnah bereitzustellen und zu prozessieren. Letzteres kann aufgrund der riesigen Datenmengen nur durch eine weitere Erhöhung der Performance der Auswertungsroutinen erreicht werden. Die Verwendung fester Auswertungsroutinen kann zudem zu einer Reduzierung von eventuell auftretenden Berechnungsfehlern beitragen.

Gegenwärtig liefern Satellitendaten ein globales Bild, zukünftig mit lokaler Auflösung (Bovensmann, 2016). Um über weltweit vergleichbare Informationen zu verfügen, wäre eine entsprechend dichte Satellitenabdeckung erstrebenswert. Dies böte zusätzlich den Vorteil, Methanemissionen lokal zuordnen zu können.

Der Einsatz von hohen Türmen besitzt den Nachteil einer starken Abhängigkeit der Messung von der Windrichtung und ist damit nur eingeschränkt repräsentativ. Durch den Einsatz von Flugzeugen und Drohnen sind im Gegensatz dazu eine hohe räumliche Auflösung und eine vollständige repräsentative Erfassung von Emissionen möglich. Allerdings stellen hohe Einsatzkosten, eine begrenzte Reichweite (insbesondere bei Drohnen) und die Witterungsabhängigkeit Gründe dar, die es verhindern, dass Flugzeuge und Drohnen gegenwärtig zur kontinuierlichen Messung von Emissionsdaten eingesetzt werden. Aufgrund der umfangreichen Datensätze ist eine Interpolation der Messdaten möglich, wodurch witterungsbedingte Messwertlücken ausgeglichen werden können.

Ein Unsicherheitsfaktor bei der Bestimmung von Emissionsraten aus Flugzeug- und Satellitendaten ist die Rückrechnung mittels aufwändiger atmosphärischer Korrektur. Um diese Berechnungen durchführen zu können, sind Kenntnisse über die zum Zeitpunkt der Messung vorherrschenden Wetterbedingungen (Temperatur, Wind, etc.) zwingend erforderlich. Kann auf diese Daten nicht zugegriffen werden, ist die Rückrechnung nicht möglich und die Messung kann keine verwertbare Aussage liefern. Zusätzlich erfordert die Verarbeitung der Fernerkundungsdaten in einem geographischen Informationssystem (GIS) das vorherige Aufbereiten der Messdaten. Sind zeitgleich erhobene Wetterdaten und deren Übertragung in das GIS möglich, ermöglichen die ermittelten Werte einen sehr guten zeitlich-räumlichen Überblick und erlauben es damit, durch periodische Wiederholungsmessungen Trends zu identifizieren. Tabelle 1 fasst die Vor- und Nachteile von Fernerkundungsmessungen zusammen (Lafleur et al., 2016).

Tabelle 1: Vor- und Nachteile von Fernerkundungsmessungen (Lafleur et al., 2016)

| Vorteile | Nachteile |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none">• Zeitabhängige Trends können kosteneffizient analysiert werden.• Besser geeignet für die Abschätzung großflächiger Emissionsdaten als standortbezogene Messungen.• Messungen mit Flugzeugen oder Drohnen haben eine hohe räumliche Auflösung und können sehr genaue Daten liefern. | <ul style="list-style-type: none">• Individuelle Emissionsquellen und Emissionspunkte meist aufgrund geringer räumlicher Auflösung nicht identifizierbar und quantifizierbar.• Überflugfrequenz bei Satelliten ist durch die Umlaufbahn bedingt. Zeitnahe Messungen können nur mit Speziale satelliten durchgeführt werden, die ihre Sensoren gezielt ausrichten können.• Messungen mit Flugzeugen oder Drohnen sind gegenwärtig mit sehr hohem finanziellem Aufwand verbunden, weshalb sie in der Praxis nur in größeren Zeitabständen durchgeführt werden.• Messungen sind wetterabhängig (Flugwetter, Bewölkung).• Keine Unterscheidung zwischen konventionell und unkonventionell gefördertem Gas möglich. |

4.2 Isotopenanalysen

4.2.1 Methodik der Isotopenanalyse

Je nach Herkunft können Methanemissionen natürlicher und anthropogener Entstehung unterschieden werden. Landwirtschaft, Viehzucht, Deponien und Erdgasindustrie stellen anthropogene Methanquellen dar, wohingegen Sumpf- und Feuchtgebiete, Vulkanismus und Ozeane den natürlichen Quellen zuzuordnen sind.

Gegenwärtig werden zwei Ansätze verfolgt, um den Ursprung des Methans feststellen zu können. Dabei handelt es sich um die Analyse der Isotopenverhältnisse und um die Bestimmung des Methan-/Ethan-Verhältnisses. Mit beiden Methoden ist es möglich zu unterscheiden, ob Methan biogen durch bakterielle Zersetzung von organischem Material oder thermogen in einer Erdgaslagerstätte entstanden ist.

Beide Messmethoden können im Rahmen von Top-Down Messungen und auch bei standortbezogenen Bottom-Up-Messungen eingesetzt werden.

Bei der Ermittlung der Entstehungsart von Methan wird das Kohlenstoffisotop ^{13}C im Verhältnis zum Isotop ^{12}C analysiert. Im Durchschnitt beträgt der typische Wert des Isotopenverhältnisses $\delta^{13}\text{C}$ für biogenes Methan ca. -60 ‰ bzw. für thermogenes Methan rund -40 ‰.

Die $\delta^{13}\text{C}$ Werte geben die Abweichung des Isotopenverhältnisses $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Probe}}$ zum natürlichen Verhältnis $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}$ in Promille an:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{Probe}} = \left[\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Probe}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}} - 1 \right] \times 1.000 \text{ ‰}$$

Das natürliche Verhältnis der beiden Isotope beträgt: $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}} = 1,11/98,89 \approx 0,0123$.

Das negative Vorzeichen der $\delta^{13}\text{C}$ Werte bedeutet, dass das schwerere Isotop ^{13}C in biogenem sowie thermogenem Methan gegenüber dem natürlichen Verhältnis in unterschiedlichem Maße abgereichert wurde. Die Arbeit von Pekney et al. (2013) beispielsweise hat gezeigt, dass während des Fracking-Vorganges starke Korrelationen von $\delta^{13}\text{C}$ und der gemessenen Methankonzentration vorliegen.

Im Ergebnis der Expertengespräche stellt die Messung des Deuterium-Isotopenverhältnisses δD eine weitere vielversprechende Methode für die Ermittlung der Art der Methangengese dar. Die hierfür typischen δD -Werte betragen ca. -300 ‰ bis -250 ‰ für biogenes Methan und für thermogenes Methan liegen sie im Bereich von -250 ‰ bis -140 ‰ (Talma and Esterhuysen, 2013).

Analog zur Berechnung von $\delta^{13}\text{C}$ lässt sich δD ebenfalls aus der Differenz der Probe zu dem natürlichen Verhältnis berechnen und wird in Promille angegeben:

$$\delta\text{D}_{\text{Probe}} = \left[\frac{(\text{D}/\text{H})_{\text{Probe}}}{(\text{D}/\text{H})_{\text{PDB}}} - 1 \right] \times 1.000 \text{ ‰}$$

Das natürliche Verhältnis der beiden Isotope beträgt:

$$(\text{D}/\text{H})_{\text{PDB}} = 0,0115/99,9885 \approx 0,000115.$$

Die Isotopenverhältnisse können mittels Massenspektrometrie und Infrarot-Spektroskopie bestimmt werden.

Alternativ ist die Bestimmung des Methan/Ethanverhältnisses möglich. Ethan ist mit ca. 5 Vol-% die größte Begleitkomponente im Erdgas. Methan als Hauptkomponente macht ca. 83 Vol-% aus. Die Hintergrundkonzentration von troposphärischem Ethan in der nördlichen Hemisphäre liegt im Bereich von ca. 1 ppb (Rinsland et al., 1987) bis 1,9 ppb (pers. Komm., 2020) und damit zuverlässig oberhalb der Nachweisgrenze. Die Emissionswerte der restlichen Begleitkomponenten, wie Propan und anderer längerkettiger gasförmiger Kohlenwas-

serstoffe, liegen in der Nähe oder unterhalb ihrer Nachweisgrenzen und sind damit nicht so gut zum Nachweis geeignet.

Seit 2010 wird die Ethankonzentration von weltweit 85 Messstationen des Netzwerkes der Global Atmosphäre Watch für Kohlenwasserstoffe erfasst. Die höchsten Ethankonzentrationen wurden an Messstellen im Umfeld von Standorten intensiver Öl- und Erdgasförderung in den USA detektiert. Ursache für den starken Anstieg der Ethanemissionen auf der Nordhalbkugel ist laut Weltorganisation für Meteorologie (WMO et al., 2019) der Anstieg der nordamerikanischen Öl- und Gasförderung.

4.2.2 Vor- und Nachteile der Isotopenmessungen

Isotopenmessungen können sowohl gemeinsam mit Fernerkundungsmessungen mit Hilfe von Flugzeugen, Drohnen oder hohen Türmen als auch standortbezogen eingesetzt werden. Aufgrund der bisher weltweit geringen Anzahl der δD -Messungen, kann noch nicht sicher gesagt werden, ob die Ermittlung der Isotopenverhältnisse auf Grundlage von δD oder auf Grundlage von $\delta^{13}C$ besser für die Bestimmung der Genese von Methan geeignet ist. Dazu sind weiterführende Messreihen und Vergleiche notwendig.

Die Probenahme für Isotopenmessungen wird bisher in den meisten Fällen manuell durchgeführt. Aufgrund von Emissionsschwankungen können die Isotopenverhältnisse innerhalb eines Fördergebietes von Tag zu Tag deutlich variieren. Um eine bessere Repräsentativität zu erreichen, ist es notwendig, die Messungen immer exakt an denselben Ortskoordinaten vorzunehmen. Dazu sind automatisierte Probenahmesysteme für eine kontinuierliche Messung der Isotopendaten, gekoppelt mit automatisierter Erfassung der Förder- und Emissionsraten sinnvoll.

Bisher ist es mit den zur Verfügung stehenden Messmethoden nicht möglich, nachzuweisen, ob Methanemissionen durch Förderaktivitäten in konventionellen oder unkonventionellen Lagerstätten bedingt sind. Zur Beantwortung dieser Fragestellung sind weiterführende Untersuchungen notwendig, die insbesondere den Zusammenhang zwischen Isotopenverhältnis und standortspezifischer Geochemie herstellen muss.

4.3 Standortbezogene Analysemethoden

Methanemissionen, die bei der Produktion aus unkonventionellen Erdgaslagerstätten entstehen, sind auf zahlreiche Ursachen zurückzuführen. Hauptsächlich sind:

- Undichtigkeiten an Förderaggregaten, Kompressoren, Ventilen und Rohrleitungen,
- Störfälle,
- Ausgasung von Flowback,
- Betriebs- und wartungsbedingtes Entleeren von Kompressorstationen und Rohrleitungsabschnitten,
- Korrosion, Konstruktions-/Materialfehler,

- unvollständige Verbrennung in den gasbetriebenen Antriebsmotoren der Kompressorstationen.

Dabei wird Methan sowohl massiv als auch in kleinsten Mengen freigesetzt. Zur Erfassung der hierbei freiwerdenden Emissionen und deren Lokalisierung kommen vorwiegend standortbezogene Messmethoden zum Einsatz. Sie werden von der Erdgasindustrie bei allen Lagerstättentypen zur Leckageerkennung sowie zur allgemeinen Prozessüberprüfung angewendet. Im wissenschaftlichen Bereich und zur behördlichen Überwachung dienen die Bottom-Up-Messungen der Identifizierung, genauen Lokalisierung und Quantifizierung von Methanemissionen (Pekney et al., 2014).

4.3.1 Erläuterung der Methodik der standortbezogenen Analysemethoden

Für Vor-Ort-Messungen kommen u. a. Messsysteme zum Einsatz, die bereits aus der Fernerkundung bekannt sind. Mit Wärmebildkameras, die Methan in der Austrittsfahne anhand des minimalen Temperaturunterschiedes gegenüber der Hintergrundtemperatur sichtbar machen, werden Leckagen erkannt. Moderne Methan-Detektions-Kamerasysteme bieten neben der Möglichkeit, Konzentrationen zu messen, die Option, aus der Bewegung der Austrittswolke auf einen Massenstrom zu schließen. Lasergestützte Handgeräte erlauben es, Methan in sehr geringen Konzentrationen wahrzunehmen und aus Entfernungen bis zu 100 m zu messen. Akustische Messverfahren ermöglichen die genaue Lokalisierung und Quantifizierung von Methanaustritten aus Erdgasleitungen. Hierfür werden typische Schallfrequenzen genutzt, die austretendes Erdgas erzeugt, sofern die entsprechende Leitung unter Druck steht.

Methansensoren bieten die Möglichkeit, die Dichtheit ganzer Anlagenteile bzw. Anlagen direkt vor Ort und in Echtzeit zu überwachen. Methanaustritte werden sofort erkannt und signalisiert. Netzwerke aus einer Vielzahl von Sensoren können zur Ausbreitungsrichtung von Austrittswolken und deren Methangehalt Auskunft geben. Dabei fließen die Konzentrationsunterschiede und Abstände zwischen den einzelnen Sensoren in die Berechnung ein.

Oft wird auch die Luft in der Nähe bereits identifizierter Methanaustritte manuell beprobt und deren Methangehalt analysiert. Für die Probenahme vor Ort hat sich die Verwendung von Gas-Sammelrohren oder sogenannter „HiFlow-Samplers“ bewährt. Anhand der Methankonzentration in der Probe lassen sich Rückschlüsse auf den Methanverlust pro Zeiteinheit ziehen. Handelt es sich um prozessbedingte periodische Methanfreisetzungen (Stellungswechsel bei gasbetriebenen pneumatischen Ventilen), muss zur Berechnung der jährlichen Menge die Häufigkeit des Ereignisses ermittelt werden.

Zur Auffindung kleinster Leckagen an einzelnen Bauteilen bietet sich das Seifenblasenscreening an. Hierzu wird das betreffende Bauteil mit seifenhaltigem Wasser benetzt, Leckagen werden durch Blasenbildung angezeigt. Diese Methode stellt die einfachste Art der Leckagesuche dar, gibt allerdings keine Aussage über Volumenstrom, Konzentration oder Art des Gases.

Der Einsatz von Spurengasen (Tracern) erlaubt die Erfassung von Emissionen auf der Abwindseite der Emissionsquelle. Dazu werden dem Gas Tracer wie Distickstoffmonoxid (N_2O) oder Acetylen (C_2H_2) beigemischt und sowohl Methan- als auch der Spurenstoffgehalt in Windrichtung bestimmt (Marcogaz, 2019b). Anhand der gemessenen Konzentrationen wird der Volumenstrom des austretenden Gases ermittelt.

Tabelle 2 gibt einen Überblick zu den derzeit angewendeten standortbezogenen Messmethoden und ihren Einsatzbereichen. Detaillierte Informationen zu den einzelnen Methoden können der Anlage 2 entnommen werden.

Tabelle 2: Zusammenstellung der standortbezogenen Messmethoden (Marcogaz, 2019a; Marcogaz, 2019b; AIS; Shimadzu Corporation, 2019; SphereOptics, 2017; Dosi et al., 2019)

| Methoden | Anwendungsinformationen | Quelle |
|---|--|--------------------------------------|
| Optische Bildgebung im Nahbereich | Bildhafte Darstellung von Temperaturunterschieden gegen den Hintergrund, ab 1 ppm x m | Marcogaz (2019a) |
| Akustische Detektion | 0,1 mm bei 3 bar und 20 m Entfernung | Marcogaz (2019a) |
| Seifenblasen Screening | Seifenwasser wird auf zu prüfendes Material aufgetragen, durch Blasenbildung werden Leckagen angezeigt, Methode für sehr kleine Leckagen | Marcogaz (2019a) |
| Flammen-Ionisations-Detektor (FID) | 0,1 – 2.000 ppm | Marcogaz (2019a) |
| Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer (FTIR) | ab 1 ppm | SphereOptics (2017) |
| Halbleiterbasierte Detektion | 200 – 10.000 ppm | Marcogaz (2019a) |
| Katalytische Verbrennung | 1 – 1.000.000 ppm | Marcogaz (2019a) |
| Elektrochemische Detektion | Ab 2.800 ppm | Marcogaz (2019a), Dosi et al. (2019) |
| Druckverlust / Durchflussschwankungen | Drucksensoren, Durchflussmesser | Marcogaz (2019b) |
| Refraktionswellen | Drucksensor zur Messung der Schallamplitude | Marcogaz (2019b) |
| Massenbilanz | Durchflussmesser | Marcogaz (2019b) |
| Punkt-Quellen-Messung | Gassammler | Marcogaz (2019b) |
| Aspiration | Gassammler mit Pumpe und FID | Marcogaz (2019b) |
| Bagging | Kalibrierte Probenbeutel | Marcogaz (2019b) |
| Durchflusszelle | Messkammern mit verschiedenen definierten Volumina | Marcogaz (2019b) |
| (Dual-) Tracer-Methode | FTIR, Wettermessstation | Marcogaz (2019b) |
| Perimeter-Messungen | Spektrometer | Marcogaz (2019b) |

4.3.2 Vor- und Nachteile der standortbezogenen Analysemethoden

Ein Vorteil standortbezogener Messmethoden besteht in der großen Einsatzflexibilität und der Erfassung geringster Methanemissionen. Aufwändige Vorbereitungsarbeiten und komplizierte Rechenmethoden zur Auswertung der Messwerte sind im Vergleich zu flugzeugge-

stützten Messungen nicht erforderlich. Der Einsatz von mobilen Containereinheiten oder Fahrzeugen macht die Emissionsmessung unabhängiger von der Wetterlage. Handgeräte ermöglichen Messungen an mitunter schwer zugänglichen Anlagenteilen. Gassensoren können gleichzeitig zur Alarmierung und Gasmessung in Anlagenteilen oder Gebäuden eingesetzt werden. Durchflussmesser und Drucksensoren zeigen größere Leitungsverluste sehr schnell und effektiv an.

Der Einsatz optischer Handgeräte hat sich als vorteilhaft bei der Leckagesuche erwiesen, da durch die Probenahme und anschließenden Analysen im Labor sehr präzise Methanmessungen vorgenommen werden können.

Durch Kombination der Messmethoden mit der Isotopenanalyse oder der parallelen Bestimmung von Begleitgasen wie Ethan kann die Quelle der Methanemission genau definiert werden.

Das größte Defizit bei der Anwendung von standortbezogenen Messmethoden besteht gegenwärtig in der geringen Flächenabdeckung und fehlenden Automatisierung. Dadurch und durch die teilweise eingeschränkte Zugänglichkeit zu Anlagenteilen und Rohrleitungsabschnitten besteht das hohe Risiko, dass Methanaustritte, insbesondere sogenannte Superemitter nicht oder zu spät erkannt werden. Um Methanemissionen mit bodengestützten Methoden flächig zu erfassen, ist es erforderlich, umfangreiche Netzwerke, bestehend aus Sensortechnik und Messsystemen zu errichten und zu automatisieren. Bisher ist der hohe Personalaufwand für die meist nur manuell durchführbaren Messungen unwirtschaftlich. In der Umsetzung von Automatisierungskonzepten für Sensornetzwerke sowie Messsysteme wird ein erhebliches Optimierungspotential für zukünftige Erkundungsmaßnahmen gesehen.

Die meisten der standortbezogenen Messverfahren ermitteln die Konzentration und können damit lediglich zum Nachweis von Methanquellen eingesetzt werden. Die Ermittlung von Massen- und Volumenströmen ist in der Regel aufwändiger, entspricht aber ebenfalls dem Stand der Technik. Derartige Methoden liegen insbesondere den von der EPA ermittelten Methanemissionsraten zugrunde.

Die mangelnde Standardisierung wurde bei den Expertengesprächen als weiterer Nachteil der standortbezogenen Messverfahren, insbesondere für die Bestimmung von Massen- und Volumenströmen, betont. So erklären sie u. a. auch die in der Literatur vorzufindenden, teilweise stark voneinander abweichenden Aussagen zu Methanemissionen. Die Standardisierung der Messmethoden würde die Möglichkeit eröffnen, Daten zu Methanemissionen weltweit miteinander vergleichen zu können.

5 Betrachtung unterschiedlicher Emissionspfade für Methanemissionen

Als mögliche Pfade der Freisetzung von Methanemissionen bei der Erdgasförderung aus unkonventionellen Lagerstätten werden betrachtet:

- Natürliche geologische Wegsamkeiten (Störungszonen, diffuser Methanaufstieg),
- Künstliche Wegsamkeiten (z. B. hydraulischer Kontakt neu geschaffener Kluftnetzwerke zu vorhandenen Störungszonen im Deckgebirge bzw. zu Altbohrungen),
- Undichtigkeiten bei Förderung, Transport, Verarbeitung und Verteilung von Erdgas durch Leckagen,
- Diffuse Austritte während der Relaxationsphase ausgeförderter Lagerstätten, die durch den langfristigen Wiederanstieg des internen Druckes bei gleichzeitiger Senkung der Deckschichten und der Erdoberfläche gekennzeichnet sind.

5.1 Natürliche Wegsamkeiten

Die Besonderheit von unkonventionellen gegenüber konventionellen Gaslagerstätten besteht in der sehr geringen Permeabilität der Reservoirformation. Diese stellt bereits eine erste Barriere zur Verhinderung der natürlichen Freisetzung des Gases dar oder limitiert diese. Deshalb ist eine Gewinnung mit konventionellen Fördermethoden nicht möglich. Nach aktuellem Wissensstand ist es jedoch nicht grundlegend auszuschließen, dass es zu einer Methanmigration an die Erdoberfläche kommen kann. Als bevorzugten Aufstiegswege werden vorhandene Störungszonen genannt, die vollständig oder teilweise von der Geländeoberkante bis in das Gasreservoir reichen. Die verschiedenen potentiellen Migrationswege werden in mehreren Studien, wie beispielsweise Risikostudien zu potentiellen Frackingmaßnahmen in Deutschland (Meiners et al., 2012a; Ewen et al., 2012) und Australien (Lafleur and Sandiford, 2017) erläutert. Diese sind allerdings nur theoretische Einschätzungen, da konkrete Untersuchungen fehlen.

Verwertbare quantitative bzw. belastbare Messungen liegen zu den diffusen natürlichen Austritten von Methan nicht vor. Einige der Beiträge treffen Aussagen zu globalen diffusen Emissionsraten bzw. zu diffusen Methanemissionen für einzelne Staaten bzw. Regionen (Etiopie et al., 2008; Townsend-Small et al., 2015; Oest et al., 2019). Diese sind für die vorliegenden Betrachtungen jedoch nicht nutzbar.

Ein messtechnischer Nachweis der Migration von Methan über natürliche geologische Wegsamkeiten ist ebenfalls schwierig, da sich die unkonventionellen Lagerstätten in der Regel in Gebieten mit bereits länger bestehender konventioneller Erdgasförderung befinden. Zusätzlich sind weitere Methanquellen vorhanden (Landwirtschaft, natürliche Methanquellen), die die ggf. vorhandenen geringen Emissionen über natürliche geologische Wegsamkeiten vollkommen überprägen. Der Umfang der potentiellen Migrationswege ist zudem spezifisch für jeden Standort und kann daher nicht allgemein modelliert oder abgeschätzt werden, sondern muss für jede Lagerstätte umfangreich erfasst und ausgewertet werden (Meiners et al., 2012a). Grundsätzlich ist jedoch anzunehmen, dass die Freisetzungsraten über natürliche geologische Wegsamkeiten sehr gering sein müssen, da die Lagerstätten ansonsten bereits ausgegast wären. Abbildung 1 stellt schematisch und beispielhaft verschiedene, theoretisch in Frage kommende natürliche Wegsamkeiten von Methan dar.

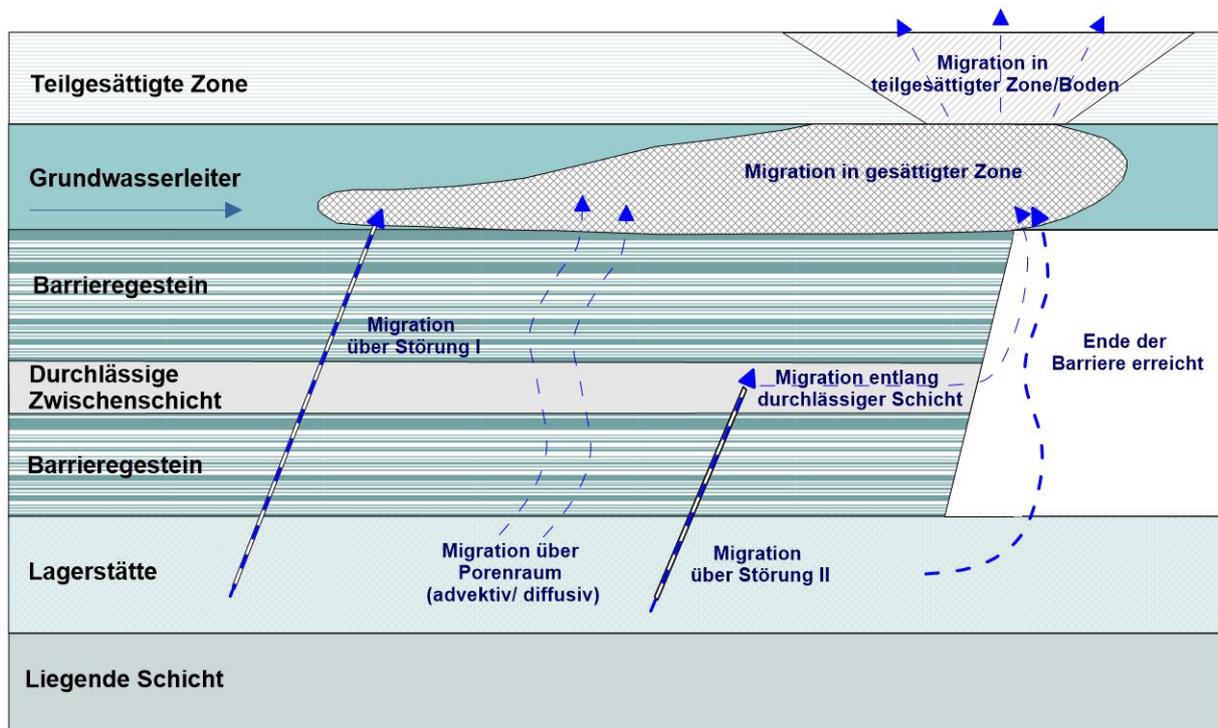


Abbildung 1: Schematische Darstellung natürlicher Wegsamkeiten für Methanemissionen im Umfeld einer fiktiven Lagerstätte, Störung I stellt eine tiefe Störung bzw. Störungszone dar, die durchgängig aus dem Bereich der Lagerstätte bis in die nutzbaren Grundwasservorkommen reicht und eine entsprechende Durchlässigkeit aufweist. Störung II stellt eine Störung bzw. Störungszone dar, die nur eine Teilstrecke zwischen der Lagerstätte und dem nutzbaren Grundwasservorkommen durchschlägt und eine entsprechende Durchlässigkeit aufweist.

5.2 Künstliche Wegsamkeiten

Durch den Frackingvorgang wird ein künstliches Rissnetzwerk geschaffen, welches innere Oberflächen im Reservoir sowie Verbindungen zu bereits vorhandenen, natürlichen Rissnetzwerken erzeugt, wodurch auch nicht erwünschte Emissionspfade für Methan möglich werden. Dabei erfolgt die Methanmigration zunächst über Fracs, die bis in überlagernde, durchlässige Schichten reichen. Über diese kann dann eine Migration zu Altbohrungen, zu Störungszonen oder auch bis zur Oberfläche des Barrieregesteins erfolgen und ein Aufstieg in oberflächennahe Grundwasserleiter und bis zur Erdoberfläche ist möglich.

Abbildung 2 zeigt eine schematische Darstellung der durch das Fracking ggf. möglich werdenden Wegsamkeiten.

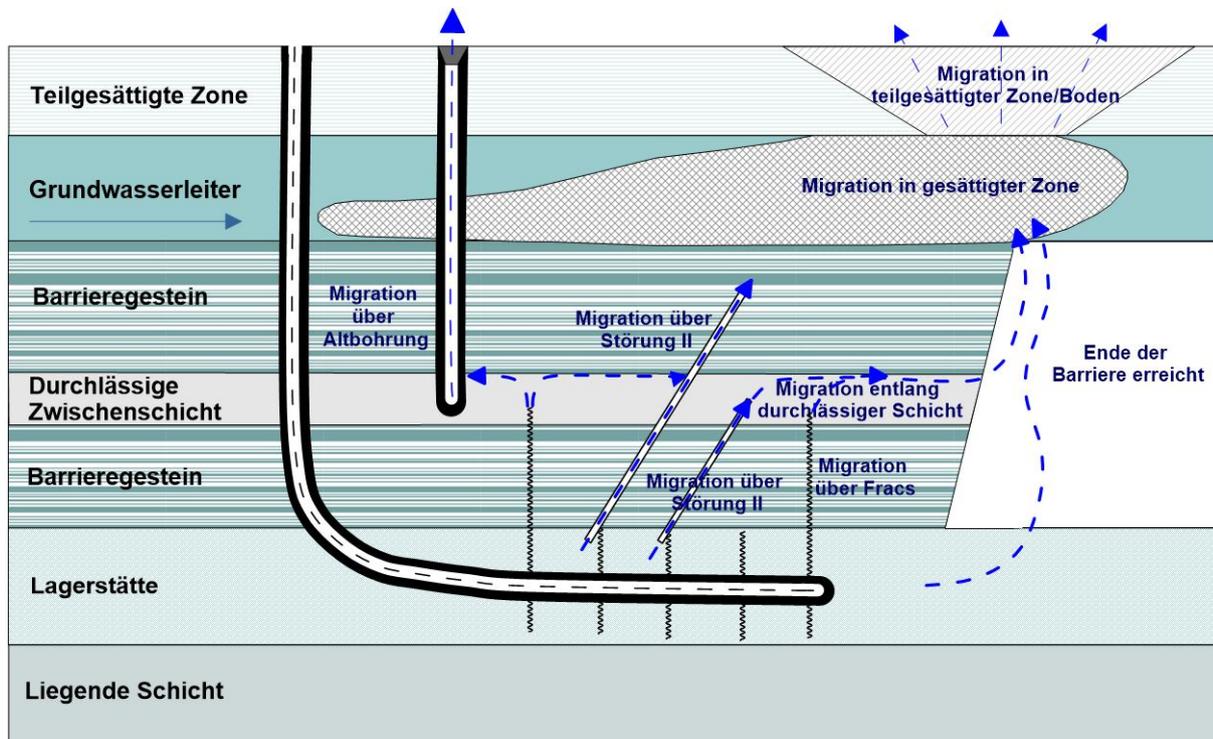


Abbildung 2: Schematische Darstellung möglicher künstlicher Wegsamkeiten für Methanemissionen, Störung II stellt dabei Störungen bzw. Störungszonen dar, die nur Teilstrecken zwischen der Lagerstätte und den nutzbaren Grundwasservorkommen durchschlagen und eine entsprechende Durchlässigkeit aufweisen.

Die Migrationsdauer bzw. -geschwindigkeit ist stark abhängig von lokalen geologischen und hydrogeologischen Systemen und Parametern. Diese beeinflussen beispielsweise die Rissausbreitung beim Frackvorgang. Durch Modellierungen und begleitende Messungen wurde gezeigt, dass bei guter Vorplanung eine Kontaktherstellung der Risse zu darüber liegenden durchlässigen Gesteinsschichten vermieden werden kann. Diese Ergebnisse konnten sowohl in den USA (Maxwell, 2011) als auch in Großbritannien (Davies et al., 2012) und Deutschland (Andruleit et al., 2012; LBEG, 2012), nachgewiesen bzw. simuliert werden.

Da diese Wegsamkeiten auch nach Beendigung der Förderung weiterbestehen, kann Methan selbst dann noch über die aufgezeigten Migrationswege freigesetzt werden, wenn die Erdgasförderung schon längst wieder eingestellt worden ist (siehe Kapitel 5.4).

Die Methanfreisetzung aus nicht integrierten Altbohrungen wird in der Literatur vielfach genannt (Meiners et al., 2012a; Meiners et al., 2012b; Ingraffea et al., 2014; Lafleur and Sandiford, 2017). Falls Altbohrungen unzureichend verwahrt sind, können lokal hohe Emissionsraten auftreten. Methan kann jedoch auch über lange Zeiträume infolge mechanisch oder korrosiv entstandener Mikrorisse in der Bohrlochauskleidung an die Oberfläche gelangen. Diese Methanfreisetzungsmechanismen werden von mehreren Autoren qualitativ beschrieben (Ladage et al., 2016; Meiners et al., 2012b; Dannwolf und Heckelsmüller, 2014;

Ingraffea et al., 2014). Diese Autoren weisen deshalb auf die Notwendigkeit einer sicheren Verwahrung der Bohrung und einer regelmäßigen Überprüfung hin.

Während des Förderbetriebes wirkt der Migration, der in der Lagerstätte geschaffene Unterdruck entgegen. Dieser sorgt dafür, dass das Gas immer in Richtung des Bohrloches strömt. Wird die Förderung temporär oder endgültig unterbrochen, kehren sich die Druckverhältnisse um und im Bereich der Bohrung baut sich zunehmend wieder ein hoher Druck auf. Das kann dazu führen, dass Methan entlang der künstlichen Wegsamkeiten migriert und an die Oberfläche gelangt (siehe Kapitel 5.2). Diese Migration wird noch verstärkt, wenn in überlagernden Aquiferen der Druck lokal bspw. durch Wasserversorgungsbrunnen oder Altbohrungen reduziert wird.

Zahlreiche Publikationen (Meiners et al., 2012a; Lafleur et al., 2016; Dannwolf und Heckelsmüller, 2014) weisen auf ein sehr gutes konzeptionelles Verständnis in Bezug auf die grundsätzlichen Freisetzungsmechanismen hin. Allerdings sind wenige, belastbare Aussagen zu diffusen Methanemissionen über künstliche Wegsamkeiten während der Förderphase zu finden. Diese basieren überwiegend auf Modellierungen. Deren Parameter und Randbedingungen sind allerdings einerseits stark standortspezifisch und andererseits mit Unsicherheiten im logarithmischen Maßstab behaftet.

Der Mangel an belastbaren Aussagen zu diffusen Methanemissionen über künstliche Wegsamkeiten in der Literatur hat folgende Gründe:

- Während der Produktion wird ein Unterdruck in der Lagerstätte erzeugt, der eine Migration über ggf. vorhandene künstlich geschaffene Wegsamkeiten unterbindet.
- Finden dennoch geringe Freisetzungen über die künstlich geschaffenen Wegsamkeiten statt, so werden diese durch die Emissionen bei der Produktion (siehe Kapitel 5.3) überprägt.
- Die Migration über die künstlich geschaffenen Wegsamkeiten und danach über die geologisch bereits vorhandenen Wegsamkeiten kann über sehr lange Zeiträume stattfinden, sodass diese Emissionen während der Produktion noch nicht nachweisbar sind.
- Der Ort der Emission ist nicht bekannt und muss sich nicht in der Nähe der Bohrung befinden. Deshalb ist eine Zuordnung von ggf. vorhandenen diffusen Emissionen zu einer bestimmten Bohrung nicht möglich.

Darüber hinaus besitzen die derzeit für Satellitenmessungen genutzten Messinstrumente eine zu geringe Auflösung bzw. werden Flugzeugmessungen nicht in regelmäßigen Intervallen durchgeführt.

Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass Emissionen über künstlich geschaffene Wegsamkeiten während der Erdgasförderung wegen der oben genannten Gründe sehr gering bzw. nicht nachweisbar sind.

Bei einer detaillierten geologischen Erkundung nach dem aktuellen Stand der Technik und bei Berücksichtigung ausreichender Sicherheitsreserven bei der Planung der Fracs ist anzu-

nehmen, dass über die Fracs Verbindungen zu vorhandenen geologischen Wegsamkeiten ausgeschlossen werden können (Dannwolf und Heckelsmüller, 2014; Ewen et al., 2012; Andrulleit et al., 2012; Blumenberg et al., 2020; LBEG, 2020; LBEG, 2012). Sicherheitsreserven bedeuten, dass die Fracs so geplant werden, dass sie überlagernde Barrieren auf keinen Fall durchdringen und sogar noch ein zusätzlicher Sicherheitsabstand berücksichtigt werden sollte. Zusätzlich sind die Lage und der Zustand von Altbohrungen bei der Planung zu berücksichtigen. Die Ausführung der Bohrungs- und Zementationsarbeiten muss sachgerecht nach dem Stand der Technik erfolgen. Dennoch kann das Versagen der Barrieren (verschlossene Bohrungen) nach einigen hundert Jahren nicht vollständig ausgeschlossen werden (Meiners et al., 2012a).

5.3 Undichtigkeiten bei Förderung, Transport, Verarbeitung und Verteilung von Erdgas

Seit dem Jahr 2007 entwickelten sich die USA zu einem der weltweit größten Anwender der Frackingmethode zur Erdgasförderung. Derzeit beträgt der Anteil des dort gewonnenen Erdgases 80 % der Gesamtfördermenge der USA. Aufgrund der kontinuierlichen Erfassung von Emissionsdaten seit 1990 wird die derzeit größte öffentlich zugängliche Datensammlung über Methanemissionen bei der unkonventionellen Erdgasförderung durch die Umweltschutzbehörde der USA, die EPA, bereitgestellt. Diese Datensammlung umfasst Emissionsdaten verschiedenster Bauteile und Prozessstufen, die durch Vor-Ort-Messungen (Bottom-Up-Ansatz) mit einem von der EPA vorgegebenen Messverfahren ermittelt werden. Sie werden weltweit für eine faktorbasierte Emissionsabschätzung genutzt. Faktorbasiert bedeutet dabei, dass für jede Bauteilart eine Emissionsrate statistisch ermittelt wird. Um die Gesamtemissionsrate einer Region oder eines Landes zu ermitteln, wird die Anzahl von Bauteilen jeder Art mit der so ermittelten spezifischen Emissionsrate multipliziert. In Ermangelung vergleichbarer umfassender Emissionsdaten aus anderen Quellen, wurden für die nachfolgenden Betrachtungen die EPA-Daten der Methanemissionen entlang der Wertschöpfungskette der Erdgasindustrie herangezogen. Der Mangel an Daten ist darin begründet, dass die Erdgasgewinnung in anderen Ländern zum überwiegenden Teil aus konventionellen Lagerstätten erfolgt.

In Anlehnung an den aktuellen EPA-Bericht von 2020 (EPA, 2020) wurde eine Einteilung in die Teilbereiche Exploration, Produktion, Verarbeitung, Lagerung und Transport sowie Verteilung vorgenommen. Für jeden der Teilbereiche sind in Abbildung 3 die Anteile an der Gesamt-Methanemission der Erdgasindustrie in den USA im Jahr 2018 und auch die prozentualen Änderungen der Emissionsrate gegenüber dem Jahr 1990 abgebildet (EPA, 2020). Auffallend ist, dass 99 % der Emissionen (EPA, 2020) den Teilbereichen Produktion, Prozessierung, Lagerung und Transport sowie den Verteilersystemen bis zum Endverbraucher, jedoch nur ein Prozent dem Teilbereich Exploration zugeordnet werden kann. In Abbildung 4 ist die Wertschöpfungskette entlang der Erdgasproduktion dargestellt.

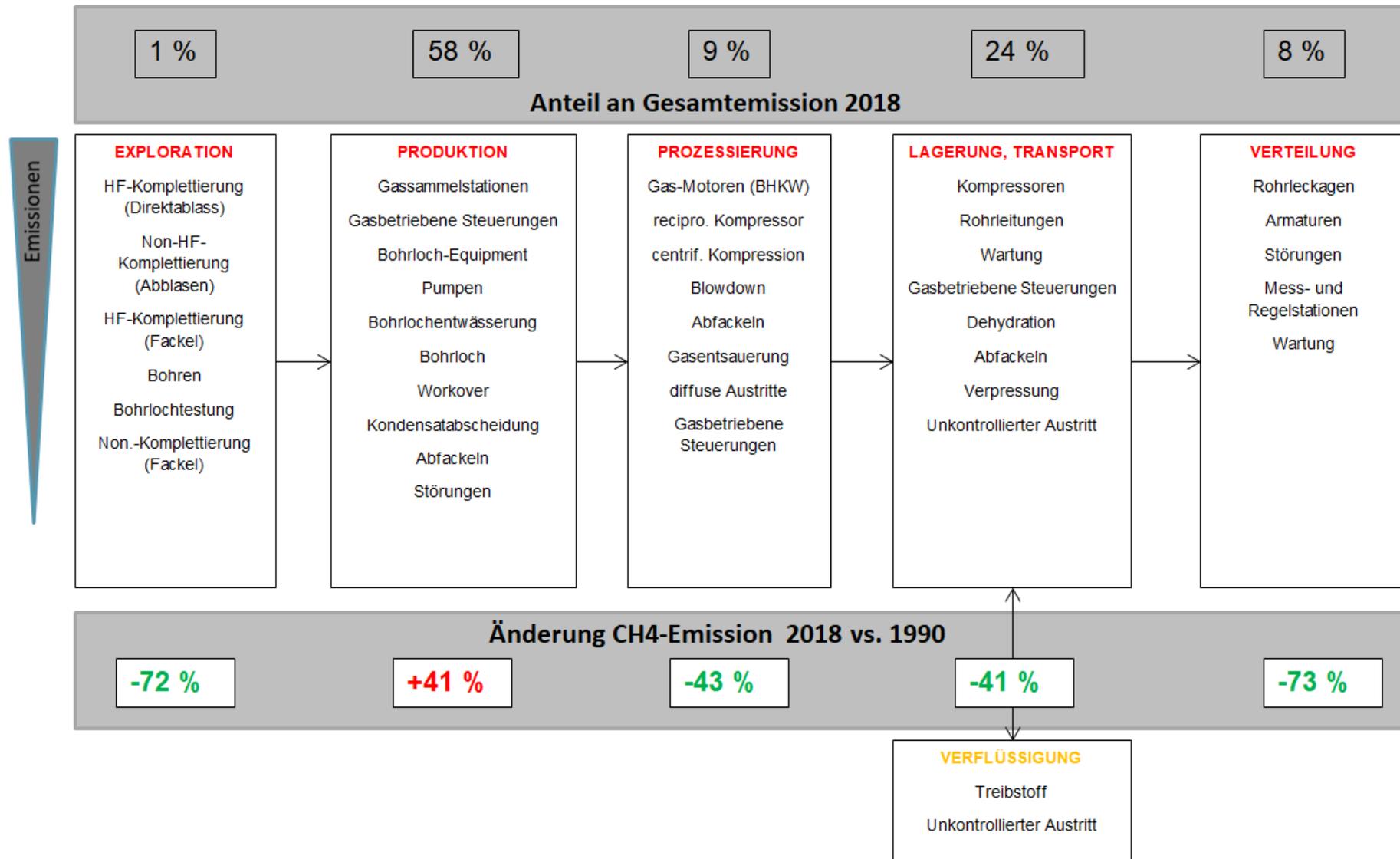


Abbildung 3: Prozentuale Verteilung der Methanemissionen über die Wertschöpfungskette (2018) und deren Entwicklung seit 1990 (EPA, 2020). HF-Komplettierung beinhaltet den eigentlichen Frackvorgang, der im Rahmen der Exploration stattfindet.

Trotz ständig steigender Erdgasfördermengen nehmen nach den Daten der EPA (2020) die jährlich freigesetzten Methanemissionen in den USA seit 2008 tendenziell ab (siehe Abbildung 4).

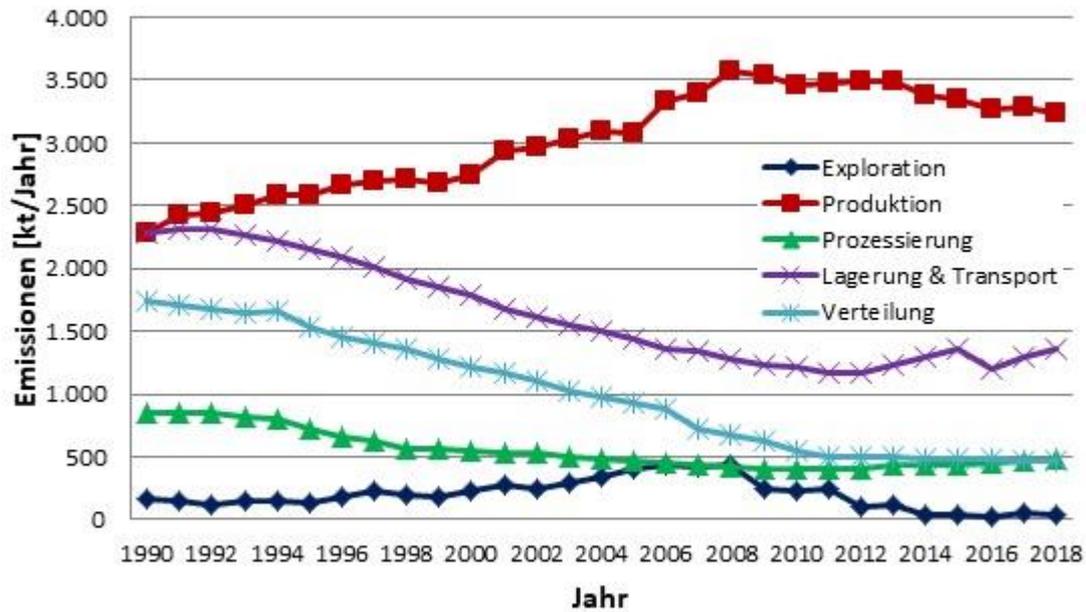


Abbildung 4: Entwicklung der Methanemissionen in den Teilbereichen der Wertschöpfungskette in den USA von 1990 bis 2018 (Daten: EPA, 2020)

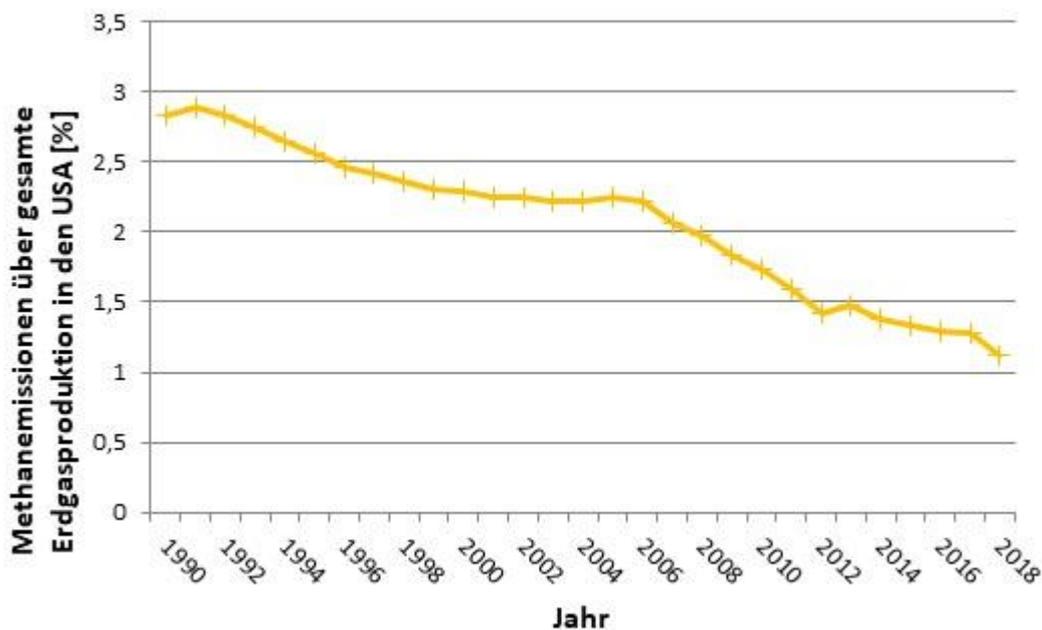


Abbildung 5: Entwicklung der prozentualen Methanemissionen in den USA, bezogen auf die jährliche Fördermenge im Zeitraum von 1990 bis 2018 (Daten: EPA, 2020)

Bei dem Vergleich der von der EPA (2020) veröffentlichten Emissionsdaten mit denen anderer Autoren (siehe Tabelle 3) zeigen sich zum Teil erhebliche Abweichungen. Dies gilt insbesondere für die von den Autoren angegebenen Maximalwerte. Diese Abweichungen werden als eine Unterschätzung von diffusen Emissionen im Erdgasnetz und Methanaustritten infolge von unvorhergesehenen außerordentlichen Betriebszuständen (Störfällen) eingeschätzt (EPA, 2020).

Tabelle 3: In der Literatur wurden von verschiedenen Autoren (Zavala-Araiza et al., 2015; Howarth et al., 2011; Howarth, 2014; Brandt et al., 2014; Lyon et al., 2015; ConocoPhillips, 2015a; ConocoPhillips, 2015b; Lan et al., 2015; Wunch et al., 2016; Littlefield et al., 2017; Alvarez et al., 2018; Omara et al., 2018) sehr unterschiedliche Emissionswerte für Methan angegeben. In der Tabelle sind die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte aufgelistet. Wenn in der Quelle nur der Mittelwert angegeben ist, sind Minimal- und Maximalwert identisch.

| Publikation | Min [%] | Max [%] | Vergleich EPA im Jahr der Messung [%] |
|-----------------------------|----------------|----------------|--|
| Howarth et al. (2011) | 3,6 | 7,9 | 1,59 |
| Brandt et al. (2014) | 1,8 | 7,1 | 1,38 |
| Howarth (2014) | 1,4 | 3,3 | 1,38 |
| Zavala-Araiza et al. (2015) | 1,2 | 1,9 | 1,33 |
| Lyon et al. (2015) | 1 | 1,3 | 1,33 |
| ConocoPhillips (2015b) | 1,5 | 1,5 | 1,33 |
| Lan et al. (2015) | 2,1 | 7,9 | 1,33 |
| Wunch et al. (2016) | 1,6 | 1,6 | 1,29 |
| Littlefield et al. (2017) | 1,3 | 2,2 | 1,28 |
| Alvarez et al. (2018) | 2 | 2,7 | 1,13 |
| Omara et al. (2018) | 0,9 | 4,8 | 1,13 |

Exploration

Im Teilbereich Exploration entstehen Methanemissionen während der Bohrung, Testung und Komplettierung von Bohrlöchern. Im Jahr 2018 verursachte die Exploration 1 % der gesamten Emissionen in den USA (EPA, 2020).

Der mengenmäßig größte Verursacher in diesem Segment ist die Bohrlochkomplettierung, zu der das eigentliche Fracken und auch die Behandlung des Flowback gehören. Im Zeitraum von 2006 bis 2008 wurden Maximalwerte für Emissionen aus der Exploration erreicht (vgl. Abbildung 4), die durch die Einführung von Umweltregularien in den USA (Reduced Emissi-

ons Completions, RECs) (EPA, 2011), bei denen der nach dem Fracking anfallende Flowback in geschlossenen Systemen entgast und gereinigt wird, deutlich reduziert (um 72 %) wurden. Eine offene Teichlagerung ist daher zu vermeiden (Ewen et al., 2012). Dies sollte bei einer Umsetzung in Deutschland entsprechend gesetzlich geregelt werden. Insgesamt 82,8 % der Methanemissionen aus der Exploration sind der Erdgasgewinnung aus unkonventionellen Lagerstätten zuzuordnen. Das entspricht für 2018 in den USA etwa dem Verhältnis der Förderung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten zur gesamten Fördermenge.

Produktion

Der Produktion werden Bohrfelder, Bohrloch-Equipment, Aufwältigen, Kondensat-Abscheidung, Gastrockner, Abblasen, Sammel- und Kompressorstationen zugeordnet. Allein dieser Teilbereich war in den USA im Jahr 2018 verantwortlich für ca. 58 % (EPA, 2020) der Emissionen in der Erdgasproduktion (vgl. Abbildung 3). Eine eindeutige Zuordnung zur Gasgewinnung aus unkonventionellen Lagerstätten kann nur für das Bohrloch-Workover vorgenommen werden. Letzteres macht einen Anteil von 0,8 % der Emissionen in der Produktion aus. Bei allen anschließenden Schritten wird eine Zuordnung zur Erdölförderung aus konventionellen oder unkonventionellen Lagerstätten durch die EPA nicht mehr getroffen, da das Gas beider Gewinnungsmethoden im selben Gasnetz verarbeitet wird. Daraus resultiert, dass die Methanemissionen prozessbedingt und nicht lagerstättenabhängig sind. Zur selben Einschätzung gelangen auch andere Studien wie beispielsweise Dannwolf und Heckelsmüller (2014), Costa et al. (2015) und Costa et al. (2016).

Die produktionsverursachten Emissionen stiegen im Zeitraum von 1990 bis 2018 um 41 % (vgl. Abbildung 4). Die größten Verursacher von Methanemissionen im Bereich der Produktion sind Sammel-/Kompressorstationen mit einem Anteil von ca. 43 % sowie gasbetriebene Ventile mit einem Anteil von ca. 31 %. Die Daten konnten in europäischen Studien bestätigt werden (Costa et al., 2015). Die enorme Zunahme an Methanemissionen liegt in erster Linie in der stetig steigenden Fördermenge und der damit verbundenen, steigenden Anzahl an prozessgasbetriebenen Ventilen und Kompressorstationen begründet. Trotz steigender Produktion, insbesondere im Bereich unkonventioneller Förderung, ist ab ca. 2008 eine Abnahme der produktionsverursachten Gesamtemissionen zu verzeichnen. Dies ist maßgeblich durch den technologischen Fortschritt bedingt (siehe Abbildung 5).

Als Maßnahmen zur Absenkung von Methanemissionen bieten sich nach Costa et al. (2016) elektrische oder druckluftbetriebene pneumatischer Ventile und der Einsatz von Radialkompressoren mit verbesserten Wellenabdichtungen an.

Verarbeitung

Der Teilbereich der Verarbeitung umfasst Kompressoren, Gastrockner und Fackeln sowie alle Prozessschritte, die für die Entfernung von Störstoffen notwendig sind, bevor das Gas in das nationale Gasnetz eingespeist wird. Die Emissionen aus der Verarbeitung waren im Jahr 2018 verantwortlich für ca. 9 % der Emissionen aus der Erdgasproduktion (vgl. Abbildung 3). Als Hauptverursacher wurden Kompressorstationen, Methanschluß aus den Gasmotoren und betriebsbedingtes Abblasen identifiziert. Die Emissionen konnten im Zeitraum von 1990 bis 2011 auf ca. 47 % reduziert werden (vgl. Abbildung 3).

Der seit 2012 zu verzeichnende Anstieg der Emissionen ist durch eine stetig wachsende Förderrate in den USA und die damit zunehmende Anzahl von Gasverarbeitungsanlagen bedingt.

Transport und Lagerung

Dem Bereich sind Emissionen zugeordnet, die durch Transport und Lagerung, Rohrleitungen, Kompressorstationen zur Verteilung und Lagerung, gasbetriebene Ventile, Wartungsarbeiten und Verflüssigungsanlagen sowie Anlagen zur Flüssiglagerung freigesetzt werden. Transport und Lagerung zeichnen sich im Jahr 2018 verantwortlich für ca. 24 % der Emissionen der Erdgasproduktion in den USA (Abbildung 3). Die Hauptquellen sind ebenfalls Kompressoren, gasbetriebene Ventile und direkte Gasfreisetzungen in die Atmosphäre (Costa et al., 2015; Costa et al., 2016; EPA, 2020). Von 1990 bis 2018 verringerten sich transportbedingte Emissionen um 41 % (Abbildung 3) durch Reduzierung von Emissionen an Kompressoren und gasbetriebenen Ventilen sowie durch die Reduzierung von diffusen Methanaustritten aus Rohrleitungen und Speicherbehältern.

Der seit 2012 zu verzeichnende Anstieg der Emissionen bei Transport und Lagerung ist auf die stetig wachsende Förderrate in den USA zurückzuführen. Es ist also ein absoluter, aber kein relativer Anstieg der Emissionswerte.

Verteilungssystem

Methanemissionen aus Rohrleitungen, Mess- und Regelstationen sowie Wartungen, Reparaturen und Störungen waren im Jahr 2018 verantwortlich für ca. 8 % der Emissionen (EPA, 2020) der Erdgasproduktion (Abbildung 3) in den USA. Diffuse Methanaustritte aus undichten Rohrleitungen, Kundenzählern, Mess- und Regelstationen, sowie Störfälle zählen zu den Hauptverursachern von Methanemissionen im Verteilungsnetz. Modernisierungsmaßnahmen führten im Zeitraum von 1990 bis 2018 zur Reduzierung der Verteilungsverluste um ca. 73 % (EPA, 2020). Das Rohrleitungsmaterial ist nach Angabe weltweiter Studien neben den Kompressoren maßgebend für den Umfang der Methanemissionen (Costa et al., 2016; Costa et al., 2015; Lamb et al., 2015; Marcogaz, 2017).

Identifizierte Hauptquellen der Methanemissionen

Bei der Auswertung der Daten der EPA (2020) und Studien aus Europa (Marcogaz, 2017; Dannwolf und Heckelsmüller, 2014; Ewen et al., 2012; Costa et al., 2016; Costa et al., 2015) haben sich fünf Quellen als Hauptverursacher der Methanemissionen im Bereich Undichtigkeiten bei Förderung, Transport, Verarbeitung und Verteilung von Erdgas in den USA herauskristallisiert. Namentlich handelt es sich um die in allen Teilbereichen der Wertschöpfungskette zum Einsatz kommenden Kompressoren, prozessgasbetriebenen Ventile, undichte Rohrleitungen, Mess- und Regelstationen und nicht zuletzt Gaszähler beim Endverbraucher. Superemitter in Form von störungsfallbedingten Methanfreisetzungen können ebenfalls zu großen Methanemissionen führen. Hierzu liegen allerdings keine gesicherten Daten auf der Grundlage von Bottom-Up-Ansätzen vor.

Generell zählen Kompressoren und deren Antriebsaggregate zu den hauptsächlichen Verursachern von Methanemissionen. Den Bauarttypen können unterschiedliche Emissionsraten zugeordnet werden. Die Daten der EPA (2020) legen nahe, dass Kolbenkompressoren die höchsten durchsatzspezifischen Emissionen verursachen (OAQPS, 2014). Bei Radialkompressoren sind die Emissionen maßgeblich von der verbauten Dichtungsvariante abhängig. Radialkompressoren mit Flüssigdichtung sind im Nachteil gegenüber solchen mit Trockendichtung. Europäische Studien schreiben modernen Kolbenkompressoren geringere Emissionswerte als trockenabgedichteten Radialkompressoren zu (Costa et al., 2016). Neben unzureichenden Abdichtungen sind Ablassventile sowie wartungsbedingtes Abblasen als Ursachen für Emissionen zu nennen. Das Prozessgas während des Abblasens einer Kompressorstation wird in den USA teilweise ohne thermische Nachnutzung in die Atmosphäre entlassen. Methanfreisetzungen solcher Art können durch Auffangen des Prozessgases vermieden werden. Es kann dann entweder thermisch verwertet oder dem Prozessstrom erneut zugeführt werden. Letzteres hat das Potential, die Emissionen, welche derzeit in den USA durch Abblasen und Verbrennen verursacht werden, um 40 % zu senken (GAO, 2010).

Einen vergleichbar großen Anteil an Methanemissionen, wie die Kompressoren, haben prozessgasbetriebene Ventile. Verbaut sind diese als Absperrorgane, Stellungseinrichtungen und Schutzvorrichtungen bei Überdruckventilen und Regeleinheiten in der gesamten Wertschöpfungskette. Die Methanfreisetzung aus Ventilen kann auf zwei Ursachen zurückgeführt werden. Diffuse Methanfreisetzungen liegen zumeist in Leckagen begründet. Aufgrund veralteter Technik oder fehlender Infrastruktur sind prozessbedingte Methanemissionen hauptsächlich auf die Nutzung von Erdgas zum Antrieb für den Stellungswechsel der Ventile zurückzuführen. Dabei führt jeder Stellungswechsel zur Freisetzung einer gewissen Methanmenge in die Umgebung. Europäische Studien (Costa et al., 2016) gehen davon aus, dass sich diese Art der Methanfreisetzung nahezu vollständig vermeiden lässt, wenn statt des Prozessgases Druckluft zur Ventilsteuerung verwendet wird oder die Ventile mit elektronischer Stellvorrichtung betrieben werden. Eine Umstellung auf elektronische Stellvorrichtungen setzt eine entsprechende Infrastruktur mit Netzstrom am Bohrplatz und den Verarbeitungsstationen voraus.

Rohrleitungen dienen als bevorzugte Mittel bei der Verteilung und Bereitstellung von Erdgas. Das Rohrleitungsnetz kann je nach Größe des Landes mehrere tausend Kilometer umfassen. Das deutsche Erdgasnetz umfasst derzeit rund 511.000 km (BMW, 2020), das der USA ist mit rund 2,1 Mio. km deutlich umfangreicher (EPA, 2020). Mechanische, chemische und physikalische Einflüsse wirken permanent auf die Rohrleitungen ein und können über längere Zeiträume zur Materialermüdung führen. Infolge entstehender Undichtigkeiten kann Methan diffus oder in Störungssituationen auch massiv austreten.

Das verwendete Rohrleitungsmaterial hat einen großen Einfluss auf die diffusen Methanemissionen im Leitungssystem (Costa et al., 2015; Marcogaz, 2017; Lamb et al., 2015). Kunststoffe weisen die geringsten Diffusionsraten auf und werden daher bei Gasfernleitungen verbaut.

Bei Methanmessungen in Großstädten der USA wurden u.a. von Lamb et al. (2016) und Chamberlain et al. (2016) deutlich erhöhte Methankonzentrationen festgestellt. Sie führen dies auf die veraltete Infrastruktur in den Städten sowie die beim Endverbraucher eingebauten Mess- und Regeleinheiten zurück. Die Verwendung von moderner Technik und Aktualisierung des Rohrleitungssystems führt zur deutlichen Absenkung der Emissionsraten (Lamb et al., 2016; Costa et al., 2016; Marcogaz, 2017).

Superemitter sind die am schwersten zu erfassende Methanemissionsquelle. In der Regel handelt es sich um kurzfristige, aber massive Methanfreisetzungen, die nicht vorhersagbar sind. Sie können temporär die Gesamtemission einer Region dominieren. Derartige Superemitter können u.a. sein:

- Schlecht abgedichtete, alte Bohrlöcher,
- Kompressorstationen,
- Lecks in Rohrleitungen,
- Emissionen aus Flowback,
- Entfernung der Flüssigkeitssäule im Bohrloch (Liquid-Unloading),
- Störfälle,
- Blowups, d. h. unkontrollierte Gasaustritte aus der Bohrung im Zusammenhang mit Havarien oder Störfällen,
- Druckentlastung von Kompressoren und Rohrleitungen zu Wartungszwecken.

Technologisch bedingte Superemitter wurden in der Vergangenheit identifiziert und entsprechende Lösungen zur Reduzierung der Methanemissionen entwickelt. Die Freisetzung von Methan aus offenen Flowback-Becken wird mittlerweile durch geschlossene Anlagen zur Flowbackbehandlung (RECs) nahezu vollständig verhindert. Methan, welches zu Wartungszwecken aus Rohrleitungen und Kompressoren abgeblasen wird, wird inzwischen teilweise gefasst und in den Prozess rückgeführt oder einer thermischen Nachnutzung zugeführt. Dies wird gegenwärtig in den USA jedoch nur bei neueren Anlagen realisiert.

Aufgrund der örtlichen Begrenzung ist eine schnelle Erkennung und Behebung in den meisten Fällen möglich. Starke diffuse Austritte über lange Rohrleitungssysteme sind dagegen schwerer zu ermitteln und können über einen langen Zeitraum unerkannt wirken.

5.4 Diffuse Austritte während der Relaxationsphase ausgeförderter Lagerstätten

Methan kann nach Beendigung der Förderung langfristig über die gleichen Transportwege in oberflächennahe Formationen oder zur Erdoberfläche gelangen wie während der Gewinnungsphase. Das heißt, es kann über Verbindungen mit dem künstlich geschaffenen Rissnetzwerk über natürliche oder im Zusammenhang mit dem Fracking geschaffene Wegsamkeiten oder aber über unsachgemäße Bohrungen bzw. Altbohrungen migrieren. Die Ursache ist, dass sich nach Beendigung der Förderung der Lagerstättendruck wieder erhöht. Dies ist u. a. dadurch bedingt, dass nur ein geringer Teil des in der Lagerstätte enthaltenen Gases gefördert wird und die Förderraten mit der Zeit immer stärker abfallen. Daher ist nicht auszuschließen, dass Emissionen über natürliche und künstliche Wegsamkeiten stärker sein können als vor und während der Erdgasförderung (siehe Kapitel 5.2). Modellierungen (Wang, 2017; Fritsche und Herling, 2012; Ewen et al., 2012) sowie die für diese Studie (siehe Kapitel 5.5) durchgeführten Abschätzungen am Beispiel der Parameter des Barnett Schiefers (USA) zeigen, dass sie nur grobe Einschätzungen möglicher Emissionsmengen sind. Die für die Freisetzung kritischen geologischen und reservoirmechanischen Parameter sind sehr standortspezifisch und lassen keine allgemeingültigen, standortunabhängigen Aussagen zu. Für die Erstellung standortspezifischer Modelle ist es daher wichtig, die Eingangsparameter wie Porosität und Permeabilität der Gesteinsschichten, den Formationsdruck, den Wassergehalt, die Teufe sowie die Lage und die Eigenschaften aller geologischen Einheiten und auch der Schwächezonen (Störungen) genau zu kennen. Darüber hinaus ist die Kenntnis zur Lage und Anzahl bzw. Ausdehnung der Fracs unerlässlich. Zudem müssen Daten über vorhandene Altbohrungen in die Betrachtungen einbezogen werden. In Studien, sowohl aus den USA als auch aus Europa, wird darauf hingewiesen, dass zuverlässige Daten für diesen Bereich erst erhoben werden können, wenn die Schiefergasgewinnung über einen Zeitraum von mindestens 10 – 20 Jahren durchgeführt wurde (Dannwolf und Heckelsmüller, 2014) und alle Altbohrungen messtechnisch erfasst wurden (Kang et al., 2014).

Das Modell berücksichtigt die konvektiv bedingte Nachlieferung von Methan aus dem Muttergestein in die Fracs in Abhängigkeit vom Druck in den Fracs. Danach wurde das Lagerstättenmodell, welches die Produktion bereits gut beschreibt, um einen willkürlich definierten Abstrompfad ergänzt. Die dafür gewählten Parameter entsprechen einer geologisch realistischen Größenordnung. Es wird angenommen, dass die Fracs mit einer überlagernden, besser durchlässigen geologischen Schicht verbunden sind. Die über dieser durchlässigen Schicht befindliche stauende Schicht endet in 5 km Entfernung von der Bohrung. Dort soll der Aufstieg verzögerungsfrei erfolgen. Der Transport in der besser durchlässigen Schicht wird vereinfacht entlang eines Migrationspfades „Abstrombahn“ als Zweiphasenströmung beschrieben (siehe Abbildung 7).

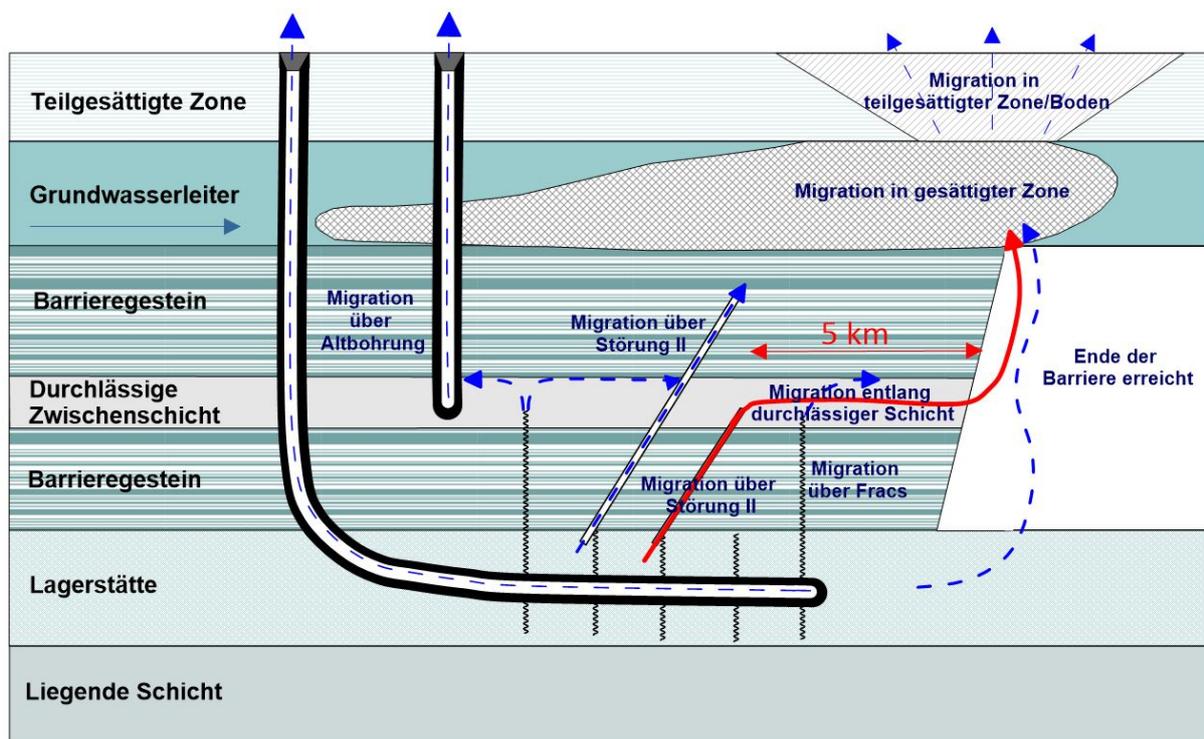


Abbildung 7: Schematische Darstellung möglicher Methanemissionen des modellierten Szenarios, Störung II stellt dabei Störungen bzw. Störungszonen dar, die nur Teilstrecken zwischen der Lagerstätte und den nutzbaren Grundwasservorkommen durchschlagen und eine entsprechende Durchlässigkeit aufweisen.

Für die oberhalb der Lagerstätte befindliche geologische Schicht mit einer Mächtigkeit von 100 m werden zwei Szenarien definiert:

Szenario 1: Horizontale Permeabilität = $1 \times 10^{-15} \text{ m}^2$,

Szenario 2: Horizontale Permeabilität = $1 \times 10^{-13} \text{ m}^2$.

Für beide Szenarien wurde die Methanfreisetzung in die Atmosphäre über einen Betrachtungszeitraum von 1.000 Jahren berechnet. Das Ergebnis der Freisetzungsrates ist in Abbildung 8 dargestellt. Zusätzlich wurde die kumulativ emittierte ins Verhältnis zur kumulativ produzierten Methanmenge gesetzt (siehe Abbildung 9).

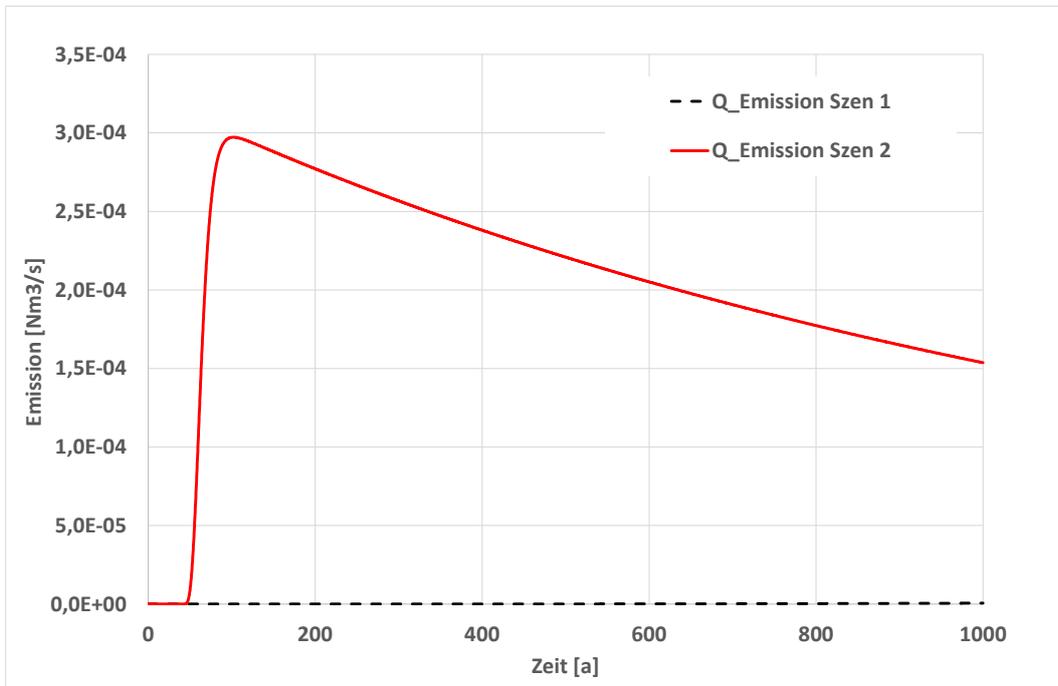


Abbildung 8: Simulierte Methanfreisetzungsrates über einen Zeitraum von 1.000 Jahren für die beiden betrachteten Szenarien (Szen 1: Szenario 1 und Szen 2: Szenario 2), (Daten: Wang, 2017, sowie Anlage 4)

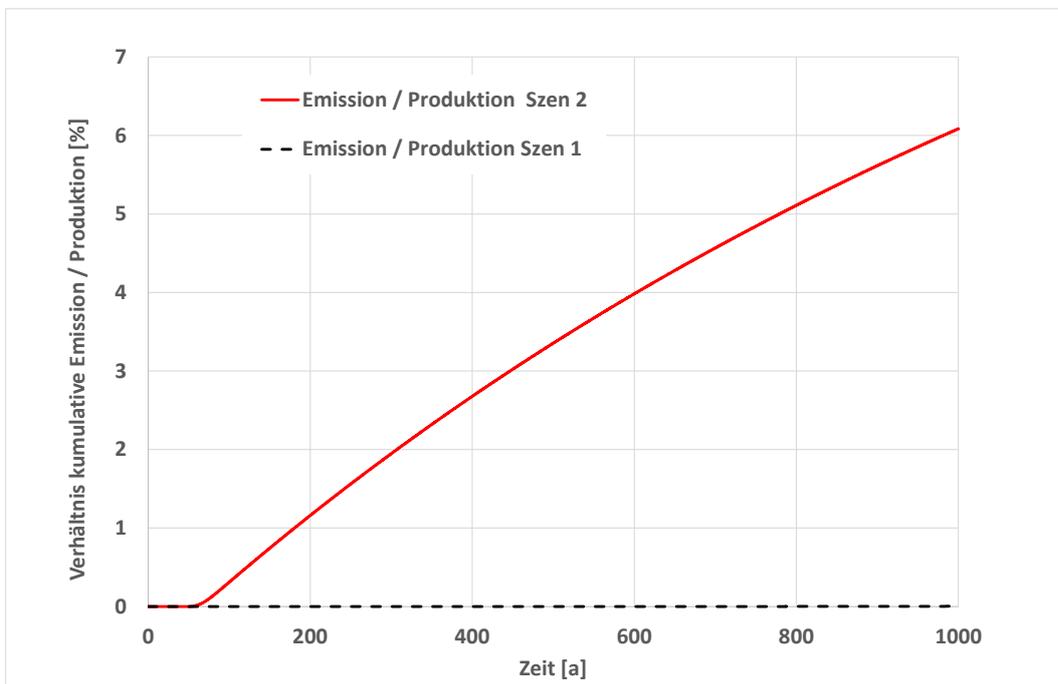


Abbildung 9: Simuliertes Verhältnis der kumulativen Methanemissionen zu den kumulativen Fördermengen über einen Betrachtungszeitraum von 1.000 Jahren (Szen 1: Szenario 1 und Szen 2: Szenario 2), (Daten: Wang, 2017, sowie Anlage 4)

Auf der Grundlage dieser vereinfachten Modellierungen werden folgende Feststellungen getroffen:

- Bereits mit relativ einfachen Mehrphasenmodellen können die grundlegenden Prozesse der Schiefergasproduktion mit ausreichender Genauigkeit abgebildet werden, d. h., die existierenden Modelle sind grundsätzlich in der Lage, die Prozesse gut abzubilden.

- Die Herausforderung ist die Identifizierung von Heterogenitäten und repräsentativen Parametern. Dies stellt insofern eine Herausforderung dar, da insbesondere die Permeabilität auf einer logarithmischen Skala unsicher ist.
- Bereits eine Variation der Permeabilität um zwei Größenordnungen führt zu völlig unterschiedlichen Methanfreisetzungsraten.
- Sobald Methan in höhere durchlässige Formationen (ohne Fallenstrukturen) aufsteigt, kann es über längere Zeiträume über sehr große Entfernungen migrieren. Die Emissionsrate ist dabei allerdings aufgrund der Permeabilitätsverteilung entlang der Abstrompfade limitiert.

Deshalb ist eine detaillierte geologische Erkundung nach dem Stand der Technik und der genauen Bestimmung von Parametern für die sachgerechte quantitative Abschätzung der möglichen langfristigen Emissionen unerlässlich. Zudem ist sicherzustellen, dass die Fracs keine Verbindung zu überlagernden, besser durchlässigen geologischen Schichten, zu Altbohrungen oder zu Störungen haben. Denn nur so ist gewährleistet, dass die Emissionen über geologische Wegsamkeiten sowohl während als auch nach der Produktion vernachlässigbar sind.

6 Emissionen beim Gesamtprozess

Neben der Betrachtung einzelner Emissionspfade (siehe Kapitel 5) machen u. a. Pétron et al. (2014), Peischl et al. (2015), Hayhoe et al. (2002), Schneising et al. (2014) und Howarth (2019) eine quantitative Aussage zu Emissionen über den Gesamtprozess und treffen sowohl Aussagen zu einzelnen Gewinnungsregionen, Ländern als auch zu globalen Emissionen. Die Quantifizierungen basieren im Wesentlichen entweder auf Fernerkundungsmethoden und/oder auf Isotopenuntersuchungen. Die Quantität der Methanemissionen aus unkonventionellen Lagerstätten wird in der Literatur sehr unterschiedlich beziffert. So werden in den Artikeln von ConocoPhillips (2015b) bzw. Lafleur et al. (2016) Bandbreiten der Emissionen zwischen 0,1 % und 17 % in Bezug auf die Produktion angegeben. Während die Daten in den USA in der Regel auf Messwerten basieren, beruhen die Aussagen für Australien häufig auf faktorbasierten Ansätzen. Faktorbasierte Ansätze ordnen jeder Anlage oder jedem Anlagenbestandteil Emissionsraten zu, die an einer Reihe gleichartiger Anlagen oder Anlagenbestandteile statistisch ermittelt wurden. Die Gesamtemission wird dann aus der Anzahl der betreffenden Anlagen oder Anlagenteile ermittelt. Diese Herangehensweise ist dann sehr kritisch zu hinterfragen, wenn Emissionsfaktoren von anderen Anlagentypen oder aus anderen Regionen (meist aus den USA) verwendet werden. Ein Vergleich der Ergebnisse aus direkten Messungen zeigt, dass faktorbasierte Emissionsermittlungen tendenziell geringer ausfallen.

In den USA liegen für die letzten Jahrzehnte umfassende, offizielle Daten für die Fördermenge von Erdgas (EIA, 2020a; EIA, 2020b; EIA, 2020c) vor. Für andere Länder, bspw. in Europa, können aufgrund der nur sehr geringen Erdgasgewinnung aus unkonventionellen Lagerstätten, keine repräsentativen Datensätze zu Emissionen bei dieser Förderart gefunden werden

(Costa et al., 2015). Anhand der Fördermengen ist die zeitliche Entwicklung der konventionellen und unkonventionellen Gasgewinnung in den USA gut erkennbar. Umfangreiche Daten bezüglich der Emissionsraten zu diesen Fördermengen liefert die EPA (2020) (siehe Kapitel 5.3). Sie werden bei der Betrachtung der Gesamtemissionen als Bezugspunkt herangezogen, da es sich bei den offiziellen EPA-Daten um das umfassendste Zahlenmaterial handelt, welches langfristig und regelmäßig zeitlich fortgeschrieben wird. Da die EPA-Daten lediglich Bottom-Up-Messungen berücksichtigen, sollten sie als Untergrenze der Emissionen gesehen werden. Dies ist darin begründet, dass bei Bottom-Up-Messungen Störfälle in der Regel nicht oder nur selten erfasst werden. Gleichfalls sind nahezu alle bei der EPA erfassten Emissionen (mit Ausnahme alter Bohrlöcher, die einen sehr kleinen Anteil ausmachen) der Gewinnung und Verteilung von Methan zuzuordnen. Damit sind diffuse Austritte während der Produktion und nach Beendigung der Produktion in den EPA-Daten ebenfalls nicht enthalten.

Die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten auf Top-Down-Ansätzen beruhenden Daten sind repräsentativ für den Gesamtprozess. Sie wurden zur Auswertung hinsichtlich ihrer ermittelten Emissionsrate kategorisiert. Aufgrund der Bandbreite der gefundenen Emissionsraten wurden die recherchierten Daten auf Basis der im Folgenden aufgeführten Kriterien auf ihre Plausibilität geprüft. Grundsätzlich wurden nur Primärdaten berücksichtigt, d. h., es wurden keine Daten aus Übersichtsartikeln einbezogen. Datensätze, die keine genauen Angaben bezüglich Mittelwertermittlung und Vertrauensbereichen angeben, wurden ebenfalls nicht berücksichtigt. Auch Messkampagnen, die keine genauen Aussagen über das Jahr der Datenerhebung enthalten, wurden ausgeschlossen, da die Kontrolle der Emissionsraten ohne Bezug auf eine Fördermenge, nicht möglich ist. Wurde der Hintergrundwert, der durch andere anthropogene oder natürliche Quellen verursacht wird, nicht sachgerecht beachtet, wurden diese Quellen ebenfalls nicht weiter berücksichtigt. Anhand der verbleibenden Datensätze (Barkley et al., 2017; Karion et al., 2015; Peischl et al., 2015; Peischl et al., 2018; Peischl et al., 2016; Ren et al., 2019; Schwietzke et al., 2017) wurde eine statistische Auswertung durchgeführt. In deren Ergebnis wurde ein Erwartungswert einer mittleren Emissionsrate in den USA für den Gesamtprozess der Erdgasgewinnung ermittelt.

6.1 Gesamteinschätzung der verfügbaren Literatur zu Gesamtemissionen

Bis 2002 wurde in den USA ausschließlich konventionelles Gas gefördert. Ab 2003 begann die Erschließung von Kohleflözgaslagerstätten und ab 2007 steigt der Anteil der Gewinnung von Schiefergas, welches ab 2013 den größten Anteil des geförderten Erdgases der USA ausmacht (siehe Abbildung 10). Der hohe Anteil der Förderung von Erdgas aus Schiefergasformationen bietet die Möglichkeit, auf der Grundlage der durch die EPA erfassten Emissionsdaten eine globale Emissionsrate zu ermitteln, die maßgeblich von unkonventioneller Erdgasgewinnung geprägt ist.

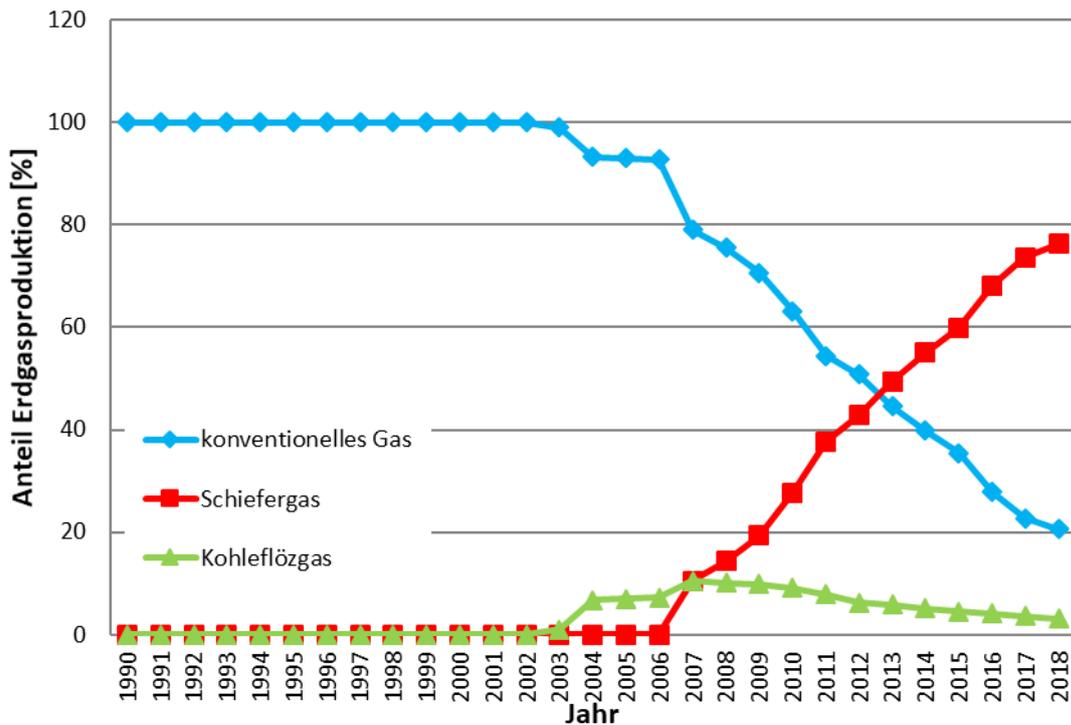


Abbildung 10:Anteile der Erdgas-Fördermenge zwischen 1990 und 2018 in den USA (EIA, 2020a; EIA, 2020b; EIA, 2020c)

Wie oben dargestellt, erfolgte zunächst die Zusammenstellung von Daten, die Emissionen über den Gesamtprozess der Erdgasgewinnung ableiten. Ohne Bewertung der Daten und ohne die vorherige Eliminierung nicht plausibler Datensätze ergibt sich die in Abbildung 11 dargestellte Statistik der relativen Methanemissionsrate als Funktion der Zeit. Es wurden u. a. Daten von Alvarez et al. (2018), Coenen et al. (2017) und Hayhoe et al.(2002) von regionalen, nationalen und internationalen Untersuchungen genutzt.

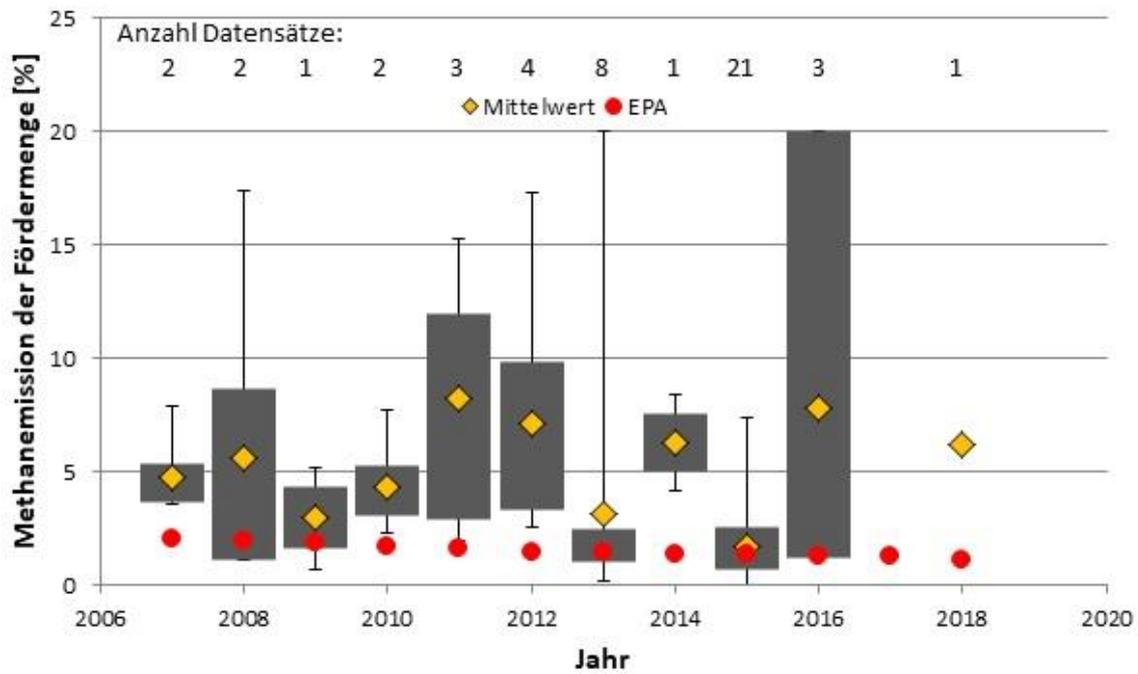


Abbildung 11: Statistische Zusammenstellung der ermittelten relativen Methanemissionsrate für Messzeiträume ab 2007 basierend auf allen recherchierten Daten weltweit (dünne Balken Min/Max, fette Balken 20%/80% Perzentil, gelbe Raute Mittelwert, rote Punkte EPA). Das angegebene Jahr entspricht dem Jahr der Datenerfassung bzw. bei Messungen über mehreren Jahren dem letzten Jahr der Datenerfassung und bei Reviews, faktorbasierten oder empirischen Abschätzungen dem entsprechenden Jahr der Veröffentlichung. (Datenquellen: EPA (2020), sowie Quellen entsprechend Anlage 3)

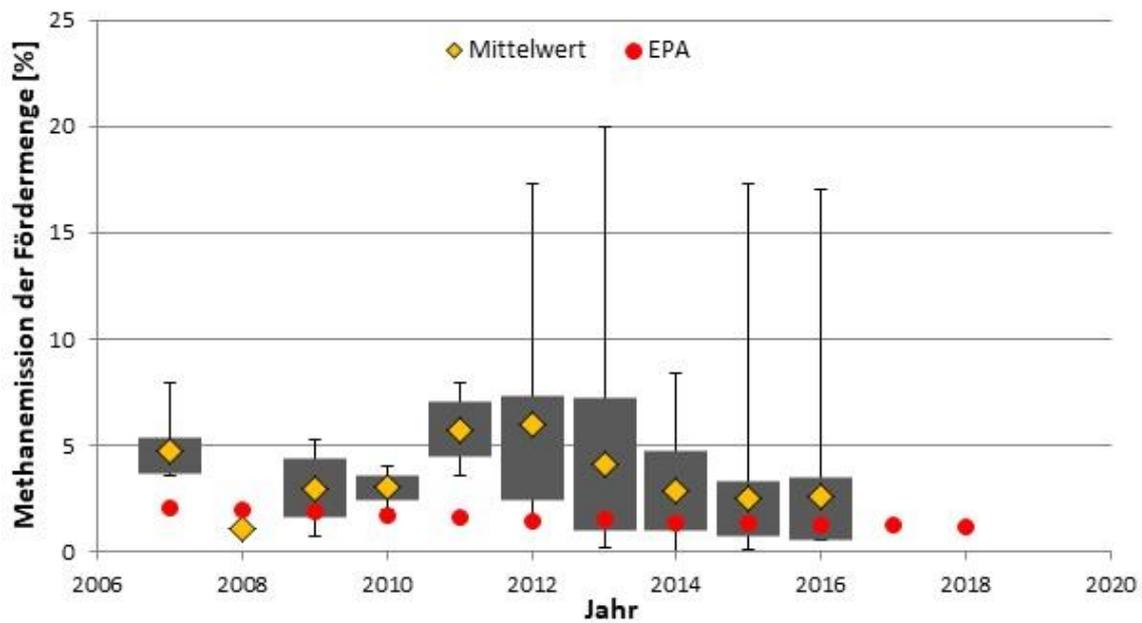


Abbildung 12: Statistische Zusammenstellung der ermittelten relativen Methanemissionsrate für Messzeiträume ab 2007 basierend auf Daten nur aus den USA (dünne Balken Min/Max, fette Balken 20%/80% Perzentil, gelbe Raute Mittelwert, rote Punkte EPA). Das angegebene Jahr entspricht dem Jahr der Datenerfassung bzw. bei Messungen über mehreren Jahren dem letzten Jahr der Datenerfassung und bei Reviews, faktorbasierten oder empirischen Abschätzungen dem entsprechenden Jahr der Veröffentlichung (Datenquellen: EPA (2020) sowie s. Anlage 3)

Beide Abbildungen stützen die Annahme, dass die von der EPA ermittelten Emissionsraten eine Untergrenze darstellen. Die Bandbreite der ermittelten Emissionen erstreckt sich über einen Zeitraum von 2006 bis 2018. Die Schwankung der Mittelwerte über die Zeit ist geringer als bei Betrachtung aller Daten. Die Werte liegen jedoch in einer ähnlichen Größenordnung.

Die Daten entsprechend Abbildung 11 wurden danach ohne Berücksichtigung des Messzeitraumes statistisch ausgewertet. Das Ergebnis ist in Form einer Häufigkeitsverteilung in Abbildung 13 dargestellt. Dabei wurde gezeigt, aus wie vielen Datensätzen sich die Häufigkeiten ableiten. In die Verteilung wurde zudem der sich aus der Statistik ergebende Erwartungswert ermittelt und als rote Linie im Diagramm eingezeichnet. Der Balken bei der Methanemission von 1 % stellt dabei das Intervall von 0 % bis 1 % dar, analog wie bei den weiteren Balken. Aus dieser Verteilungsfunktion ergibt sich schließlich ein Erwartungswert der relativen Emissionsrate von 3,2 %.

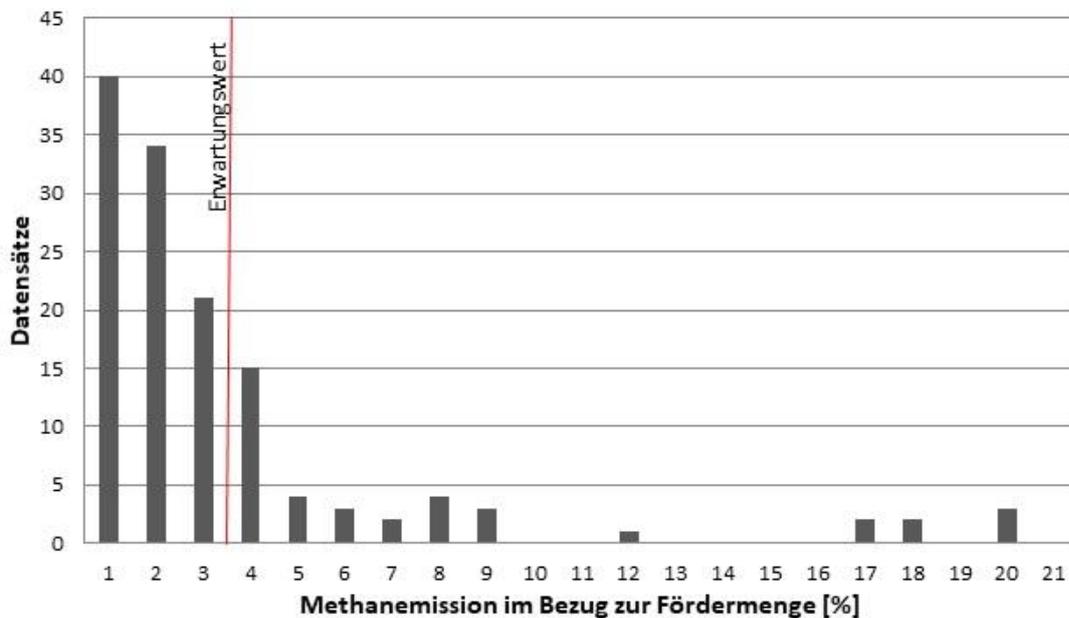


Abbildung 13: Häufigkeit der ermittelten relativen Emissionsraten von Methan aller Regionen, Jahre und Methoden ohne Berücksichtigung des Messzeitpunktes (Datenquellen: s. Anlage 3)

Nachdem die dargestellten Plausibilitätsbetrachtungen durchgeführt und die nicht plausiblen oder nicht klar zuordenbaren Daten eliminiert wurden, ergibt sich die in Abbildung 14 dargestellte Statistik. Als Referenzwert wurden auch hier die EPA-Werte (EPA, 2020) eingetragen. Auffällig ist, dass in die Darstellungen lediglich Messungen aus den USA zwischen den Jahren 2013 und 2015 einfließen konnten. Aus dieser Statistik ergibt sich schließlich ein Erwartungswert für die relative Emissionsrate aus den plausiblen Messungen von 2,1 %. Dieser Wert basiert nur auf Messungen in den USA. **Werden allein die plausiblen Messungen der USA aus dem Jahr 2015 betrachtet, so liegt die ermittelte Methanemission bei ca. 1,9 %.** Dieser Wert wird im Weiteren als Bezugspunkt verwendet. Hierbei ist jedoch zu beachten,

dass die zugrundeliegenden Daten aus den recherchierten Veröffentlichungen nicht ausreichend statistisch abgesichert sind, da lediglich 15 Datensätze mit insgesamt 30 Werten eingegangen sind. Für die dieser Statistik zugrunde liegenden Daten wurde ebenfalls eine zusätzliche Darstellung als Häufigkeitsverteilung angefertigt (siehe Abbildung 15).

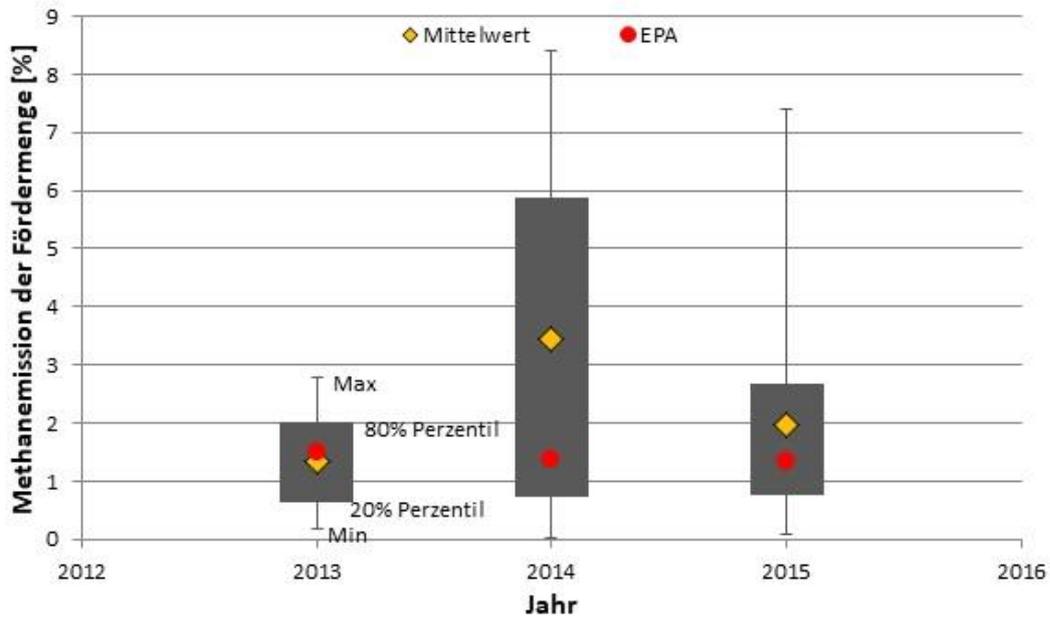


Abbildung 14: Statistische Zusammenstellung der ermittelten relativen Methanemissionsrate für die plausiblen Datensätze (dünne Balken Min/Max, fette Balken 20%/80% Perzentil, gelbe Rauten Mittelwert, rote Punkte EPA) (Datenquellen: EPA (2020) sowie s. Anlage 3)

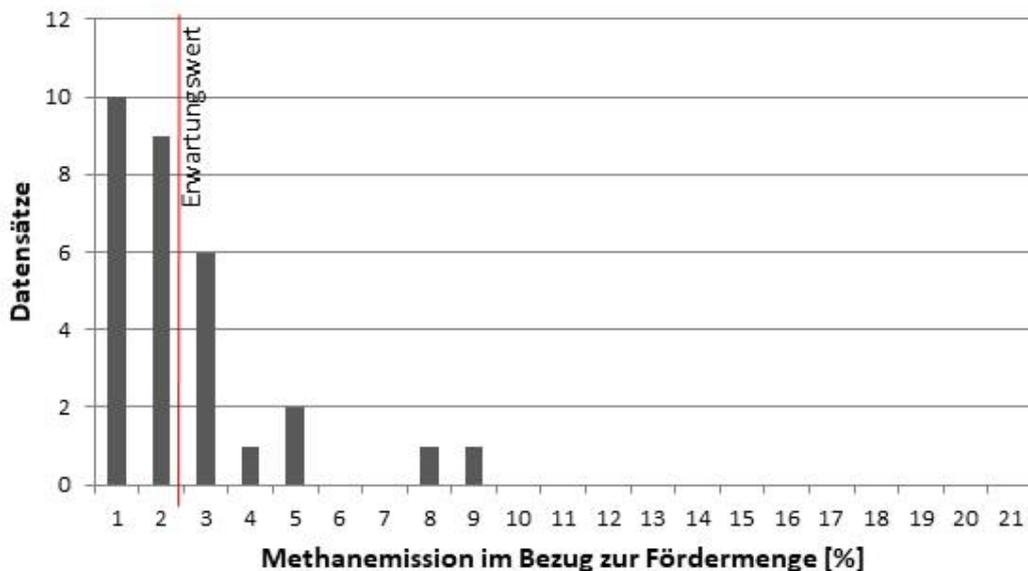


Abbildung 15: Häufigkeit der ermittelten Unter- und Obergrenzen der Methanemissionsrate der USA, plausible Messungen der Jahre 2013-2015 (Datenquelle: s. Anlage 3)

Während aus den als plausibel betrachteten Top-Down-Messungen für das Jahr 2015 eine mittlere relative Methanemissionsrate von 1,9 % ermittelt wurde, liegt der von der EPA angegebene Wert bei 1,3 %. Dabei ist allerdings einschränkend anzumerken, dass der aus den Top-Down-Messungen ermittelte Wert von 1,9 % für das Jahr 2015 statistisch nicht ausreichend abgesichert ist (lediglich 15 Datensätze, siehe oben), da keine bessere Datenbasis vorhanden ist. Dennoch wird zumindest die Größenordnung bzw. Tendenz der relativen Methanemissionsrate als plausibel angesehen. In jedem Falle ist festzustellen, dass die EPA-Werte eine Untergrenze, zumindest bezogen auf die USA, darstellen. Im Vergleich dazu gehen Schätzungen aus Kanada davon aus, dass selbst unter Berücksichtigung aller Verbrennungsemissionen durch Dieselaggregate und Blockheizkraftwerke, die maximale Emissionsrate aus Schiefergas bei 4 % der Produktion liegt (ICF Consulting Canada, 2012) .

Wenn angenommen wird, dass der Mittelwert als plausibel eingeschätztes Ergebnis belastbar ist, so lägen die Methanemissionen in den USA aus dem Jahr 2015 mit ca. 1,9 % um knapp 57 % über den Abschätzungen der EPA, welche im selben Jahr 1,3 % betragen. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass die Angaben der EPA die Gesamtemissionen, wie von einigen Experten angemerkt und zuvor beschrieben, unterschätzen. Folgende Ursachen können für die Unterschätzung der Gesamtemission in den EPA-Daten vermutet werden:

- Keine vollständige Berücksichtigung von Störfällen, insbesondere von sog. Superemittenten.
- Keine Berücksichtigung diffuser Austräge durch die Anbindung natürlicher Wegsamkeiten oder zu Altbohrungen über künstlich geschaffene Verbindungen, die durch Fracs erzeugt werden.
- Unterschätzung der Emissionen aus Altbohrungen, da diese nicht vollständig erfasst werden.
- Eine Teilmenge der Daten wird von der Industrie selbst durchgeführt und die Messverfahren sind nicht durchgängig standardisiert.

Anhand der ausgewerteten Literaturdaten kann nicht abgeschätzt werden, welche der Ursachen die größte Bedeutung besitzt.

Die Variabilität der ermittelten relativen Emissionsraten lassen sich dadurch ableiten, dass bei regionalen Studien mitunter keine adäquate Separation der Hintergrundwerte erfolgt ist. Dies kann durch fehlendes Baseline-Monitoring begründet sein. Weiterhin gibt es sowohl starke zeitliche als auch räumliche/regionale Schwankungen. So wird beispielsweise im Bakken-Gebiet (USA), bei der Ölförderung Gas als unerwünschtes Nebenprodukt abgeblasen, so dass dort hohe Emissionen mittels Top-Down-Verfahren gemessen werden. Das Abblasen erfolgt, weil in Gebieten in denen ausschließlich Öl gefördert wird, die Infrastruktur für den Transport von Gas fehlt. Im Marcellus Becken (USA) hingegen, wo nur Gas gefördert wird, werden deutlich niedrigere Emissionen mittels Top-Down-Messungen detektiert. Diese regionalen Trends für einzelne Gebiete sind damit im größeren Maßstab nicht repräsentativ.

6.2 Vergleich der Methanemissionen unkonventioneller und konventioneller Lagerstätten

Methanemissionen sind auf der Grundlage der recherchierten Unterlagen unabhängig von der Lagerstättenart in nahezu ähnlicher Größenordnung zu erwarten (Costa et al., 2015). Möglichkeiten zur Unterscheidung der Methanemissionen, die bei der Förderung von konventionellen und unkonventionellen Lagerstätten freiwerden, konnten durch die U. S. EPA (2020) und europäische Studien wie Costa et al. (2015) und Dannwolf und Heckelsmüller (2014) lediglich für Prozesse bei der Exploration und Produktion ermittelt werden. So beträgt die Methanemissionsrate bei der Bohrlochkomplettierung ca. 1 % der Gesamtmethanemission der Erdgasindustrie in den USA (Stand 2018), wobei 80 % davon der unkonventionellen und 20 % der konventionellen Erdgasförderung zugeordnet werden können (EPA, 2020). Diese Verteilung entspricht in etwa dem Verhältnis von gefördertem Erdgas aus Schiefergas und konventionellen Lagerstätten der USA (siehe auch Abbildung 10).

Laut EPA (2020) beträgt der Anteil der produktionsbedingten Emissionen an der Gesamt-Methanemission 58 % im Jahr 2018. Davon beträgt der Anteil der Methanemissionen, die durch die Bohrlochüberarbeitung (Workover) freigesetzt werden, lediglich 0,8 %. Dies ist die einzige Aktivität im Teilbereich Produktion, die unmittelbar mit Frackingaktivitäten in Verbindung gebracht werden kann. Alle anderen Prozessschritte, die das Gas nach Verlassen des Bohrloches bis zum Endverbraucher durchläuft, lassen die Unterscheidung zwischen konventioneller und unkonventioneller Gewinnung nicht mehr zu, da die Verarbeitung identisch ist und zum größten Teil in derselben Infrastruktur erfolgt (Costa et al., 2015). Ein direkter Zusammenhang zwischen freigesetztem Methan und Erdgasförderung besteht lediglich in Bezug auf die Fördermenge. Je mehr Erdgas gefördert wird, desto höher sind die zu erwartenden Methanfreisetzungen. Die Unterscheidung der Emissionen zwischen der Förderung unkonventioneller und konventioneller Lagerstätten ist mit Top-Down-Ansätzen nicht möglich, da sich die Bohrungen oft in denselben Fördergebieten befinden (Cremonese und Gusev, 2016). Eine Unterscheidung ist allerdings mit Bottom-Up-Ansätzen möglich, welche auch den EPA-Daten zugrunde liegen.

Inwiefern die langfristigen Emissionen nach Beendigung der Förderung aus unkonventionellen Lagerstätten wirksam werden, kann mit dem gegenwärtigen Kenntnisstand nicht eingeschätzt werden. Dies ist insbesondere davon abhängig, mit welcher Detailliertheit die jeweiligen Standorte untersucht wurden und ob entsprechende Sicherheiten hinsichtlich der Integrität der geologischen Barrieren berücksichtigt wurden. Bei konventionellen Lagerstätten werden langfristig geringe Emissionen erwartet, da im Gegensatz zu unkonventionellen Lagerstätten ein deutlich geringerer Teil des Erdgases in der Lagerstätte verbleibt. Zudem können künstlich geschaffene Wegsamkeiten (mit Ausnahme der Bohrungen selbst) ausgeschlossen werden.

6.3 Einfluss der technologischen Entwicklung auf Methanemissionen

Die technologische Entwicklung kann insbesondere für den bestimmungsgemäßen Betrieb anhand der EPA-Daten (EPA, 2020) untersucht werden. Zu Emissionen bei Störfällen oder über geologische Wegsamkeiten sind keine Aussagen möglich.

Seit Beginn der Frackingaktivitäten wurden ständig neue Technologien entwickelt, um Methanemissionen zu reduzieren. Besonders in den USA, als weltweit größtem Schiefergas-Produzenten, wurden zur Umsetzung dieses Zieles umfassende Maßnahmen realisiert.

Die umfangreichste Minderung der Emissionsrate in Höhe von 91 % konnte bei der Bohrlochkomplettierung durch die Einführung von Umweltregularien in den USA (RECs) zur Flowbackbehandlung erreicht werden. Die Wirksamkeit dieser Methoden wurde beispielsweise bei der europäischen Studie M4ShaleGas (Costa et al., 2016) bestätigt.

Allerdings beträgt der Anteil der Emissionen, die der Bohrlochkomplettierung zuzuordnen sind, gegenwärtig nur noch weniger als 1 % der Gesamtemission. Deutlich höhere Emissionen werden bei der Produktion, dem Transport und der Lagerung sowie in den Verteilernetzen freigesetzt. Deshalb müssen Maßnahmen zur Reduzierung von Methanemissionen in diesen Teilbereichen der Wertschöpfungskette ergriffen werden.

In den Erdgasförderbetrieben der USA kommt sehr verbreitet noch veraltete Technik zur Anwendung. Dadurch sind vielfach noch erdgasbetriebene Ventile in Rohrleitungen und Kompressorstationen in Verwendung. Jeder Schaltvorgang eines solchen Ventils bedeutet Methanfreisetzung aus der Druckkammer. Neuere Anlagen sind bereits mit druckluft- bzw. elektrisch betriebenen „Zero Emission Ventilen“ ausgestattet, die beim Schaltvorgang kein Methan mehr freisetzen. Dadurch können vermutlich bis zu 40 % der Emissionen gesenkt werden (GAO, 2010).

Neben den prozessgasbetriebenen Ventilen sind Kompressorstationen die maßgeblichen Verursacher von Methanemissionen bei Produktion und Verteilung. Sie sind in nahezu allen Teilen der Wertschöpfungskette eingesetzt. Ihr Anteil an den Gesamtmethanemissionen in den USA beträgt derzeit ca. 37 % (EPA, 2020). Hohes Potential zur Einsparung von Methanemissionen bietet der Einsatz von Radialkompressoren. Im Gegensatz zu Kolbenkompressoren werden sie durch Netzstrom bzw. über Turbinen anstatt eines eigenen Verbrennungsmotors angetrieben. Bezogen auf den erreichbaren Durchsatz haben diese Radialkompressoren einen geringeren Emissionswert als Kolbenkompressoren (u. a. Subramanian et al., 2015). In europäischen Studien wurden die entgegengesetzten Ergebnisse gewonnen. Hier werden Kolbenkompressoren die niedrigeren Emissionswerte zugeschrieben. Eine Normalisierung auf den Durchsatz wurde hier jedoch nicht getroffen (Costa et al., 2016).

Zu Wartungszwecken müssen Rohrleitungen, Kompressoren und Schalteinheiten oftmals entlastet und gespült werden. Das dabei anfallende Gas wird auch heute noch vielfach in die Umgebung abgeblasen. In Hinsicht auf die Reduzierung von Methanemissionen müssen Technologien zur thermischen Nutzung oder Rückführung des Gases in das Versorgungssys-

tem vorgesehen werden. Diese Empfehlung wurde bereits 2010 durch das United States Government Accountability Office (GAO, 2010) gegeben.

Zum Transport und zur Verteilung von Erdgas werden vorwiegend Rohrleitungssysteme verwendet. Speziell bestehende ältere Rohrleitungssysteme, z. B. aus Gusseisen können zu erheblichen Methanemissionen führen (Costa et al., 2015; Costa et al., 2016). Deshalb sollten alte Rohrleitungssysteme weitestgehend durch neue kunststoffbasierte Systeme ersetzt werden.

Da die EPA-Daten den bestimmungsgemäßen Betrieb zumindest größenordnungsmäßig gut abbilden und für das Jahr 2018 aus diesen Daten eine relative Methanemissionsrate von 1,1 % hervorgeht, ist anzunehmen, dass sich bei konsequenter Anwendung des Standes der Technik Emissionsraten von deutlich unter 1 %, möglicherweise sogar unter 0,5 % im bestimmungsgemäßen Betrieb erreichen lassen. Diese Annahme wird dadurch gestützt, dass im Jahr 2018 noch eine Vielzahl alter Anlagen und Komponenten (gasbetriebene Ventile, Kolbenkompressoren, alte Rohrleitungen etc.) mit deutlich höheren Emissionsraten zu einer durchschnittlichen Emissionsrate von 1,1 % beigetragen haben.

Auch diffuse Emissionen über natürliche und künstliche Wegsamkeiten können reduziert werden. Dazu sind detaillierte geologische Untersuchungen des Standortes und die Bestimmung aller relevanten Parameter notwendig. Auf dieser Grundlage können reservoir- und geomechanische Berechnungen entsprechend dem Stand der Technik erfolgen. Dadurch können potentielle Migrationspfade bereits im Vorfeld einer Frackmaßnahme identifiziert und durch ausreichende Sicherheiten in der Planung präventiv ausgeschlossen werden.

7 Globale Emissionen

Ein durch die Industrialisierung hervorgerufener stetiger Anstieg der Methankonzentrationen in der Atmosphäre und das hohe Treibhauspotential des Gases machen Methan neben Kohlenstoffdioxid zu einem der wesentlichen Verursacher der Klimaerwärmung. Im Zeitraum von 1984 bis 2018 stieg die weltweite Methankonzentration in der Atmosphäre von 1.633 ppb auf ca. 1.870 ppb an (WMO et al., 2019). Dies entspricht einem Anstieg von ca. 14,5 %. Zwischen 2000 und 2006 blieben die Werte fast konstant, während sie ab 2007 jedoch erneut deutlich angestiegen sind. Dieser Anstieg korreliert mit der Erdgasförderung aus unkonventionellen Lagerstätten in den USA. Um dies fundiert zu belegen, wären weltweite Bilanzbetrachtungen mit detaillierter Berücksichtigung aller weiteren Methanquellen über einen Zeitraum seit ca. 2006 notwendig. Derartige Betrachtungen liegen jedoch außerhalb des Rahmens der vorliegenden Studie.

Die Anwesenheit von Methan in der Atmosphäre wird durch eine Vielzahl von Methanquellen hervorgerufen. Neben anthropogen verursachten Gründen spielen auch natürlich Emissionen eine große Rolle. Eine Unterscheidung von thermogenen Emissionen, die mit der Erdöl- und Erdgasförderung in Zusammenhang stehen, von biogenen Methanquellen, ist mit Hilfe von Isotopenuntersuchungen möglich (siehe Kapitel 4.2). Mit einer mittleren CH_4 -

Emission von 357.000 kt/a können ca. 60 % auf einen anthropogenen Einfluss zurückgeführt werden, welche aus den Bereichen Abfall-, Landwirtschaft, fossile Energie und Biomasseverbrennung mit der nachfolgend dargestellten prozentualen Verteilung stammen. Auf fossile Energie entfallen demnach 19 % der gesamten Methanemissionen weltweit (Saunois et al., 2019b).

Tabelle 4: Der über Top-Down-Methoden ermittelte mittlere Methanausstoß pro Jahr zwischen 2008 und 2017 lag bei 572.000 kt/a (Intervall: 538.000-593.000 kt/a) und somit leicht über den Messwerten der vorangegangenen Dekade (Saunois et al., 2019b)

| Anthropogene Quellen | Anteil Kategorie | Anteil gesamt |
|--|-------------------------|----------------------|
| Abfall- / Landwirtschaft: | 61 % | 38 % |
| fossile Energie (Kohle, Erdöl/-gas, Industrie, Transport/Verkehr) | 31 % | 19 % |
| Biomasse: | 8 % | 5 % |
| Natürliche Quellen | | |
| natürliche Feuchtgebiete | 83 % | 31 % |
| sonstige Quellen | 17 % | 7 % |

Als Hauptquelle natürlicher Methanproduktion (215.000 kt/a) konnten aus den Top-Down-Messungen vorrangig Feuchtgebiete identifiziert werden, die dauerhaft wassergesättigt oder deren Bodenchemie maßgeblich durch teilweise oder dauerhafte Überschwemmungen geprägt sind. In diesem Bereich zeigen sich innerhalb der Studie die deutlichsten Unterschiede zwischen Top-Down- und Bottom-Up-Messansätzen.

Die Bottom-Up-Messungen ermöglichen eine bessere Zuordnung der einzelnen Quellen als die Top-Down-Ansätze. So werden die Kategorien fossile Energienutzungen (Kohle, Gas/Öl, Transport und Industrie) oder natürliche Quellen (Frishwasser, natürliche geologische Quellen, Wildtiere, Termiten, Brände, Permafrostböden, Ozeane) verschiedenen Unterkategorien zugeordnet. Während sich die Ergebnisse im Bereich der anthropogen verursachten Quellen nahezu decken (366.000 kt/a), wurden etwas höhere Methanemissionen im Bereich der natürlichen Quellen (371.000 kt/a) ermittelt. Dies führt zu einer Verschiebung der prozentualen Verteilung auf jeweils ca. 50 % Anteil beider Hauptkategorien.

Der folgenden Aufstellung ist zu entnehmen, dass der Anteil fossiler Energieträger 35 % der anthropogen beeinflussten Methanemissionen ausmacht. Mit einem Anteil von 65 % nimmt die Öl- und Gasindustrie den größten Anteil ein. Eine genauere Unterteilung, um den Anteil der Gasgewinnung zu quantifizieren, ist aus der Datengrundlage nicht möglich. Insgesamt entfallen nach dem Bottom-Up-Ansatz 18 % auf fossile Energie. Dies ist vergleichbar mit den o. g. 19 % nach dem Top-Down-Ansatz.

Tabelle 5: Der über Bottom-Up-Methoden ermittelter mittlerer Methanausstoß pro Jahr (Saunois et al., 2019b)

| Anthropogene Quellen | Anteil Kategorie | Anteil gesamt |
|------------------------------------|-------------------------|----------------------|
| Abfallbehandlung / Landwirtschaft: | 56 % | 28 % |
| Wiederkäuer / Gülle | 54 % | 15 % |
| Deponien / Abfall | 32 % | 9 % |
| Reisanbau | 14 % | 4 % |
| fossile Energie: | 35 % | 18 % |
| Kohle | 33 % | 6 % |
| Öl und Gas | 62 % | 11 % |
| Industrie | 2 % | 0,5 % |
| Transport | 3 % | 0,5 % |
| Biomasse: | 14 % | 4 % |
| Biomasseverbrennung | 60 % | 2,5 % |
| Biokraftstoffverbrennung | 40 % | 1,5 % |
| Natürliche Quellen | | |
| Moore/Feuchtgebiete: | 40 % | 20 % |
| andere Quellen | 60 % | 30 % |

Zum Vergleich und für eine Plausibilitätsbetrachtung der in dieser Studie dargelegten Emissionsrate für den Gesamtprozess wird die weltweite Produktion an Erdgas herangezogen. Diese betrug 2017 insgesamt 3.680,4 Mrd. m³ (BP, 2018), was ca. 2,63 Mrd. t Methan entspricht. Wird die in Kapitel 6 abgeleitete Emissionsrate von ca. 1,9 % der gesamten Gasproduktion (konventionell und unkonventionell) unterstellt, so ergäbe sich eine Methanemissionsmenge von ca. 55 Mio. t/a Methan. Im Vergleich dazu ergeben die 11 % (s. o.) der für das Jahr 2017 von Saunois et al. (2019a) angegebenen Menge von 591 Mio. t/a eine Emissionsmenge aus der Öl- und Gasförderung von insgesamt 65 Mio. t/a. Damit entsprechen die 1,9 % der für die Gasproduktion (allerdings für 2015) ermittelten Emissionsrate in etwa 84 % der Methanemissionen der gesamten Öl- und Gasproduktion entsprechend Saunois et al. (2019a). Da Methan ein Beiprodukt der Ölproduktion ist und entweder abgefackelt oder sogar abgelassen wird, ist es plausibel, dass auch der Ölproduktion entsprechende Emissionen zuzuordnen sind.

Das bedeutet, dass die ermittelte Emissionsrate von 1,9 % sehr gut mit den in Saunois et al. (2019a) angegebenen Emissionen übereinstimmt und somit plausibel erscheint.

Dies bedeutet allerdings auch, dass global gesehen eine Emissionsrate von ca. 2,5 % (Gesamtmenge von 65 Mio. t/a Methan) die Obergrenze der Methanemission, bezogen auf die Gasproduktion darstellt. Dies würde unter der Annahme gelten, dass es weder bei Öl- noch

bei Kohleproduktion Methanemissionen gibt. Dies kann aufgrund des zuvor genannten Sachverhalts als unwahrscheinlich erachtet werden.

Bereits von ConocoPhillips (2015b) bzw. Schwietzke et al. (2014) wurden Abschätzungen für die Methanemissionsrate bei der globalen Emission (unkonventionelle und konventionelle Gasförderung) zwischen 2 % und 4 % ermittelt. Insgesamt wird von ConocoPhillips (2015b) eher die Untergrenze von 2 % favorisiert und die Differenz zu den EPA-Werten wird diffusen Quellen und Superemittern zugeschrieben. In dieser Rate sind die Emissionen über künstliche und geologische Wegsamkeiten und Störfälle enthalten.

Einschränkend muss hier allerdings nochmals vermerkt werden, dass die langfristigen Emissionen nach Beendigung der Förderung aus unkonventionellen Lagerstätten nicht eingeschätzt werden können. Dies liegt daran, dass keine Informationen vorliegen, inwiefern bei der Planung der gegenwärtig in Förderung befindlichen unkonventionellen Lagerstätten ausreichend Vorsorge zur Vermeidung künftiger Emissionen getroffen worden ist.

8 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Deutschland

8.1 Messung von Methanemissionen

Sofern Erkundungen zur Förderung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten in Deutschland durchgeführt werden, beispielsweise als Ergebnis der M4ShaleGas-Studie (Costa et al., 2016), sind umfangreiche prozessbegleitende Messungen von Methanemissionen durchzuführen. Derartige Messungen werden standardmäßig bereits heute bei der konventionellen Gasförderung durchgeführt. Messungen für die Überwachung von Frackingmaßnahmen sollten aus einer Kombination aus Fernerkundungsmethoden, Isotopenanalysen und standortbezogenen Messmethoden bestehen. In Verbindung mit einem automatischen Meldesystem wie es in der Gasindustrie in Deutschland dem Stand der Technik entspricht, wird der Betreiber in die Lage versetzt, Methanemissionen effektiv und schnell zu identifizieren und auf Veränderungen unverzüglich zu reagieren.

Es wird unumgänglich sein, Art und Anzahl der Messmethoden zur Erfassung von Methanemissionen an die unterschiedlichen Anforderungen im Ablauf einer möglichen Erkundungsmaßnahme anzupassen. Dabei kann die zeitliche Abfolge in drei Phasen unterteilt werden:

1. Vorbereitung,
2. Förderung,
3. Nachsorge.

1. Vorbereitung

Die Vorbereitungsphase beginnt mindestens ein Jahr vor der Erkundungsmaßnahme, damit Hintergrundkonzentrationen von Methan über alle Jahreszeiten und Witterungsbedingungen erfasst werden können. Dabei sollte eine Kombination aus Fernerkundungsmessungen, Isotopenanalysen und standortbezogenen Methoden zum Einsatz kommen. Denkbar ist die Verwendung von Satellitendaten zur Ermittlung von saisonalen und regionalen Schwankungen der Hintergrundkonzentration im Gebiet der Erkundungsmaßnahme. Zur Messung der Verteilung der lokalen Hintergrundkonzentration sollte ein flächiges Netzwerk von Methansensoren eingesetzt werden. Der Ursprung des Methans ist mit Hilfe von Isotopendaten bzw. anhand des Methan/Ethan-Verhältnisses nachweisbar. Mindestens eine Überfliegung sollte eingeplant werden, um die räumliche Verteilung der Methankonzentration am Standort detailliert zu ermitteln. Daraus kann abgeleitet werden, ob im Rahmen späterer Messungen Flugzeugeinsätze notwendig oder aber Drohnen ausreichend sind.

2. Förderung

Die Förderphase erfordert einen deutlich höheren Monitoringaufwand, bestehend aus einer Kombination von Top-Down und Bottom-Up-Methoden.

Es sollten dabei folgende Messmethoden miteinander kombiniert werden:

- Satellitenüberwachung zur messtechnischen Erfassung von regionalen/ überregionalen Änderungen der Methankonzentration,
- Flugzeug- oder Drohnen-gestützte Methankonzentrationsmessungen in Verbindung mit Isotopenbestimmungen,
- Netzwerk von Methandektoren an kritischen Teilen der Förderanlage zur umgehenden Registrierung von Methanaustritten,
- Flächiges Netzwerk von Methansensoren zur Messung von Konzentrationsänderungen in der Umgebung des Areals,
- Regelmäßige oder kontinuierliche Messung der Isotopenzusammensetzung,
- Netzwerk von IR- oder lasergestützten Systemen zur Detektion und Messung von Methanemissionen,
- Handmessgeräte oder tragbare Messgeräte für Mitarbeiter des Betreiberunternehmens,
- Kontinuierliche Aufzeichnung der Wetterdaten.

3. Nachsorge

Auch während der Nachsorgephase sollten Top-Down und Bottom-Up-Methoden zur messtechnischen Erfassung von Methanemissionen miteinander kombiniert werden:

- Satellitenüberwachung zur messtechnischen Erfassung von regionalen/überregionalen Änderungen der Methankonzentration infolge diffuser Methanemissionen nach Einstellung des Förderbetriebes,

- Flächiges Netzwerk von Methansensoren zur Detektion und Messung von diffusen Methanaustritten am Bohrloch sowie in dessen Umgebung.

Satellitenmessungen erlauben derzeit eine Auflösung von ca. 7 x 7 km². Dies ermöglicht die flächendeckende Kartierung der Methanemissionen. In naher Zukunft sollen satellitengestützte Systeme zum Einsatz kommen, die bereits eine Auflösung von 1,5 x 1,5 km² erreichen. Über längere Zeiträume emittierende Punktquellen können damit identifiziert werden.

Höhere Auflösungen können durch Flugzeugmessungen erreicht werden. Diese bieten jedoch eine geringere Datendichte auf der Zeitachse, da sie nicht regelmäßig, sondern nur zeitlich begrenzt eingesetzt werden können. Sie ermöglichen aber die Bestimmung der Isotopenverteilung, was einen Rückschluss auf den Ursprung der Methanemission zulässt. Auch der Einsatz von Drohnen ist sinnvoll, da durch die Automatisierungsmöglichkeit der Personaleinsatz verringert werden kann.

Derzeit laufende Forschungen auf dem Gebiet der Bottom-Up-Messungen haben vorrangig die Reduzierung des Personaleinsatzes zum Inhalt und konzentrieren sich daher auf Robotertechnologien und den Einsatz von Messnetzwerken. Beim Einsatz von Robotern im Zusammenhang mit Überwachungen in der Öl- und Gasindustrie wird unterschieden zwischen Drohnen (UAV - unmanned aerial vehicle) für strukturelle Inspektionen aus der Luft, ferngesteuerte Fahrzeuge (ROV - remote operation vehicle) für bodenbasierte Inspektionen sowie autonome Unterwasserfahrzeuge für submarine Inspektionen (AUV - autonomous underwater vehicle).

In den USA befindet sich ein als sehr fortschrittlich zu bewertendes Projekt in der Pilotphase (ARPA-E MONITOR), das Laser-Sensoren miteinander zu einem Netzwerk verknüpft. Damit können Methanemissionen autonom von normalen Prozessemissionen unterschieden werden. Die Methanaustritte werden identifiziert, lokalisiert und die austretenden Mengen ermittelt. Der Einsatz solcher oder ähnlicher Technologien wäre im Rahmen einer beantragten oder bewilligten wissenschaftlichen Erkundungsmaßnahme dringend zu empfehlen.

8.2 Übertragbarkeit der Emissionsraten auf Deutschland

Belastbare Literaturangaben zu Top-Down-Messungen konnten nur für die USA recherchiert werden, sodass diese spezifische Emissionsrate von 1,9 % als Bezugspunkt für eine Übertragung auf Deutschland verwendet werden kann. Diese Emissionsrate beinhaltet folgende Beiträge:

- Bestimmungsgemäßer Betrieb ohne Berücksichtigung von Emissionen über geologische Wegsamkeiten,
- Störfälle und Superemitter,
- Emissionen über geologische Wegsamkeiten während und nach der Produktion.

Für eine Übertragbarkeit werden diese Kategorien einzeln bewertet, da sie nur teilweise quantitativ abgeschätzt werden können.

8.2.1 Bestimmungsgemäßer Betrieb ohne Berücksichtigung von Emissionen über geologische Wegsamkeiten

Der bestimmungsgemäße Betrieb wird durch das EPA-Datenarchiv dokumentiert. Für das Jahr 2015 wurden spezifische Emissionsraten von 1,3 % und für das Jahr 2018 von 1,1 % berechnet. Diese ermittelten Emissionsraten stellen einen Mittelwert der Emissionen von Anlagen unterschiedlichen Alters und damit verschiedener Technologien dar.

Beispielsweise werden prozessgasbetriebene Ventile in allen Teilbereichen der Wertschöpfungskette eingesetzt. Im Jahr 2015 betrug in den USA die Summe der Methanemissionen bei der Erdgasgewinnung (unabhängig von der Gewinnungsart), der durch prozessgasbetriebene Ventile verursacht wurde, 2.451 kt CH₄. Das entspricht einem Anteil von rund 43 % an den von der EPA ermittelten Methangesamtemissionen (EPA, 2020). Unter der Annahme, dass Ventile nach dem Stand der Technik im bestimmungsgemäßen Betrieb gasdicht sind, ist eine Reduktion der Methanemissionen durch den Einsatz von pressluft- oder elektrisch betriebenen Ventilen, um den genannten Anteil möglich. Die Emissionsrate in den USA im Jahr 2015 würde sich nur dadurch von 1,33 % der Förderrate auf 0,78 % reduzieren lassen. Für das Jahr 2018 würde eine Emissionsrate von 0,67 % daraus resultieren. Weitere Reduktionen sind bei Kompressoren oder dem Ablassen von Verdichterstationen und Leitungen möglich (Costa et al., 2015).

Nach Ansicht von Forster and Perks (2012) sind die ermittelten Emissionswerte aus den USA grundlegend auf eine Schiefergasgewinnung in Europa übertragbar. Es wird darauf hingewiesen, dass insbesondere bei den gesetzlichen Vorgaben Unterschiede bestehen können, die in Deutschland/Europa strikter sind. Als Beispiel wird die Verwendung von Prozessgas zur Ventilsteuerung angeführt. In den Niederlanden wird der Stellungswechsel beispielsweise mit Pressluft realisiert. Sofern eine Frackingmaßnahme in Deutschland bewilligt werden sollte, muss sichergestellt werden, dass der Stand der besten verfügbaren Technologie (BVT) mit deutlich geringeren Emissionsraten eingesetzt wird. Nur so ist gewährleistet, dass sich die spezifische Emissionsrate in der gesamten Prozesskette auf deutlich unter 1 %, wahrscheinlich sogar unter 0,5 % reduziert.

8.2.2 Störfälle und Superemitter

Die große Bandbreite der in der Literatur genannten spezifischen Emissionsraten macht deutlich, dass teilweise signifikante Emissionen stattfinden, die wahrscheinlich in Zusammenhang mit Störfällen oder anderen Superemittern stehen. Beispielsweise werden, laut den Aussagen der interviewten Expertinnen und Experten, alte Bohrlöcher (meist handelt es sich um konventionelle Bohrungen) nur zu einem sehr geringen Anteil von den EPA-Daten berücksichtigt. Teilweise ist der Zustand alter Bohrungen in den USA nicht bekannt. Weder die Störfälle noch die alten Bohrungen werden von den EPA-Daten vollumfänglich erfasst.

Sie bilden sich jedoch in den aus Top-Down-Messungen ermittelten spezifischen Emissionsraten von 1,9 % für das Jahr 2015 ab. Es kann davon ausgegangen werden (siehe Kapitel 5.2), dass Emissionen über künstliche und geologische Wegsamkeiten während der Produktion aufgrund des Unterdruckes in der Lagerstätte vernachlässigbar sind und dass die allermeisten der Bohrungen noch in Betrieb sind, weshalb auch Emissionen nach Einstellung der Produktion keine Rolle spielen (siehe Kapitel 5.4). Deshalb wird die Differenz von ca. 0,6 % der aus Top-Down-Messungen ermittelten 1,9 % zu den von der EPA angegebenen 1,3 % wahrscheinlich durch Störfälle und alte Bohrlöcher hervorgerufen.

Bei den Altbohrungen handelt es sich in den USA in der Regel um Förder- und Erkundungsbohrungen für konventionelle Lagerstätten. Im Gegensatz zu den USA sind in Deutschland die Standorte von ehemaligen Öl- und Gasbohrungen genau kartiert. Im Falle der Erkundung und Erschließung einer Lagerstätte durch unkonventionelles Fracking, sind Altbohrungen im weiteren Umfeld der neuen Erkundung mit zu betrachten und deren Verwahrungszustand zu dokumentieren.

Schwieriger zu fassen, ist der Beitrag von Störfällen. Hier kann nur sichergestellt werden, dass mit Hilfe moderner automatisierter Überwachungssysteme diese frühzeitig erkannt und beseitigt werden können. Damit wird die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten potentieller Superemitter und unentdeckter Leckagen deutlich reduziert.

8.2.3 Emissionen über geologische Wegsamkeiten während und nach der Produktion

Eine sachgerechte Planung und Vorbereitung der eigentlichen Frackingmaßnahme mit vorlaufender detaillierter geologischer Erkundung und konservativen Ansätzen hinsichtlich der Sicherstellung der Integrität von Barrieren ermöglicht es, Emissionen über geologische Wegsamkeiten weitestgehend auszuschließen. Die entsprechende Planung und Optimierung ist standortspezifisch durchzuführen. Dies erfordert insbesondere:

- Detaillierte Erkundung des geologischen Untergrundes mittels 3D-Reflexionsseismik, die nach dem neuesten Stand der Technik (bspw. PSDM-Prozessierung) prozessiert und interpretiert werden muss. Im Ergebnis wird ein geologisches sowie ein reservoirmechanisches 3D-Modell erstellt.
- Es muss u. a. sichergestellt werden, dass ein ausreichender Abstand der Fracs und Bohrungen zu identifizierten Störungs- oder Schwächezonen besteht.
- Es muss gewährleistet sein, dass sich über dem zu frackenden Bereich eine ausreichend mächtige undurchlässige geologische Schicht befindet, die gewissermaßen als Sicherheitspuffer dienen kann. Es sollte ausgeschlossen werden, dass sich darin durchlässige Zwischenschichten befinden, in denen Gas ggf. über längere Strecken horizontal migrieren und an anderer Stelle austreten kann.
- Die Frackmaßnahmen sollten auf Grundlage detaillierter gekoppelter (T)HM-Modelle ((Thermisch)-Hydraulisch-Mechanisch) simuliert und optimiert werden. Dazu sind sowohl die Gesteinseigenschaften, das Spannungsfeld als auch die Tektonik zu berücksichtigen.

- Detailliertes seismisches Monitoring während des eigentlichen Frackings, um die Geometrie der Fracs zu bestimmen und sicherzustellen, dass sich eine ausreichend mächtige Barriere oberhalb des Reservoirs befindet.
- Durchführung von Worst-Case-Simulationen für die Ausbreitung von Methan im Untergrund unter Berücksichtigung des 3D-geologischen Modells sowie der reservoirmechanischen Eigenschaften. Dieses Modell muss standortspezifisch und unter Berücksichtigung der konkreten Frackingmaßnahmen entwickelt werden.
- Für die Bewertung der Risiken nach Beendigung der Gewinnung ist ein Zeitraum von mehreren hundert Jahren zu simulieren.
- Erstellung von Notfallplänen im Falle ungünstiger, nicht vorhergesehener Entwicklungen bei den Frackingarbeiten.

8.2.4 Gesamteinschätzung erwarteter Emissionsraten

Es ist davon auszugehen, dass die spezifischen Methanemissionen für alle Emissionspfade bei einer in Deutschland durchgeführten Frackingmaßnahme deutlich unterhalb von 1 % der Fördermenge liegen können. Diese Aussage ist durch die in den Abschnitten 8.2.1 bis 8.2.3 aufgeführten Sachverhalte begründet. Insbesondere wird eingeschätzt, dass sowohl beim bestimmungsgemäßen Betrieb auch bei Störfällen geringere Emissionen zu erwarten sind. Zudem können durch eine sachgemäße geologische Erkundung und Planung der Frackingmaßnahmen auch die langfristigen Emissionen ausgeschlossen werden.

Um dies zu erreichen, muss die beste verfügbare Technologie sowohl bei der Erkundung und Erschließung der Lagerstätte, im Bereich der Produktion, Aufbereitung und Verteilung, im Zusammenhang mit der Verwahrung von Bohrungen und insbesondere auch im Rahmen der Überwachung eingesetzt werden.

9 Empfehlungen und Forschungsbedarf

9.1 Forschungsbedarf

Forschungsbedarf wird sowohl im Zusammenhang mit dem Nachweis und der Quantifizierung von Methanemissionen, im Bereich der Erkundung als auch im Gebiet der Produktion, Aufbereitung und Verteilung gesehen.

Wie in Kapitel 4.1 erläutert, sind für die nächsten Jahre Satellitenmissionen zur Erfassung von Treibhausgaskonzentrationen mit höherer räumlicher Auflösung geplant. Zudem gibt es bereits Satelliten, die in der Lage sind, ihre Sensoren gezielt auszurichten und damit hohe räumliche Auflösungen zu erreichen. Um diese Technologie operativ einsetzen zu können, muss die Anzahl derartiger Satelliten erhöht werden.

So ist für MethaneSat (Environmental Defense Fund, vorgesehen ab 2021) eine höhere Datendichte, verbesserte räumliche Auflösung und Datenqualität geplant. Der Vorteil von Me-

thaneSat besteht darin, Erdgaslecks in Bohrfeldern, Pipelines und Industrieanlagen mit einer Auflösung von $1,5 \times 1,5 \text{ km}^2$ darzustellen. Damit eröffnen sich Möglichkeiten, den Ort der Emissionsquelle viel genauer einzugrenzen als zuvor.

Für 2024 ist der Start des Kleinsatelliten MERLIN (Methane Remote Sensing LIDAR Mission) geplant, der Daten unter anderem zur Erstellung einer globalen Weltkarte der Methankonzentrationen liefern soll. Im Gegensatz zu bisherigen Satelliten wie ENVISAT oder GOSAT, welche mit „passiven“ Instrumenten arbeiten, soll dieser Satellit mit einem aktiven LIDAR-Instrument ausgestattet werden. Somit ist MERLIN nicht wie andere Satelliten auf Tageslicht angewiesen. Er verfügt über einen Laser und kann auch bei Nacht oder durch dünne Zirruswolken hindurch messen.

Allerdings sind die vorhandenen Satelliten aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit nicht für die Detektion von Störfällen nutzbar. Deshalb wird der weitere Ausbau der Satellitensysteme mit aktiven, hochauflösenden Sensoren empfohlen.

Grundsätzlich besteht großer Bedarf in der Verbesserung der Messgenauigkeit von LIDAR-Instrumenten. Zudem sollten Satellitensensoren zur Erfassung von Treibhausgasen wie Methan über eine dichte räumliche Abtastung verfügen und somit eine ausreichende Anzahl an Messungen pro Region liefern können. Dazu ist eine hohe räumliche Auflösung ($< 2 \text{ km}$) zum Nachweis lokaler Hotspots notwendig. Die Datenerfassung sollte unabhängig von der Tageszeit und von Witterungsbedingungen, wie z. B. Wolken, möglich sein.

Forschungsbedarf besteht insbesondere auch bei Strategien und Methoden, um Fernerkundungsdaten mit hoher Datendichte effektiv nutzen zu können (bspw. THG-Imaging Mission, z. B. Sentinel 5 Precursor, Inverse Modellierung/Datenassimilation). Ergänzend dazu ist es notwendig, die für die Berechnungen nötige Zusatzinformationen zur Meteorologie, Daten zur Kalibrierung (definierte Emissionsraten zur Kalibrierung) und Passpunkte mit hoher Genauigkeit zur Verfügung zu stellen. Diese Daten, die einen erheblichen Zusatzaufwand erfordern, müssten ebenfalls öffentlich verfügbar sein, um auf Länderskala belastbare Abschätzungen der Emissionsraten bzw. deren Änderung zu liefern.

Grundsätzlich ist die Entwicklung von kontinuierlich arbeitenden Top-Down-Messsystemen zur Erfassung größerer Gebiete zur Identifikation von Störfällen erstrebenswert. Gegenwärtig ist offen, welche Trägersysteme dazu am besten geeignet sind: Satelliten, Flugzeuge oder Drohnen. Für letztere ist eine Miniaturisierung der Messtechnik, d. h. der multispektralen Sensoren und von automatischen Probennahmesystemen für Isotopenanalysen, notwendig.

Im Bereich der Bottom-Up-Messverfahren bietet die Automatisierung ein breites Forschungsfeld. Messautomaten und autonome Drohnen/Roboter würden es ermöglichen, den notwendigen Personaleinsatz im Rahmen von Messkampagnen enorm zu reduzieren. Messungen an schwer zugänglichen Stellen könnten besser bewerkstelligt werden. Optimal wäre die Entwicklung fest installierter Messsysteme, die in der Lage sind, neben dauerhaften Methan-Messungen auch Betriebsstörungen/Störfälle/ausgewöhnliche Betriebszustände zu

erfassen und zu melden. Um Emissionen und Störfälle schnell zu erkennen, sowie die notwendigen Daten umgehend zur Verfügung stellen zu können, sind geeignete Auswertungsalgorithmen und Meldesysteme zu entwickeln.

Auch gibt es Forschungsbedarf bei Isotopenuntersuchungen. Bisher ist es mit den zur Verfügung stehenden Messmethoden nicht möglich, nachzuweisen, ob Methanemissionen durch Förderaktivitäten in konventionellen oder unkonventionellen Lagerstätten bedingt sind. Zur Beantwortung dieser Fragestellung sind weiterführende Untersuchungen notwendig, die insbesondere den Zusammenhang zwischen Isotopenverhältnis und standortspezifischer Geochemie herstellen muss. Aufgrund der bisher weltweit geringen Anzahl der δD -Messungen, kann noch nicht sicher gesagt werden, ob die Ermittlung der Isotopenverhältnisse auf Grundlage von δD oder auf Grundlage von $\delta^{13}C$ besser für die Bestimmung der Genese von Methan geeignet ist. Dazu sind weiterführende Messreihen und Vergleiche notwendig.

Wie in diesem Bericht dargestellt, sind die bereits vorhandenen numerischen Modelle in der Lage, die relevanten Prozesse für die Methanfreisetzung über künstliche und geologische Wegsamkeiten sachgerecht abzubilden. Allerdings müssen die entsprechenden Eingangsparameter gewonnen werden. Hier spielt die Identifizierung von Schwäche- oder Störungszonen in stauenden Gesteinsschichten und dort auch die räumliche Verteilung von Porosität und Permeabilität eine zentrale Rolle.

Gegenwärtig können mit den aktuellen Erkundungsmethoden in Tiefen von 3.000 m oder mehr (Mindesttiefe für Fracking-Forschungsbohrungen) nur Störungen mit einem Versatz von einigen zehner Metern detektiert werden. Da auch Störungen mit geringerem Versatz Schwächezonen darstellen können, bleibt eine Unsicherheit bezüglich der Integrität von Barrieren. Deshalb besteht in der Verbesserung der Auflösung geophysikalischer Erkundungsmethoden Forschungsbedarf.

Noch kritischer wird die Tatsache gesehen, dass es mit den derzeitigen vorhandenen Erkundungsmethoden ohne das Niederbringen von Bohrungen nicht möglich ist, die räumliche Verteilung der Permeabilität zu ermitteln. Dieser Parameter hat entscheidenden Einfluss auf die mögliche Migration von Methan über geologische Wegsamkeiten (siehe Kapitel 5.5). Ganz besonders unsicher ist die Permeabilität von Störungszonen und damit ihre mögliche Wirkung als Migrationspfad für Methan. Zwar existieren im Bereich der Erdöl-/Erdgaserkundung und im Bereich der tiefen Geothermie (Teufen > 400 m) Ansätze, die Porosität und Permeabilität aus seismischen Attributen ableiten, jedoch haben eine Reihe von Projekten, speziell in der tiefen Geothermie gezeigt, dass diese Methoden extrem unsicher sind. Deshalb wird auch bzgl. der Bestimmung der räumlichen Verteilung von Porosität und Permeabilität, insbesondere für Störungszonen ein erheblicher Forschungsbedarf gesehen. Nur wenn entsprechende Daten mit ausreichender Sicherheit ermittelt werden, können numerische Modelle belastbare Prognosen liefern.

9.2 Empfehlungen

Für eine mögliche Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten wie Schiefer, Ton-, Mergel- und Kohleflözformationen sind die im Folgenden aufgeführten Empfehlungen zu berücksichtigen.

Entsprechende Messsysteme sollten aus einer Kombination von Top-Down- und Bottom-Up-Messungen bestehen. Die Überwachung sollte bereits deutlich vor Beginn der Maßnahmen beginnen, damit die vorhandenen Hintergrundwerte sicher ermittelt werden können.

Die Top-Down-Messungen sollten in regelmäßigen Abständen, entweder mit Hilfe hochauflösender Satelliten oder durch regelmäßige Befliegungen mit Flugzeugen oder Drohnen erfolgen. Auch sollten regelmäßig Isotopenuntersuchungen durchgeführt werden, um die Herkunft von Methan zu ermitteln.

Besonders wichtig ist die frühzeitige Erkennung von Leckagen und Störfällen in der gesamten Prozesskette der Produktion, Aufbereitung und Verteilung. Dazu sollten Netzwerke gekoppelter Sensoren mit automatischen Detektionsalgorithmen und Warnsystemen entwickelt werden. Dies sollte sowohl Sensoren zur Prozessüberwachung als auch zur Methandetektion im Umfeld beinhalten. Für derartige Situationen sind entsprechende Reaktionspläne vorzuhalten, damit hohe Emissionen ausgeschlossen werden können.

Um insbesondere aus den Top-Down-Messungen entsprechende Emissionsraten zu ermitteln, ist die kontinuierliche Aufzeichnung von Wetterdaten am Standort notwendig. Zudem sind standardisierte Algorithmen zur Berechnung von Emissionsraten aus gemessenen Wetterdaten und Konzentrationen zu implementieren. Es ist dafür zu sorgen, dass die Ergebnisse zeitnah, d. h. innerhalb weniger Stunden nach der Messung zur Verfügung stehen, um notfalls reagieren zu können.

Ganz grundsätzlich muss auch angestrebt werden, durch die weitere Verbesserung der Messmethoden dahin zu gelangen, dass mit Bottom-Up- und Top-Down-Messungen gut vergleichbare Emissionsraten bestimmt werden können. Nur dadurch besteht die ausreichende Sicherheit, dass die gemessenen Emissionsraten den tatsächlichen Zustand widerspiegeln.

Es ist darüber hinaus notwendig, die Messmethoden zur Erfassung von Methanemissionen weltweit zu standardisieren, damit Daten besser miteinander verglichen werden können.

Einen entscheidenden Beitrag zur Reduzierung von Methanemissionen stellt eine verbesserte Dichtheit von Rohrleitungen und Aggregaten dar. Der größte Bedarf hierbei wird im Einsatz von emissionsarmen Kompressoren und Ventilen gesehen, da diese gegenwärtig offenbar den bedeutendsten Anteil an der Methanemission im bestimmungsgemäßen Betrieb im Bereich der Produktion aus unkonventionellen Lagerstätten ausmachen. Unter anderem könnte dies durch den Einsatz magnetgelagerter Kompressoren erfolgen, die sich gegenwärtig in der Entwicklung befinden.

Grundsätzlich ist im Zusammenhang mit Frackingmaßnahmen sowohl für die Überwachung als auch für die Technologie zur Förderung, Prozessierung und Verteilung die beste verfügbare Technologie mit nachweislich geringen Emissionsraten einzusetzen. Es ist insbesondere Sorge zu tragen, dass die bereits heute in Deutschland existierenden hohen Standards bei der konventionellen Erdgasförderung eingehalten werden.

10 Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------|---|
| AP | Arbeitspaket |
| API | American Petrol Institute |
| ARGOS | Autonomous Robot for Gas and Oil Sites (in Entwicklung befindliche Roboterlösung zur Detektierung von Methanemissionen) |
| ATEX Zone 1 | Abkürzung für franz. ATmospheres Explosibles, ATEX-Richtlinien der Europäischen Union |
| AU | Australien |
| AUV | Autonomous Underwater Vehicle, dt. autonome Unterwasserfahrzeuge |
| BHKP | Gas-Motoren |
| BMBF | Bundesministerium für Bildung und Forschung |
| BMWi | Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, Deutschland |
| BP | ehemals British Petroleum, international tätiges, britisches Mineralöl-unternehmen |
| BU | Bottom-Up-Messungen = Methoden, die sich bemühen zu bestimmen, wie viel Methan von spezifischen individuellen Emissionspunkten, wie z. B. einzelne Ventile oder Öffnungen emittiert wird; nutzen Messapparaturen nahe des Emissionspunktes; Feldmessungen am Erdboden |
| BVT | Beste verfügbare Techniken |
| CA | Kanada |
| CARS | Kohärente Anti-Stokes-Raman-Spektroskopie |
| CCD-Sensor | Charge-Couples Device, dt. ladungsgekoppeltes Bauteil |
| CEAS | Cavity Enhanced-Absorption-Spectroscopy, dt. resonatorverstärkte Absorptionsspektroskopie |
| CH ₄ | Methan |
| CHARM | Fernerkundungsmethode basierend auf Multigas Lidar Systeme |
| CO ₂ | Kohlenstoffdioxid |
| COP | ConocoPhillips, Unternehmen der Erdöl/-gas Industrie |
| CRDS | Cavity Ring-Down Spektrometer |

| | |
|-----------------------|---|
| CSIRO | Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Staatliche Behörde Australiens für wissenschaftliche und industrielle Forschung |
| D | Deuterium, schweres stabiles Wasserstoffisotop |
| DE | Deutschland |
| DEEDI | Queensland Department of Employment, Economic Development and Innovation, Australien |
| DEP | Pennsylvania Department of Environment Protection |
| $\delta^{13}\text{C}$ | Analyse der Kohlenstoffisotope zur Bestimmung der Herkunft von Methan |
| δD | Analyse der Wasserstoffisotope zur Bestimmung der Herkunft von Methan |
| DGM | Digitales Höhenmodell |
| DuMux | Simulationsprogramm |
| EDF | Environmental Defense Fund, NGO der USA |
| EIA | Energy Information Administration, staatliche Behörde der USA |
| ENVISAT | Satellit, der von 2002 - 2012 Methan und Kohlenstoffdioxid gemessen hat |
| EOF | Erdoberfläche |
| EPA | U. S. Environmental Protection Agency, staatliche Behörde der USA |
| EU | Europa |
| ExpKom | Expertenkommission Fracking |
| Feng Yun 3D | Satellit, der seit 2017 Methan und Kohlenstoffdioxid misst |
| FFT | Fourier Transformation |
| FID | Flammen-Ionisations-Detektor |
| FLIR | Forward Looking InfraRed Kamera, dt. vorwärts gerichtetes Infrarotgerät |
| FR | Frankreich |

| | |
|-------------------|--|
| Frack | künstlich geschaffener Fließweg/Riss |
| Fracking | Kurzform für Hydraulic Fracturing |
| FTIR | Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer, Spezielles Spektrometer für die Infrarotspektroskopie |
| GAO | U. S. Government Accountability Office, Rechnungshof der USA |
| Gaofen 5 | |
| GB | Großbritannien |
| GC-FID | Gaschromatographie mit Flammenionisationsdetektor |
| GeoCarb | Satellit, der ab 2022 Methan und Kohlenstoffdioxid messen soll |
| GHG | Greenhouse Gas, dt. Treibhausgas |
| GIS | Geographisches Informationssystem |
| GMD Flask Air | Probennahme in der Luft mittels Flaschen Sampling System |
| GOK | Geländeoberkante |
| GOSAT | Satellit, der von 2009 - 2014 Methan und Kohlenstoffdioxid gemessen hat |
| GOSAT-2 | Satellit, der seit 2018 Methan und Kohlenstoffdioxid messen soll |
| GOSAT-3 | Satellit, der seit 2023 Methan und Kohlenstoffdioxid messen soll |
| GWL | Grundwasserleiter |
| H | Protium (leichtes Wasserstoffisotop) |
| HF-Komplettierung | „Hydrofrakturing Komplettierung“ ist der eigentliche Frackvorgang mit dem Ausbau der Bohrung inkl. aller zugehörigen, benötigten technischen Einrichtungen |
| HK | Hongkong |
| IASS | Institute for Advanced Sustainability Studies, Potsdam |
| ICF | ICF Consulting Canada, unabhängiges Beratungsunternehmen IINAS Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien |
| Ind | Industrie |
| IPCC | Intergovernmental Panel on Climate Change, Weltklimarat |

| | |
|--------------|---|
| IR | Infrarot |
| LANDSAT TM 5 | US-amerikanischer Satellit, der von 1984 - 2013 u. a. den Methanfluss gemessen hat |
| LBEG | Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Niedersachsen |
| LIDAR | Light Detecting and Ranging, auf Laser basierende Technologie |
| LIF | Laserinduzierte Fluoreszenz |
| MERLIN | Methane Remote Sensing LIDAR Mission, Satellit, der ab 2024 Methan messen soll |
| MethaneSat | Satellit, der ab 2021 Methan messen soll |
| MIT | Massachusetts Institute of Technology, Technische Hochschule und Universität in Massachusetts, USA |
| MSS | Mobile Satellite Service (Mobilfunkdienst über Satelliten) |
| M&R | Mess- und Regelsysteme |
| MX | Mexiko |
| NETL | National Energy Technology Laboratory, Nationales Energietechnik Labor der USA |
| NGER | National Greenhouse and Energy Reporting, Nationale Treibhausgas- und Energieberichtserstattung in Australien |
| NGO | Nichtregierungsorganisationen |
| NIR | National Inventory Report |
| NL | Niederlande |
| NO | Himmelsrichtung Nordosten |
| NOAA | National Oceanic and Atmospheric Administration, USA |
| OAQPS | U. S. EPA Office of Air Quality Planning and Standards |
| PL | Polen |
| P-Modus | panchromatische Aufnahme |

| | |
|----------------------|---|
| PDB | natürliches Verhältnis |
| PSDM-Prozessierung | Pre Stack Depths Migration: Spezielle Art des Prozessing von Seismikdaten, welche dem Stand der Technik entspricht und sehr gute Ergebnisse liefert |
| QC-TILDAS | Quantum Cascade Tunable Infrared Laser Differential Absorption |
| REC | Reduced Emission Completions, geschlossene Anlagen zur Flowbackbehandlung |
| ROV | Remote Operation Vehicle |
| RMLD | Remote Methane Leak Detektor |
| SCIAMACHY | Messinstrument des ENVISAT-Satellits |
| Sentinel 5 Precursor | Satellit, der seit 2017 Methan misst |
| Sentinel 5 | Satellit, der ab 2022 Methan messen soll |
| SLAR | Side Looking Airborne Radar |
| SPOT-Satellit | Satellite Pour l'Observation de la Terre, franz. Satellitensystem |
| Staat | Staatliche Organisation, d. h. staatliche Behörde oder Ministerium |
| SW | Himmelsrichtung Südwesten |
| T | Tritium, instabiles Wasserstoffisotop |
| TD | Top-Down-Messungen = Methanemissionsmessungen in dem Satelliten, Flugzeuge und/oder bodenbasierte Überwachungstürme bzw. bodenbasiertem Equipment genutzt werden, mit dem Ziel, möglichst die volle Ausbreitung der Methanemissionen in einem bestimmten Gebiet zu messen |
| TF | Tracer Flux |
| THG | Treibhausgas |
| (T)HM | (Thermisch)-Hydraulisch-Mechanisch – übliche Abkürzung bei der gekoppelten Betrachtung derartiger Prozesse; Thermisch steht in Klammern, da es hier nur teilweise berücksichtigt wird |
| TDLAS | Tunable Diode Laser Absorption Spektroskopie |
| TILDAS | Tunable Infrared Laser Direct Absorption Spectroscopy |

| | |
|----------|--|
| TWP | Treibhauspotential |
| UAV | Unmanned, Aerial Vehicle |
| Uni | Universitäten und Forschungseinrichtungen = Kategorie Wissenschaft |
| UPB | Umweltprobenbank des Bundes (vom Umweltbundesamt) |
| USA | Vereinigte Staaten von Amerika |
| W | Himmelsrichtung Westen |
| WLAN | Wireless Local Area Network, Funknetz |
| WMO | Weltorganisation für Meteorologie |
| XS-Modus | 3 Spektralkanäle, Auflösung 20 m/Pixel |

11 Begriffserläuterungen

| | |
|----------------------|---|
| Aquifer | Grundwasserleiter |
| Aquitard | Grundwassergeringleiter |
| Aviris und Hyperion | Satellit, der ab 2025 Methan messen soll |
| Baseline-Monitoring | Messungen der Hintergrundwerte |
| Blowdown | Abblasen |
| Blowout/Blowup | Unkontrolliertes Austreten von Erdgas, Erdöl oder Bohrspülung aus einem Bohrloch im Zusammenhang mit Havarien oder Störfällen |
| Flowback | Teil der Frackflüssigkeit, welcher an der Bohrstelle zurückgewonnen wird |
| Geogener Hintergrund | Naturbedingte Grundbelastung/Hintergrundkonzentration |
| Hydraulic Fracturing | Technisches Verfahren zur Erzeugung von künstlichen Wegsamkeiten, mit dem Ziel, die Permeabilität einer Lagerstätte und damit die Gewinnung von Erdgas zu erhöhen |
| Keeling Plot | Graphische Darstellung des mittleren globalen Konzentrationsverlaufs |

| | |
|---------------------|---|
| Liquid Unloading | Prozess zur Entfernung der Flüssigkeitssäule im Bohrloch |
| Orthorektifizierung | Entfernung geometrischer Verzerrungen → Kartengerechte Aufbereitung von Rohdaten |
| Spektrometer | Messgerät zur Bestimmung der Methanemissionen |
| Shalegas | Schiefergas |
| Superemitter | starker Emitter, der zumindest temporär die Gesamtemission einer Region dominiert |
| Tracer-Gas | Spurengas |
| Trägersystem | Plattform, auf welcher Messgeräte installiert werden können, z. B. Satellit, Flugzeug, Drohnen oder hohe Türme |
| Wetlands | Feuchtgebiete |
| Worst Case | schlechtester, vorstellbarer Fall |

12 Anlagenverzeichnis

Anlage 1 Methoden der fernerkundlichen Messwerverfassung (Top-Down)

Anlage 2 Methoden der standortbezogenen Messwerverfassung (Bottom-Up)

Anlage 3 Datengrundlage für die statistische Auswertung von Methanemissionsraten

Anlage 4 Parameter für den Modellierungsansatz zur Abschätzung von Methanemissionen über künstliche Wegsamkeiten

13 Literatur

Allison, E. and Mandler, B., 2018. Petroleum and the Environment. Report. The American Geosciences Institute, Hg. Alexandria. 102. ISBN 978-1721175468.

Alvarez, R.A., Zavala-Araiza, D., Lyon, D.R., Allen, D.T., Barkley, Z.R., Brandt, A.R., Davis, K.J., Herndon, S.C., Karion, A., Kort, E.A., Lamb, B.K., Lauvaux, T., Maasackers, J.D., Marchese, A.J., Omara, M., Pacala, S.W., Peischl, J., Robinson, A.L., Shepson, P.B., Sweeney, C., Townsend-Small, A., Wofsy, S.C. and Hamburg, S.P., 2018. Assessment of methane emissions from the U.S. oil and gas supply chain. *Science (New York, N.Y.)*, 361(6398), 186-188. *Science (New York, N.Y.)*. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aar7204>

Andruleit, H., Bahr, A., Bönnemann, C., Erbacher, J., Franke, D., Gerling, J.P., Gestermann, N., Himmelsbach, T., Kosinowski, M., Krug, S., Pierau, R., Pletsch, T., Rogalla, U. und Schlömer, S., Hg., 2012. Abschätzung des Erdgaspotenzials aus dichten Tongesteinen (Schiefergas) in Deutschland. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover.

Applied Infrared Sensing. Methane/Natural Gas Camera [Zugriff am: 17. August 2020]. <https://applied-infrared.com.au/products/29-methane-natural-gas-camera>

Barkley, Z.R., Lauvaux, T., Davis, K.J., Deng, A., Miles, N.L., Richardson, S.J., Cao, Y., Sweeney, C., Karion, A., Smith, M., Kort, E.A., Schwietzke, S., Murphy, T., Cervone, G., Martins, D. and Maasackers, J.D., 2017. Quantifying methane emissions from natural gas production in north-eastern Pennsylvania. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(22), 13941-13966. *Atmospheric Chemistry and Physics*. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-17-13941-2017>

Blumenberg, M., Franke, D., Ladage, S., Lutz, R., Pein, M., Tegeler, R. und Gaedicke, C., Hg., 2020. Klimabilanz von Erdgas. Literaturstudie zur Klimarelevanz von Methanemissionen bei der Erdgasförderung sowie dem Flüssiggas- und Pipelinetransport nach Deutschland. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Energie/Downloads/bgr_literaturstudie_methanemissionen_2020.pdf?__blob=publicationFile&v=2

Bovensmann, H., 2016. Fernerkundung von Treibhausgasen (CO₂, CH₄). Status und Perspektiven. Institut für Umweltphysik, Universität Bremen, 2016. Deutsches Klima Konsortium Jahrestagung.

BP, Hg., 2018. BP Statistical Review of World Energy 2018. BP. 67th edition.

Brandt, A.R., Heath, G.A., Kort, E.A., O'Sullivan, F., Pétron, G., Jordaan, S.M., Tans, P., Wilcox, J., Gopstein, A.M., Arent, D., Wofsy, S., Brown, N.J., Bradley, R., Stucky, G.D., Eardley, D. and Harriss, R., 2014. Energy and environment. Methane leaks from North American natural gas systems. *Science (New York, N.Y.)*, 343(6172), 733-735. *Science (New York, N.Y.)*. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1247045>

Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2020. Erdgasversorgung in Deutschland. Erdgas: Vielfältige Einsatzmöglichkeiten. Bundesministerium für Wirtschaft und

Energie, Hg. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie [Zugriff am: 26. Oktober 2020]. <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Energie/gas-erdgasversorgung-in-deutschland.html>

Chamberlain, S.D., Ingraffea, A.R. and Sparks, J.P., 2016. Sourcing methane and carbon dioxide emissions from a small city. Influence of natural gas leakage and combustion. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 218, 102-110. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.036>

Coenen, P. W. H. G., van der Maas, C.W.M., Zijlema, P.J., Arets, E. J. M. M., Baas, K., van den Berghe, A.C.W.M., van Huis, E.P., Geilenkirchen, G., Hoogsteen, M., Spijker, J., Molder, R.t., Dröge, R., Montfoort, J.A., Peer, C.J., Vonk, J., Voshaar, S.O. and Dellaert, S., 2017. Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990–2015. National Inventory Report. National Institute for Public Health and the Environment, Hg. Ministry of Health, Welfare and Sport. Ministry of Health, Welfare and Sport. Bilthoven, Niederlande. RIVM Report 2017-0033.

ConocoPhillips, 2015a. Focus on Addressing Methane Emissions. ConocoPhillips, 2015. Präsentation 9.

ConocoPhillips, 2015b. Value Chain Methane Loss Update. Review of Publicly Available Studies. ConocoPhillips, 2015. Präsentation 28.

Costa, P., Pinto, F., Picado, A., Catarino, J., Pereira, Z. and Ramalho, E., 2015. Review of Gas Emissions to Air related to Shale Gas Operations. M4ShaleGas-Measuring, monitoring, mitigating and managing the environmental impact of shale gas. M4ShaleGas Consortium, Hg. National Laboratory for Energy and Geology (LNEG). D14.1 [Zugriff am: 9. November 2020]. <https://www.m4shalegas.eu/downloads/M4Shale-Gas>

Costa, P., Picado, A., Pinto, F., Catarino, J. and van der Gon, H.D., 2016. Integrated Review of Emissions to Air and CO₂ Footprint. M4ShaleGas-Measuring, monitoring, mitigating and managing the environmental impact of shale gas. M4ShaleGas Consortium, Hg. National Laboratory for Energy and Geology (LNEG); Department of Climate, Air and Sustainability (TNO). D16.1 [Zugriff am: 9. November 2020]. <https://www.m4shalegas.eu/downloads/M4ShaleGas>

Cremonese, L. und Gusev, A., Hg., 2016. Die ungewissen Klimakosten von Erdgas. Bewertung der Unstimmigkeiten in den Daten zu Methanlecks in Europa, Russland und den USA und deren Auswirkungen auf die Nachhaltigkeit. IASS Working Paper. Institute for Advanced Sustainability Studies (IASS). Potsdam [Zugriff am: 26. Oktober 2020]. https://www.iass-potsdam.de/sites/default/files/files/working_paper_2017_klimakosten_erdgas.pdf. DOI: <https://doi.org/10.2312/iass.2016.039>

Dannwolf, U. und Heckelsmüller, A., Hg., 2014. Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Erdgas insbesondere aus Schiefergaslagerstätten. Teil 2 - Grundwassermonitoringkonzept, Frackingchemikalienkataster, Entsorgung von Flowback, Forschungsstand zur Emissions- und Klimabilanz, induzierte Seismizität, Naturhaushalt,

Landschaftsbild und biologische Vielfalt. Bericht. UBA-FB 001972. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau. ISSN 1862-4804. Forschungskennzahl 3712 23 220.

Davies, R.J., Mathias, S.A., Moss, J., Hustoft, S. and Newport, L., 2012. Hydraulic fractures: How far can they go? *Marine and Petroleum Geology*, 37(1), 1-6. ISSN 02648172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2012.04.001>

Dosi, M., Lau, I., Zhuang, Y., Simakov, D.S.A., Fowler, M.W. and Pope, M.A., 2019. Ultra-Sensitive Electrochemical Methane Sensors based on Solid Polymer Electrolyte-Infused Laser-Induced Graphene. *ACS applied materials & interfaces*, 11(6), 6166-6173. *ACS applied materials & interfaces*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsami.8b22310>

Eichstaedt, H., 2017. Airborne Gas Leakage Detection. dimap, Hg.

Etiopie, G., Lassey, K.R., Klusman, R.W. and Boschi, E., 2008. Reappraisal of the fossil methane budget and related emission from geologic sources. *Geophysical Research Letters*, 35(9). ISSN 00948276. DOI: <https://doi.org/10.1029/2008GL033623>

Ewen, C., Borchardt, D., Richter, S. und Hammerbacher, R., Hg., 2012. Risikostudie Fracking. Übersichtsfassung der Studie "Sicherheit und Umweltverträglichkeit der Fracking-Technologie für die Erdgasgewinnung aus unkonventionellen Quellen". Darmstadt. Neutraler Expertenkreis. ISBN 978-3-00-038262-8.

Forster, D. and Perks, J., 2012. Climate impact of potential shale gas production in the EU. Final Report. European Commission DG CLIMA, Hg. AEA Technology. AEA Technology. Report for European Commission DG CLIMA. AEA/R/ED57412.

Fritsche, U.R. und Herling, J., Hg., 2012. Energie- und Klimabilanz von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten im Vergleich zu anderen Energiequellen. Endbericht zum Gutachten. für Team Ewen im Rahmen des InfoDialog Fracking. Öko-Institut e.V. Darmstadt.

Government of the Northern Territory. Scientific inquiry into hydraulic fracturing in the Northern Territory. Summary of the final report, 2018. Darwin, N.T.: Northern Territory Government. ISBN 978-0-6481276-2-8.

Hayhoe, K., Kheshgi, H.S., Jain, A.K. and Wuebbles, D.J., 2002. Substitution of Natural Gas for Coal: Climatic Effects of Utility Sector Emissions. *Climatic Change*, 54(1/2), 107-139. ISSN 0165-0009. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1015737505552>

Howarth, R.W., Santoro, R.L. and Ingraffea, A.R., 2011. Methane and the greenhouse-gas footprint of natural gas from shale formations. *Climatic Change*, 106(4), 679-690. ISSN 0165-0009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0061-5>

Howarth, R.W., 2014. A bridge to nowhere: methane emissions and the greenhouse gas footprint of natural gas. *Energy Science & Engineering*, 2(2), 47-60. ISSN 20500505. DOI: <https://doi.org/10.1002/ese3.35>

Howarth, R.W., 2019. Ideas and perspectives: is shale gas a major driver of recent increase in global atmospheric methane? *Biogeosciences*, 16(15), 3033-3046. *Biogeosciences*. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-16-3033-2019>

ICF Consulting Canada, 2012. Life cycle greenhouse gas emissions of natural gas– A literature review of key studies comparing emissions from natural gas and coal. ICF Consulting Canada. ICF Consulting Canada.

Ingraffea, A.R., Wells, M.T., Santoro, R.L. and Shonkoff, S.B.C., 2014. Assessment and risk analysis of casing and cement impairment in oil and gas wells in Pennsylvania, 2000-2012. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 111(30), 10955-10960. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1323422111>

Intergovernmental Panel of Climate Change, Hg., 2014. Climate change 2013. The physical science basis : Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 978-1-107-66182-0. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>. S.i-1535.

Intergovernmental Panel on Climate Change, Hg., 2016. Klimaänderung 2013/2014. Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger : Beiträge der Arbeitsgruppen I, II und III zum fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaveränderung (IPCC). ProClim, Forum für Klima und Global Change; Umweltbundesamt. Bonn: Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle; Österreichisches Umweltbundesamt; ProClim. ISBN 9783891000489. S.WGI-1 - WGI-28.

Kang, M., Kanno, C.M., Reid, M.C., Zhang, X., Mauzerall, D.L., Celia, M.A., Chen, Y. and Onstott, T.C., 2014. Direct measurements of methane emissions from abandoned oil and gas wells in Pennsylvania. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 111(51), 18173-18177. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1408315111>

Karion, A., Sweeney, C., Kort, E.A., Shepson, P.B., Brewer, A., Cambaliza, M., Conley, S.A., Davis, K., Deng, A., Hardesty, M., Herndon, S.C., Lauvaux, T. Lavoie, Tegan, Lyon, D., Newberger, T., Pétron, G., Rella, C., Smith, M., Wolter, S., Yacovitch, T.I. and Tans, P., 2015. Aircraft-Based Estimate of Total Methane Emissions from the Barnett Shale Region. Environmental science & technology, 49(13), 8124-8131. Environmental science & technology. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00217>

Ladage, S., Andruleit, H., Babies, H.-G., Bahr, A., Biermann, S., Blumenberg, M., Bönnemann, C., Burkhart, B., Ceranna, L., Dohrmann, R., Erbacher, J., Franke, D., Gestermann, N., Helm, C., Himmelsbach, T., Houben, G., Illing, C., Kaufhold, S., Kosinowski, M., Kus, J., Li, G., Lutz, R., Ostertag-Henning, C., Pfunt, H., Pletsch, T., Schlömer, S., Stück, H.L., Taranczewski, J.T., Ufer, K. und Zink, K.-G., Hg., 2016. Schieferöl und Schiefergas in Deutschland. Potenziale und Umweltaspekte. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Fachbereich B1.3 "Geologie der Energierohstoffe, Polargeologie". Hannover. S.1-197.

Lafleur, D., Forcey, T., Saddler, H. and Sandiford, M., 2016. A review of current and future methane emissions from Australian unconventional oil and gas production Report.

The University of Melbourne, Australian National University. The University of Melbourne, Australian National University. Melbourne. 90. S.1-89.

Lafleur, D. and Sandiford, M., 2017. The risk of migratory methane emissions resulting from the development of Queensland coal seam gas. Report. The University of Melbourne. The University of Melbourne. Melbourne. 32. S.1-31.

Lamb, B.K., Edburg, S.L., Ferrara, T.W., Howard, T., Harrison, M.R., Kolb, C.E., Townsend-Small, A., Dyck, W., Possolo, A. and Whetstone, J.R., 2015. Direct measurements show decreasing methane emissions from natural gas local distribution systems in the United States. *Environmental science & technology*, 49(8), 5161-5169. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/es505116p>

Lamb, B.K., Cambaliza, M.O.L., Davis, K.J., Edburg, S.L., Ferrara, T.W., Floerchinger, C., Heimburger, A.M.F., Herndon, S., Lauvaux, T., Lyon, D.R., Miles, N., Prasad, K.R., Richardson, S., Roscioli, J.R., Salmon, O.E., Shepson, P.B., Stirm, B.H. and Whetstone, J., 2016. Direct and Indirect Measurements and Modeling of Methane Emissions in Indianapolis, Indiana. *Environmental science & technology*, 50(16), 8910-8917. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01198>

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), 2012. Rundverfügung. Mindestanforderungen an Betriebspläne, Prüfkriterien und Genehmigungsablauf für hydraulische Bohrlochbehandlungen in Erdöl- und Erdgaslagerstätten in Niedersachsen. Clausthal-Zellerfeld. 22. S.1-22.

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), 2020. FAQ's zum Fracking. Hannover [Zugriff am: 19. August 2020]. <https://www.lbeg.niedersachsen.de/aktuelles/neuigkeiten/faqs-zum-fracking-151623.html>

Lan, X., Talbot, R., Laine, P. and Torres, A., 2015. Characterizing Fugitive Methane Emissions in the Barnett Shale Area Using a Mobile Laboratory. *Environmental science & technology*, 49(13), 8139-8146. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/es5063055>

Leiss, I. und Noser, G., Hg., 2000. Einsatz der Satellitenfernerkundung für die Bodennutzungsstatistik. Methoden und Resultate eines Forschungsprojektes. Bundesamt für Statistik, Schweiz. Neuchâtel: Bundesamt für Statistik. *Statistik der Schweiz* 2, Raum und Umwelt. ISBN 3-303-02059-0. S.1-65.

Littlefield, J.A., Marriott, J., Schivley, G.A. and Skone, T.J., 2017. Synthesis of recent ground-level methane emission measurements from the U.S. natural gas supply chain. *Journal of Cleaner Production*, (148), 118-126. *Journal of Cleaner Production*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.101>

Lyon, D.R., Zavala-Araiza, D., Alvarez, R.A., Harriss, R., Palacios, V., Lan, X., Talbot, R., Lavoie, T., Shepson, P., Yacovitch, T.I., Herndon, S.C., Marchese, A.J., Zimmerle, D., Robinson, A.L. and Hamburg, S.P., 2015. Constructing a Spatially Resolved Methane Emission Inventory for the Barnett Shale Region. *Environmental science & technology*, 49(13), 8147-8157. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/es506359c>

Marcogaz, Hg., 2017. Survey methane emissions for gas distribution in Europe. Update 2017. Brüssel, Belgien. WG-ME-17-25. S.1-31.

Marcogaz, Hg., 2019a. Assessment of methane emissions for gas Transmission and Distribution system operators. WG_ME-485. S.1-64.

Marcogaz, Hg., 2019b. Potential ways the gas industry can contribute to the reduction of methane emissions. Madrid. Report for the Madrid Forum (5 - 6 June 2019). S.1-146.

Maxwell, S.C., 2011. Hydraulic Fracture Height Growth. CSEG Recorder, 36(9), 18-22. CSEG Recorder.

Meiners, H.G., Denneborg, M., Müller, F., Pateiro Fernández, J.B., Deißmann, G., Filby, A., Barthel, R., Cramer, T., Bergmann, A., Hansen, C., Weber, F.-A., Dopp, E. und Schüth, C., Hg., 2012a. Fracking in unkonventionellen Erdgas-Lagerstätten in Nordrhein-Westfalen. Gutachten mit Risikostudie zur Exploration und Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten in Nordrhein-Westfalen (NRW) und deren Auswirkungen auf den Naturhaushalt insbesondere die öffentliche Trinkwasserversorgung. ahu AG. Aachen. S.1-67.

Meiners, H.G., Denneborg, M., Müller, F., Bergmann, A., Weber, F.-A., Dopp, E., Hansen, C. und Schüth, C., Hg., 2012b. Umweltauswirkungen von Fracking bei der Aufsuchung und Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten. Risikobewertung, Handlungsempfehlungen und Evaluierung bestehender rechtlicher Regelungen und Verwaltungsstrukturen. Gutachten. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau. FG II 2.1. FKZ 3711 23 299.

Oest, J., Elbracht, J., Schloemer, S., Illing, C. und Blumenberg, M., Hg., 2019. Methan im Grundwasser Niedersachsens. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG). Hannover. GeoBerichte. ISSN 1864-6891 (Print). ISSN 1864-7529 (digital).

Ogge, M. and Campbell, R., 2018. Submission on the Draft Final Report of the Scientific Inquiry into Hydraulic Fracturing in the Northern Territory: Greenhouse gas emissions. The Australia Institute, Hg. 17.

Omara, M., Zimmerman, N., Sullivan, M.R., Li, X., Ellis, A., Cesa, R., Subramanian, R., Presto, A.A. and Robinson, A.L., 2018. Methane Emissions from Natural Gas Production Sites in the United States: Data Synthesis and National Estimate. Environmental science & technology, 52(21), 12915-12925. Environmental science & technology. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03535>

Peischl, J., Ryerson, T.B., Aikin, K.C., Gouw, J.A. de, Gilman, J.B., Holloway, J.S., Lerner, B.M., Nadkarni, R., Neuman, J.A., Nowak, J.B., Trainer, M., Warneke, C. and Parrish, D.D., 2015. Quantifying atmospheric methane emissions from the Haynesville, Fayetteville, and north-eastern Marcellus shale gas production regions. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 120(5), 2119-2139. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014JD022697>

Peischl, J., Karion, A., Sweeney, C., Kort, E.A., Smith, M.L., Brandt, A.R., Yeskoo, T., Aikin, K.C., Conley, S.A., Gvakharia, A., Trainer, M., Wolter, S. and Ryerson, T.B.,

2016. Quantifying atmospheric methane emissions from oil and natural gas production in the Bakken shale region of North Dakota. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(10), 6101-6111. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015JD024631>

Peischl, J., Eilerman, S.J., Neuman, J.A., Aikin, K.C., Gouw, J. de, Gilman, J.B., Herndon, S.C., Nadkarni, R., Trainer, M., Warneke, C. and Ryerson, T.B., 2018. Quantifying Methane and Ethane Emissions to the Atmosphere From Central and Western U.S. Oil and Natural Gas Production Regions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 17(22), 7725-7740. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1029/2018JD028622>

Pekney, N., Veloski, G., Reeder, M., Tamilia, J., Diehl, J.R. and Hammack, R.W., 2013. Measurement of Air Quality Impacts During Hydraulic Fracturing on a Marcellus Shale Well Pad in Greene County, Pennsylvania. *Search and Discovery Article #80357 (2014)*. U.S. Department of Energy: National Energy Technology Laboratory, 2013. AAPG ACE. 20.

Pekney, N.J., Veloski, G., Reeder, M., Tamilia, J., Rupp, E. and Wetzel, A., 2014. Measurement of atmospheric pollutants associated with oil and natural gas exploration and production activity in Pennsylvania's Allegheny National Forest. *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)*, 64(9), 1062-1072. ISSN 1096-2247. DOI: <https://doi.org/10.1080/10962247.2014.897270>. ISSN: 1096-2247 (Print). ISSN: 2162-2906 (Online).

Pétron, G., Karion, A., Sweeney, C., Miller, B.R., Montzka, S.A., Frost, G.J., Trainer, M., Tans, P., Andrews, A., Kofler, J., Helmig, D., Guenther, D., Dlugokencky, E., Lang, P., Newberger, T., Wolter, S., Hall, B., Novelli, P., Brewer, A., Conley, S., Hardesty, M., Banta, R., White, A., Noone, D., Wolfe, D. and Schnell, R., 2014. A new look at methane and nonmethane hydrocarbon emissions from oil and natural gas operations in the Colorado Denver-Julesburg Basin. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(11), 6836-6852. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013JD021272>

Ren, X., Hall, D.L., Vinciguerra, T., Benish, S.E., Stratton, P.R., Ahn, D., Hansford, J.R., Cohen, M.D., Sahu, S., He, H., Grimes, C., Fuentes, J.D., Shepson, P.B., Salawitch, R.J., Ehrman, S.H. and Dickerson, R.R., 2019. Methane Emissions from the Marcellus Shale in Southwestern Pennsylvania and Northern West Virginia Based on Airborne Measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(3), 1862-1878. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1029/2018JD029690>

Rinsland, C.P., Zander, R., Farmer, C.B., Norton, R.H. and Russell, J.M., 1987. Concentrations of Ethane (C₂H₆) in the Lower Stratosphere and Upper Troposphere and Acetylene (C₂H₂) in the Upper Troposphere Deduced From Atmospheric Trace Molecule Spectroscopy/Spacelab 3 Spectra. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 92(D10), 11,951-11,964. ISSN 01480227. DOI: <https://doi.org/10.1029/JD092iD10p11951>

Saunio, M., Stavert, A., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Raymond, P.A., Dlugokencky, E.J., Houweling, S., Patra, P.K. and Ciais, P., 2019a. Overviews of the last release of the Global Methane Budget 2000-2017: what have we learnt about the last 10 years of increasing methane? <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2019AGUFM.B23D.05S/abstract>

Saunio, M., Stavert, A.R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Raymond, P.A., Dlugokencky, E.J., Houweling, S., Patra, P.K., Ciais, P., Arora, V.K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D.R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K.M., Carrol, M., Castaldi, S., Chandra, N., Crevoisier, C., Crill, P.M., Covey, K., Curry, C.L., Etiope, G., Frankenberg, C., Gedney, N., Hegglin, M.I., Höglund-Isaksson, L., Hugelius, G., Ishizawa, M., Ito, A., Janssens-Maenhout, G., Jensen, K.M., Joos, F., Kleinen, T., Krummel, P.B., Langenfelds, R.L., Laruelle, G.G., Liu, L., Machida, T., Maksyutov, S., McDonald, K.C., McNorton, J., Miller, P.A., Melton, J.R., Morino, I., Müller, J., Murgia-Flores, F., Naik, V., Niwa, Y., Noce, S., O'Doherty, S., Parker, R.J., Peng, C., Peng, S., Peters, G.P., Prigent, C., Prinn, R., Ramonet, M., Regnier, P., Riley, W.J., Rosentreter, J.A., Segers, A., Simpson, I.J., Shi, H., Smith, S.J., Steele, L.P., Thornton, B.F., Tian, H., Tohjima, Y., Tubiello, F.N., Tsuruta, A., Viovy, N., Voulgarakis, A., Weber, T.S., van Weele, M., van der Werf, G.R., Weiss, R.F., Worthy, D., Wunch, D., Yin, Y., Yoshida, Y., Zhang, W., Zhang, Z., Zhao, Y., Zheng, B., Zhu, Q. and Zhuang, Q., 2019b. The Global Methane Budget 2000–2017. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-2019-128>. S.1-136.

Schneising, O., Burrows, J.P., Dickerson, R.R., Buchwitz, M., Reuter, M. and Bovensmann, H., 2014. Remote sensing of fugitive methane emissions from oil and gas production in North American tight geologic formations. *Earth's Future*, 2(10), 548-558. ISSN 23284277. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014EF000265>

Schwietzke, S., Griffin, W.M., Matthews, H.S. and Bruhwiler, L.M.P., 2014. Natural gas fugitive emissions rates constrained by global atmospheric methane and ethane. *Environ. Sci. Technol. Environ. Sci. Technol.* S.1-30.

Schwietzke, S., Pétron, G., Conley, S., Pickering, C., Mielke-Maday, I., Dlugokencky, E.J., Tans, P.P., Vaughn, T., Bell, C., Zimmerle, D., Wolter, S., King, C.W., White, A.B., Coleman, T., Bianco, L. and Schnell, R.C., 2017. Improved Mechanistic Understanding of Natural Gas Methane Emissions from Spatially Resolved Aircraft Measurements. *Environmental science & technology*, 51(12), 7286-7294. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01810>

Shimadzu Corporation, Hg., 2019. Shimadzu System GC Solutions Guide for the Hydrocarbon Processing Industry. Reliable, Advanced Performance to Help You Stay Productive and Competitive. Japan. S.1-72.

SphereOptics, 2017. Hyper-Cam Methan. Abbildendes FTIR-Spektrometer (7,35-8,25µm). SphereOptics [Zugriff am: 26. Oktober 2020]. <https://sphereoptics.de/product/hyper-cam-methan/>

Subramanian, R., Williams, L.L., Vaughn, T.L., Zimmerle, D., Roscioli, J.R., Herndon, S.C., Yacovitch, T.I., Floerchinger, C., Tkacik, D.S., Mitchell, A.L., Sullivan, M.R., Dallmann, T.R. and Robinson, A.L., 2015. Methane Emissions from Natural Gas Compressor Stations in the Transmission and Storage Sector: Measurements and Comparisons with

the EPA Greenhouse Gas Reporting Program Protocol. *Environmental science & technology*, 49(5), 3252-3261. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/es5060258>

Talma, A.S. and Esterhuyse, C., 2013. Natural methane in the Karoo. Its occurrence and isotope clues to its origin 12.

Townsend-Small, A., Marrero, J.E., Lyon, D.R., Simpson, I.J., Meinardi, S. and Blake, D.R., 2015. Integrating Source Apportionment Tracers into a Bottom-up Inventory of Methane Emissions in the Barnett Shale Hydraulic Fracturing Region. *Environmental science & technology*, 49(13), 8175-8182. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00057>

U.S. Energy Information Administration, 2020a. Natural Gas Gross Withdrawals and Production. Gross Withdrawals from Coalbed Wells. U.S. Energy Information Administration (EIA). 31. Juli 2020 [Zugriff am: 26. August 2020]. https://www.eia.gov/dnav/ng/ng_prod_sum_a_EPG0_FGC_mmcf_a.htm

U.S. Energy Information Administration, 2020b. Natural Gas Gross Withdrawals and Production. Gross Withdrawals from Gas Wells. U.S. Energy Information Administration (EIA). 31. Juli 2020 [Zugriff am: 26. August 2020]. https://www.eia.gov/dnav/ng/ng_prod_sum_a_EPG0_FGG_mmcf_a.htm

U.S. Energy Information Administration, 2020c. U.S. Natural Gas Gross Withdrawals from Shale Gas. U.S. Energy Information Administration (EIA). 31. Juli 2020 [Zugriff am: 26. August 2020]. https://www.eia.gov/dnav/ng/hist/ngm_epg0_fgs_nus_mmcf_a.htm

U.S. Environmental Protection Agency Air and Radiation (EPA), 2011. Reduced Emissions Completions for Hydraulically Fractured Natural Gas Wells. Washington D.C.

U.S. Environmental Protection Agency Air and Radiation (EPA), 2018. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2016. Final Report. EPA 430-R-18-003. 655.

U.S. Environmental Protection Agency Air and Radiation (EPA), 2020. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2018. Final Report. EPA 430-P-20-001. 719.

U.S. Environmental Protection Agency-Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS), 2014. Oil and Natural Gas Sector Compressors. Report for Oil and Natural Gas Sector Compressors. Review Panel. S.i-47.

U.S. Government Accountability Office (GAO), 2010. Federal Oil and Gas Leases. Opportunities Exist to Capture Vented and Flared Natural Gas, Which Would Increase Royalty Payments and Reduce Greenhouse Gases. Report to Congressional Requesters. GAO-11-34.

Wang, X., 2017. Barnett Shale. *Science Direct*, Hg. [Zugriff am: 26. Oktober 2020]. <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/barnett-shale>

World Meteorological Organization (WMO); Global Atmosphere Watch; Atmospheric Environment Research Division, 2019. WMO Greenhouse Gas Bulletin. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2018. *Weather Climate Water*. 15. JN191536. S.1-8.

Wunch, D., Toon, G.C., Hedelius, J.K., Vizenor, N., Roehl, C.M., Saad, K.M., Blavier, J.-F.L., Blake, D.R. and Wennberg, P.O., 2016. Quantifying the loss of processed natural gas within California's South Coast Air Basin using long-term measurements of ethane and methane. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(22), 14091-14105. *Atmospheric Chemistry and Physics*. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-16-14091-2016>

Yu, W. and Sepehrnoori, K., 2014. Simulation of gas desorption and geomechanics effects for unconventional gas reservoirs. *Science Direct, Hg. Petroleum and Geosystems Engineering* [Zugriff am: 26. Oktober 2020]. <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/barnett-shale>

Zavala-Araiza, D., Lyon, D., Alvarez, R.A., Palacios, V., Harriss, R., Lan, X., Talbot, R. and Hamburg, S.P., 2015. Supporting Information Toward a Functional Definition of Methane Super-Emitters. Application to Natural Gas Production Sites, S1-S29.

Anlage 1: Methoden der fernerkundlichen Messwerterfassung (Top-Down)

Thermale Hyperspektrale Sensoren

Hyperspektrale-Sensoren, die im thermalen Bereich zwischen 7,5 und 12 μm Strahlung aufzeichnen, sind in der Lage aufgrund der hohen Bandzahl und der Auflösung der Sensoren niedrige Konzentrationen von Methan verlässlich zu detektieren. Dabei sind FFT-Spektrometer (Fast Fourier Transform) (Chamberland et al., 2005; Watremez et al., 2016) aufgrund der grundlegenden Bauweise besser geeignet als solche mit Zeilen-Sensoren (pushbroom). Konzentrationen von weniger als 100 ppm können zuverlässig erfasst werden (Watremez et al., 2018). Die Messempfindlichkeit ist im Wesentlichen von der möglichen Messzeit des FFT-Spektrometers abhängig. Längere Messzeiten ermöglichen höhere spektrale Auflösungen und ein besseres Signal-Rausch-Verhältnis. Stabile Messungen der Methankonzentrationen sind ab Messauflösungen von 2 cm^{-1} und einer Messzeit von mindestens 2 Minuten erreichbar.

Die Auflösung der CCDs (charge-coupled device) erreicht auf 100 m Distanz eine Pixelauflösung von etwa 15 cm. Die Empfindlichkeit der Messungen ist wesentlich beeinflusst von:

- der Umgebungstemperatur (höhere Temperaturen führen zu höherer Messempfindlichkeit)
- der Bewölkung des Himmels (klarer Himmel ermöglicht bessere Messungen)
- der Luftfeuchtigkeit (je höher die Luftfeuchtigkeit desto schwieriger die Detektion und Messung der Konzentration aufgrund der Nähe der Absorptionsbanden von Wasser und Methan)

Für mobile Applikationen muss die Messzeit reduziert werden, was zu geringerer spektraler Auflösung (für luftgestützte Messungen können 4 cm^{-1} realisiert werden) sowie einem höheren Rausch-Signalverhältnis führt.

Die Auswertung der Daten basiert auf der Absorption verschiedener Methan-aktiver Bänder des Spektrums und komplexen Berechnungen zur atmosphärischen Korrektur. Diese beruhen in der Regel auf Modell-Atmosphären. Ein kalibrierter Massenfluss kann basierend auf Windmessungen und linearen Konzentrationen prozessiert werden. ONERA (pers. Komm., 2020) beschreibt dabei eine Unterrepräsentation der Werte bei hohen Massenflüssen. Horizontale Massenstrommessungen sind für maximale Abstände zwischen Sensor und Methanleck von bis zu 500 m möglich. Die Genauigkeit sinkt allerdings aufgrund des größeren Atmosphärenblocks zwischen Sensor und Methanquelle. 3D Konstruktionen der Methanwolke sind mit mehreren Sensoren nachgewiesen (Watremez et al., 2018). Für Messungen an einzelnen Quellen können mit Aufbau und Kalibration des Sensors Messzeiten von etwa 30 Minuten veranschlagt werden.

Für luftgestützte Messungen sind kalibrierte Massenströme aufgrund der fehlenden Windmessungen an den jeweiligen Positionen und der verkürzten Messzeit nicht möglich. Relative Konzentrationen

onen können gezeigt, sowie die Ausbreitung der Gaswolke geplottet werden. Es können mit einem Flugzeugsetup in einer Stunde etwa 40 bis 60 km² Methanquellen flächig kartiert werden. FFT-basierende Systeme sind zu schwer, um in UAV („unmanned aerial vehicle“ = Drohne) eingebaut zu werden, Hubschrauber oder Flächenflugzeuge sind als Träger notwendig.

FFT-Spektrometer können weiterhin dazu genutzt werden, erhöhte Hintergrundwerte von Methan zu erfassen (Gålfalk et al., 2016). Die Empfindlichkeit ist dabei ausreichend, um Methan-Emissionen von beispielsweise Sumpfbereichen nachzuweisen. Daher können FFT-Spektrometer für die Messung von diffusen Quellen in Gebieten mit Schiefergaslagerstätten genutzt werden. Inwieweit diese Methoden auch für flächendeckende Kartierungen genutzt werden können, muss noch erforscht werden.

FFT-basierende Mikro-Satelliten sind in Planung, allerdings ist aufgrund der Stärke der Atmosphärensäule, sowie der Grundlast der Atmosphäre mit Methan die Empfindlichkeit auf den Nachweis eher auf Großlecks reduziert.

Multispektrale Kameras

Multispektrale Kameras im thermalen mittel- und langwelligen Bereich sind einfacher gebaut und weniger kostenintensiv als hyperspektrale Sensoren. Dabei werden mittels unterschiedlicher Teilsensoren oder Filterrädern einige wenige relevante breitere Bänder erfasst und miteinander verglichen. Auch diese Detektoren sind abbildend. Bei den Sensoren kann zwischen gekühlten Sensoren und ungekühlten Mikrobolometern unterschieden werden. Ungekühlte Systeme sind weniger empfindlich (Watremez et al., 2018). Massenstrommessungen in multispektralen Systemen basieren auf Geschwindigkeitsabschätzungen des ausströmenden Gases, die aus Verwirbelungsbeobachtungen in mehreren Bildern getroffen werden. Dabei ist die Bildwiederholrate entscheidend für die Genauigkeit der Messungen und Massenstromberechnungen. Die Genauigkeit und Empfindlichkeit von multispektralen Kameras ist geringer als die von hyperspektralen Sensoren. Beide Systeme sind in der Lage, geringe Temperaturunterschiede zwischen austretendem Gas und Lufttemperatur aufgrund von Absorptionsmerkmalen zu erfassen und auszuwerten.

Messzeiten am Boden einschließlich Setup können weniger als 10 Minuten betragen. Multispektrale Kameras können aufgrund der geringen Empfindlichkeit nur bedingt für die luftgestützte Erfassung eingesetzt werden.

Zusätzliche Softwaretools ermöglichen die Kombination mehrerer multispektraler Systeme und damit eine bessere Auflösung der Verteilung von Methan.

Thermale einbandige Systeme

Thermale einbandige Systeme detektieren Methanlecks nur basierend auf der thermischen Differenz zwischen der Lufttemperatur und der Temperatur des austretenden Gases. Limitierend sind dabei Effekte wie natürliche Gastemperatur (z.B. bei Austritt aus einem Bohrloch) sowie die aufgrund der Entspannungseffekte geänderten Temperaturen. Sowohl geringe Druckunterschiede als auch Lecks aus oberflächennahen Schichten können nicht detektiert werden. Es können Massenströme an Lecks von weniger als 10 g/s aus Entfernungen von bis zu 100 m erfasst werden (Watremez et al., 2018). Für die Empfindlichkeit ist der Einfluss des Hintergrundes der Szene von entscheidender Bedeutung. Messungen gegen einen einheitlichen Hintergrund (wie z.B. den Himmel) sind besser realisierbar als gegen einen diffusen Hintergrund. Das schließt auch die Nutzung dieser Sensoren für luftgestützte Flächenerfassungen aus. Allerdings können für kleinräumige mittelgroße Lecks diese Sensoren in UAV Lösungen eingebaut werden.

Multigas Lidar Systeme

Diese Systeme senden mittels teils unterschiedlicher Setups zwei Laserpulse unterschiedlicher Wellenlänge aus. Die beiden Laserpulse sind so abgestimmt, dass der erste Puls spezifisch von Methan absorbiert wird, die zweite Wellenlänge jedoch nicht. Die Differenz zwischen dem von beiden Laserpulsen zurück zum System gestreuten Licht ist ein Maß für die Methankonzentration. Multigas Lidar Systeme können sowohl in boden- als auch in luftgestützten Installationen gefunden werden. Für luftgestützte Versionen werden eine hohe Erkennungsempfindlichkeit, Kompaktheit und Robustheit benötigt, die durch das System erfüllt werden. Es wird bspw. für die Überwachung von Gasleitungen an Bord eines kleinen Hubschraubers eingesetzt. Aus einer Flughöhe von 100 m bei einer Reisegeschwindigkeit von 90 km/h konnte ein Gasaustritt von nur 0,05 m³/h festgestellt werden (Fix et al., 2004). Allerdings funktionieren diese Systeme nur für die Erfassung von Lecks an bekannten Punkten oder Pipelines, da die Lidar Sensoren nur punktuell messen können. Die Breite des Korridors ist typischerweise 7 m. Daher sind diese Systeme nicht geeignet, um z.B. Schiefergasfelder zu überwachen. Andere Systeme nutzen z.T. Referenzküvetten im zweiten Laserstrahl und versuchen so, die absolute Genauigkeit der Messungen zu erhöhen. ONERA (pers. Komm., 2020) konnte in Versuchen zeigen, dass horizontale Messungen von Methankonzentrationen bis 1 km erfolgreich waren. Die Integration von atmosphärischen Lidar-Systemen in solche Lösungen soll die Verbesserung der Windeinschätzung (d.h. von Windgeschwindigkeit und -richtung) ermöglichen. Massenstrommessungen sind mit Multigas Lidar Systemen und Referenzküvetten nicht möglich, aber Konzentrationen können gut gemessen werden.

Laserspektrometer

Das Grundprinzip der Laserspektrometrie ist die Einstrahlung elektromagnetischer Wellen in Form eines Laserstrahls in ein zu untersuchendes Medium und der Nachweis der zwischen Welle und Teilchen stattfindenden Wechselwirkungen.

Mit dem Laser wird ein Elektron der Elektronenhülle des zu untersuchenden Atoms/Moleküls von einem unteren Energieniveau auf ein höheres Niveau angehoben. Die Energiedifferenz beider Niveaus entspricht gerade der Energie der Laserstrahlung. Ein Teil der Strahlung wird absorbiert und mit einem Detektor gemessen. Messungen mittels Laserspektrometrie sind sehr schnell und ohne Querempfindlichkeit zu Begleitgasen.

Es gibt verschiedene Arten der Laserspektroskopie. Eine Unterscheidung ist anhand der Probe, der Anregungs- und der Nachweismethode möglich. Die Probe kann in der optischen Zelle eingeschlossen, als freies Gas oder als Atom-, Ionen- bzw. Molekülstrahl vorliegen. Die Anregung geschieht meist durch Absorption, außer bei der Raman-Spektroskopie durch inelastische Streuung des Photons. Weiterhin kann zwischen resonanter und nicht-resonanter Anregung unterschieden werden. Abhängig von der Anzahl beim Anregungsprozess beteiligter Photonen kann zudem zwischen Eins-, Zwei- und Mehr-Photonen-Anregungen unterteilt werden. Beim Nachweis kann zwischen Absorptions-, Emissions- und Ionisations-Spektroskopie differenziert werden. Die Laserspektrometrie dient u.a. dem Nachweis von Substanzen, wie Methan, in einer gasförmigen Umgebung. In der Laserspektrometrie wird zwischen den nachfolgenden Methoden unterschieden:

- Laserinduzierte Fluoreszenz (LIF)
- Rayleigh-/Raman-Spektroskopie
- Kohärente Anti-Stokes-Raman-Spektroskopie (CARS)
- Cavity-Enhanced-Absorption-Spektroskopie (CEAS)
- Cavity Ring-Down Spektroskopie (CRDS)
- Tunable Diode Laser Absorption Spektroskopie (TDLAS)
- Kollineare Laserspektroskopie
- Resonanz-Ionisations-Spektroskopie
- Dopplerfreie Sättigungsspektroskopie
- Dopplerfreie Zwei-Photonen-Spektroskopie
- Dopplerfreie Polarisationspektroskopie

- Kapillarwellenspektroskopie

Die Auswertung der durchgeführten Messungen zeigt, dass die Bestimmung der Methanemissionen zumeist durch Messungen mittels Cavity Ring-Down Spektrometer oder Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy erfolgen. Aus diesem Grund werden die beiden Methoden nachfolgend näher betrachtet.

Dadurch, dass nahezu jedes kleine Gasphasenmolekül (z.B. CH₄, CO₂ etc.) ein einzigartiges Nahinfrarot-Absorptionsspektrum sowie charakteristische Wellenlängen hat, können mit Hilfe des Cavity Ring-Down Spektrometers Spurengasanalysen durchgeführt werden. Dabei gelangt der Strahl einer einfrequenzen Laserdioden in einen Hohlraum, der durch min. 2 Spiegel stark reflektiert wird. Sobald das Fotodetektorsignal einen Schwellenwert erreicht, wird der Laser abrupt ausgeschaltet. Das Licht, welches sich in dem Hohlraum befindet, bewegt sich weiterhin zwischen den Spiegeln hin und her. Da die Spiegel aufgrund von Spiegelverlusten, Streuung und Absorption von Spurengasen eine Reflektivität von etwas weniger als 100 % besitzen, verringert sich die Lichtintensität im Hohlraum stetig und fällt exponentiell auf Null. Die Spiegel dienen dabei der Verlängerung der effektiven Pfadlängen und damit einer erhöhten Genauigkeit (teilweise von ppb innerhalb von Sekunden). Mit Hilfe der gemessenen Dauer des Zerfalls lassen sich Rückschlüsse auf die Absorption und damit auf die Konzentration des Spurengases ziehen. Die endgültigen Konzentrationsdaten lassen sich aus der Differenz zwischen den Ring-Down Zeiten (vgl. Zeiten ohne absorbierendes Gas mit der Zeit, wenn das Zielgas Licht absorbiert) ableiten, sodass das Ergebnis unabhängig von Laserintensitätsschwankungen oder absoluter Laserleistung ist.

Die Vorteile des CRDS sind die schnellen und kontinuierlichen Messungen in Echtzeitgeschwindigkeit sowie die hohe Empfindlichkeit, Präzision und Genauigkeit. Weiterhin ist das Messgerät in wenigen Minuten installiert und betriebsbereit. Außerdem ist das CRDS robust und unempfindlich gegen Veränderungen der Umgebungstemperatur, des Drucks oder der Vibrationen. Bedingt durch die geringe Instrumentendrift kommen die Messgeräte oft monatelang ohne Neukalibrierung aus. Die Betriebskosten eines CRDS sind niedrig, u.a. da im Feld- und Laboreinsatz keine Verbrauchsmaterialien benötigt werden. Weiterhin ist meistens keine oder nur kaum Probenaufbereitung nötig. Neben quantitativen Messungen ist auch eine Ermittlung von Isotopenverhältnissen möglich (Picarro, 2020).

Im Gegensatz zu den zeitbasierten Messungen des CRDS, ist das TDLAS eine intensitätsbasierte Absorptionmethode mit begrenzter Empfindlichkeit durch Rauschen von Lichtquelle, Spiegeln und Detektor. Das TDLAS verwendet die Interaktion zwischen Licht und Molekülen in einem Gasstrom zur Bestimmung einer bestimmten Substanz, beispielsweise Methan. Das Gas gelangt in eine Messzelle, in welcher das Licht des Lasers durch das Gas hindurch auf den Detektor trifft. Sind die entsprechenden Moleküle im Gas vorhanden, wird ein Teil der Laser-Energie absorbiert. Mit Hilfe von digitalen Signalverarbeitungsprozessen und mathematischen Algorithmen kann die Grö-

ße des „Absorptions-Peaks“ gemessen werden und damit auf die Konzentration der Substanz geschlossen werden. Ähnlich wie beim CRDS ist der Wartungsaufwand gering (Michell GmbH).

In Situ Mess-Systeme

In situ Messungen mit klassischen Sensoren (z.B. Dohas) in Flugzeugen, Fahrzeugen oder auch UAV ermöglichen Messungen beim Durchqueren der Gaswolke. In Tests parallel zur Befliegung, die von der Dimap-Spektral GmbH in Australien durchgeführt wurden, wurden auch in 600 m noch erhöhte Gaskonzentrationen verzeichnet. Allerdings ist die Rückrechnung basierend auf Windmessungen schwierig. UAV basierende Systeme können aufgrund der geringen Effektivität und der Einsatzbeschränkungen nur für kleinflächige Messungen genutzt werden. Neuere Sensoren basieren auf miniaturisierten Spektrometer-Kammern sowie nano-elektro-mechanischen Systemen mit erhöhter Empfindlichkeit die eine bessere Integration in UAV und Drohnen Systeme erlaubt (Kydd et al., 2015; Dobler et al., 2017). Allerdings wurden diese Systeme hauptsächlich für Katastrophenevents entwickelt.

Methodische Grundlagen der Satellitenfernerkundung

Satellitenfernerkundungsdaten dienen der großräumigen Kartierung, Bestandsaufnahme, Überwachung und Vorhersage. Je nach Zielsetzung können verschiedene Bereiche z.B. regionale Umweltprobleme wie beispielsweise das Waldbrandrisiko oder auch im Hinblick auf den Klimawandel die Methankonzentration und -zusammensetzung in der Atmosphäre überwacht werden.

Es gibt fotografische und nicht-fotografische Aufnahmesysteme. Fotografische Aufnahmesysteme bestehen in der Regel aus einer Kamera und einem Film. Bei nicht-fotografischen Aufnahmesystemen wird je nach Aufnahmetechnik zwischen Scannern, Radiometern, Radar und Spektrometern unterschieden. Zu einer Erweiterung des Anwendungsbereichs kommt es durch multispektrale und hyperspektrale Anwendungen (d.h. der gleichzeitigen Registrierung der Strahlung in verschiedenen Wellenlängenbereichen) (Leiss und Noser, 2000).

Bei digitalen Scannern in der Satellitenfernerkundung wird zwischen den optoelektronischen und den optisch mechanischen Scannern unterschieden.

Bei den optoelektronischen Scannern erfolgt die Bildaufnahme mit Hilfe von zeilenweise angeordneten Halbleiter-Bildsensoren. Von besonderer Bedeutung sind dabei die CCD, welche aus Ketten von Kondensatoren bestehen, Ladungen durch Belichtung freisetzen und den Entladungsimpuls zeilenweise abspeichert, sodass alle Pixel senkrecht zur Flugrichtung orientierten Bildzeile gleichzeitig erfasst werden können.

An dem SPOT (Satellite Pour l' Observation de la Terre)-Satelliten befinden sich zwei identische Sensorsysteme, welche in zwei verschiedenen Modi aufnehmen können. Der P-Modus nimmt panchromatisch mit einer Auflösung von 10 m/Pixel auf. Der XS-Modus besitzt 3 Spektralkanäle und hat eine Auflösung von 20 m/Pixel. Der Aufnahmewinkel kann geneigt werden, sodass bei Mehrfach-Befliegung dieselben Gebiete aus verschiedenen Blickwinkeln aufgenommen und Stereobildpaare erzeugt werden können.

Die Abtastung der Erdoberfläche erfolgt bei optisch mechanischen Scannern zeilenweise und multispektral (in unterschiedlichen Bändern) über ein rotierendes spiegeloptisches System. Der dargestellte Beispielsatellit LANDSAT TM 5 hatte sechs Kanäle mit geometrischen Auflösungen von 30 m/Pixel im reflektiven Bereich.

Im Gegensatz zur bisher beschriebenen Methodik handelt es sich bei dem Radar-Verfahren um ein aktives Verfahren, d.h. der Sensor erzeugt die zu reflektierende Strahlung (Mikrowellenstrahlung) selbst und ist damit unabhängig von äußeren Faktoren wie Wetterlage oder Strahlungsdichte.

Radiometer liefern die Messdaten in Form von Strahldaten vom sichtbaren und infraroten Bereich des elektromagnetischen Spektrums. Eine besondere Form der Radiometer sind die Spektrometer.

Bei der Spektroskopie im Rahmen der Satellitenfernerkundung wird das reflektierte Sonnenlicht spektroskopisch erfasst und die Daten der jeweiligen Absicht, z.B. Methan, ausgewertet. Dabei können die Verfahren der optischen Spektroskopie zwischen Transmissions-, Reflexions- und auch Massen-, Lumineszenz- oder Fluoreszenzspektroskopie unterschieden werden (Prinz, 2017).

Die Rohform der Satellitendaten muss zunächst vorverarbeitet werden, damit sich die Daten für eine weitere kartographisch zufriedenstellende Betrachtung und eine nachfolgende Interpretation eignen. Im Rahmen der Aufarbeitung von Rohdaten ist eine Orthorektifizierung notwendig, um die Daten in das gewünschte Koordinatensystem zu transformieren. Hierbei gibt es verschiedene Methoden, welche alle auf Passpunkten (Referenzpunkte mit bekannten Koordinaten) basieren. Die Passpunkte müssen sowohl in den Rohdaten als auch auf der Karte bestimmt werden. Hierdurch kommt es allerdings zu Ungenauigkeiten. Um Abweichungen durch unterschiedliche Aufnahmezeitpunkte oder Geometrien zwischen Bodenreferenz und Satellitendaten zu minimieren, kann eine radiometrische Korrektur erfolgen. Radiometrische Effekte im Satellitenbild können topographisch (verschiedene Sonneneinfallswinkel und entsprechend unterschiedlichem Schattenwurf) und atmosphärisch (verschiedene Dunstverhältnisse) bedingt sein. Weiterhin können verschiedene Sensoren nicht direkt miteinander verglichen werden, da sie Einflüssen der Sensorkalibrierung unterliegen (Leiss und Noser, 2000).

Literatur

- Chamberland, M., Farley, V., Vallières, A., Villemaire, A., Belhumeur, L., Giroux, J. and Legault, J.-F., 2005. High-Performance Field-Portable Imaging Radiometric Spectrometer Technology For Hyperspectral Imaging Applications. In: A.J. SEDLACEKIII, S.D. CHRISTESEN, R.J. COMBS und T. VO-DINH, Hg. Chemical and Biological Sensors for Industrial and Environmental Security: SPIE, 59940N. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.632104>
- Dobler, J.T., Zaccheo, T.S., Pernini, T.G., Blume, N., Broquet, G., Vogel, F., Ramonet, M., Braun, M., Stauffer, J., Ciais, P. and Botos, C., 2017. Demonstration of spatial greenhouse gas mapping using laser absorption spectrometers on local scales. *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(1), 14002. ISSN 1931-3195. DOI: <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.014002>
- Fix, A., Ehret, G., Hoffstädt, A., Klingenberg, H.H., Lemmerz, C., Mahnke, P., Ulbricht, M., Wirth, M., Wittig, R. and Zirrig, W., 2004. CHARM - A helicopter-borne lidar system for pipeline monitoring. European Space Agency, 45-48. European Space Agency.
- Gålfalk, M., Olofsson, G., Crill, P. and Bastviken, D., 2016. Making methane visible. *Nature Climate Change*, 6(4), 426-430. ISSN 1758-678X. DOI: <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2877>
- Kydd, K., Macrez, S., Pourcel, P. and TOTAL E&P, 2015. Autonomous Robot for Gas and Oil Sites. In: SPE, Hg. SPE Offshore Europe Conference & Exhibition. Society of Petroleum Engineers, S. 1-10. F.1-18.
- Leiss, I. und Noser, G., Hg., 2000. Einsatz der Satellitenfernerkundung für die Bodennutzungsstatistik. Methoden und Resultate eines Forschungsprojektes. Bundesamt für Statistik, Schweiz. Neuchâtel: Bundesamt für Statistik. Statistik der Schweiz 2, Raum und Umwelt. ISBN 3-303-02059-0. S.1-65.
- Michell GmbH. Michell GmbH, Hg. Tuned Diode Laser Absorption Spectroscopy (TDLAS) [Zugriff am: 17. August 2020]. http://www.michell.com/de/technologie/tunable_laser_absorption_spectroscopy.htm
- Picarro, 2020. Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS). Picarro, Hg. Picarro, Inc. [Zugriff am: 17. August 2020]. <https://www.picarro.com/company/technology/crds>
- Prinz, T., 2017. Digitale Fernerkundungsmethodik in den Geowissenschaften. Aufnahmesysteme [Zugriff am: 18. August 2020]. https://ivvgeo.uni-muenster.de/vorlesung/FE_Script/2_2.html
- Watremez, X., Labat, N., Audouin, G., Lejay, B., Marcarian, X., Dubucq, D., Marblé, A., Foucher, P.-Y., Poutier, L., Danno, R., Elie, D., Chamberland, M. and Telops, 2016. Re-mote Detection and Flow rates Quantification of Methane Releases Using Infrared Camera Technology and 3D Reconstruction Algorithm. In: SPE Annual Technical Conference and Exhibition, S. 1-17.

Watremez, X., Marblé, A., Baron, T., Marcarian, X., Dubucq, D., Donnat, L., Cazes, L., Foucher, P.-Y., Danno, R., Elie, D., Chamberland, M., Gagnon, G., Gay, L.B., Dobler, J., Østrem, R., Russu, A., Schmidt, M. and Zaouak, O., 2018. Remote Sensing Technologies for Detecting, Visualizing and Quantifying Gas Leaks. In: SPE International Conference on Health, Safty, Security, Environment, and Social Responsibility, S. 1-19.

Anlage 2: Methoden der standortbezogenen Messwerterfassung (Bottom-Up)

In Anlage 2 werden Methoden zur Erkennung, Auffindung, und Bestimmung von Leckagen bei der Produktion und Verarbeitung von Erdgas vorgestellt. Diese Methoden sind nur in engen räumlichen Grenzen anwendbar, da sie nur im Umkreis von bis zu 100 m um einen Gasaustritt aussagekräftige Ergebnisse liefern können.

Methoden zur Detektion von Methanaustritten ohne Konzentrationsbestimmung

Table 1: Methoden zur Detektion von Methanaustritten ohne Konzentrationsbestimmung

| Methoden | Anwendung | Quelle |
|-----------------------------------|--|-------------------------|
| Optische Bildgebung im Nahbereich | Bildhafte Darstellung von Temperaturunterschieden gegen den Hintergrund | Marcogaz (2019a) AIS |
| Akustische Detektion | 0,1 mm bei 3 bar und 20 m Entfernung | Marcogaz (2019a) |
| Seifenblasen Screening | Seifenwasser wird auf zu prüfendes Material aufgetragen, durch Blasenbildung werden Leckagen angezeigt, Methode für sehr kleine Leckagen | Marcogaz (2019a) |

Optische Bildgebung im Nahbereich

Methan besitzt die Eigenschaft, Strahlung im Infrarotbereich zu absorbieren. Die Energie wird dabei in Vibrationen und Schwingungen in verschiedenen Freiheitsgraden umgesetzt, was zu einer Temperaturabsenkung im Infrarotbild führt. Diese Eigenschaft ermöglicht es mithilfe von Infrarotbildgebung in der Umgebung, Methan zu detektieren. Dieses Verfahren kann sowohl in fester Installation als auch als Handgerät zum mobilen Einsatz verwendet werden. Als Nachweisgrenze, um eine Unterscheidung von der Hintergrundtemperatur zu ermöglichen, wird eine Konzentration von 1 ppm angegeben.

Zur Detektion des Methans kann ebenfalls ein fokussierter Laserstrahl, welcher auf die Absorptionsbande von Methan eingestellt ist, ausgesendet und die Rückstreuung erfasst werden. Hiermit sind Messungen auf bis zu 30 m Entfernung möglich. Aufgrund der genauen Einstellung der Wellenlänge kommt es zu keinen Überlagerungen oder Fehlalarmen durch andere Kohlenwasserstoffe, die bei einer einfachen Infrarotbildgebung auftreten können. Der Remote Methane Leak Detektor (RMLD), welcher einen einstellbaren Dioden-Infrarot Laser verwendet, kommt am häufigsten zum Einsatz.

Akustische Detektion

Akustische Messungen zur Detektion von Gaslecks basieren auf der Erkennung von Turbulenzen um die Austrittsstelle. Die Technologie ist etabliert, funktioniert aber nur für vergleichsweise große Lecks mit entsprechenden Volumenströmen bzw. Strömungsgeschwindigkeiten. Moderne Sensoren nutzen Ultraschalltechnologie und eine komplexe Signalprozessierung, wodurch sie in der Lage sind, Gasaustritte in einem Umkreis von bis zu 20 m (Marcogaz, 2019a) bzw. 100 m (Gregory et al., 2007) zu erkennen. Mit einem entsprechend aufgestellten Messnetz können so größere Gebiete überwacht werden.

Seifenblasen Screening

Diese einfache und gängige Methode dient der Lokalisierung von Undichtigkeiten und Leckagen an Bauteilen. Hierzu wird eine Mischung aus Seife und Wasser auf die entsprechenden Baugruppen aufgebracht und anschließend beobachtet, ob es zu einer Blasenbildung kommt. Dies ist ein Anzeichen für einen Gasaustritt. Mit dieser Methode kann weder Gaszusammensetzung noch die Emissionsrate bestimmt werden. Ebenso ist diese Methode nur im Temperaturbereich über 0 °C sowie bei kleineren Undichtigkeiten und räumlich kleinerer Anwendung geeignet, liefert aber zuverlässig eine Aussage über einen Gasaustritt und dessen direkte Lokalisierung an der Baugruppe.

Methoden zur Konzentrationsbestimmung von Methan

Nach Auffinden einer Gasundichtigkeit ist es oft wichtig, die Konzentration an Methan im Gasstrom zu quantifizieren. Die hier vorgestellten Methoden ermöglichen die Bestimmung der Methankonzentration im Proben gas. Die Anwendung erfordert zumeist eine vorherige Probenahme, um eine Analyse im Labor durchführen zu können oder grundlegende Kenntnis über Prozessparameter, um die Bestimmung vor Ort durchzuführen. Automatisierte Messsysteme sind teilweise in der Lage, die Methankonzentration zusammen mit weiteren Parametern kontinuierlich zu bestimmen.

Tabelle 2: Methode zur Konzentrationsbestimmung von Methan

| Methode | Messintervall | Quelle |
|------------------------------------|-------------------|---|
| Flammen-Ionisations-Detektor (FID) | 0,1 – 2.000 ppm | Marcogaz (2019a) Shimadzu Corporation (2019) |
| Halbleiterbasierte Detektion | 200 – 10.000 ppm | Marcogaz (2019a) |
| Optische Bildgebung im Nahbereich | Ab 1 ppm x m | Marcogaz (2019a) (AIS) |
| Katalytische Verbrennung | 1 – 1.000.000 ppm | Marcogaz (2019a) |
| Elektrochemische Detektion | Ab 2.800 ppm | Marcogaz (2019a) Dosi et al. (2019) |

Flammen-Ionisations-Detektor (FID)

Das Verfahren dient der Detektion von oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen. Das Analysegas wird zusammen mit einem Trägergas in einer Wasserstoffdiffusionsflamme verbrannt. Durch Radikalbildung der Kohlenstoffverbindungen und deren anschließender Oxidation werden Elektronen frei, welche als Stromfluss gemessen werden können. Dieser Stromfluss ist proportional zur Konzentration an Kohlenstoff im Analysegas. Das FID ermöglicht die Bestimmung sehr geringer Methankonzentrationen. Zusätzlich können auch andere Kohlenstoffverbindungen erfasst und gemessen werden.

Halbleiterbasierte Detektion

Das Analysegas wird im Gerät an einer Metalloxidoberfläche oxidiert bzw. reduziert, was zu einem veränderten Widerstand des Halbleiters führt. Hierfür muss der Sensor direkt in Kontakt mit dem Analysegas gebracht werden, wodurch bauteilbedingt ein maximales Temperaturintervall von -10 – 50 °C möglich ist. Die Widerstandsänderung des Halbleitersensors ist proportional zur Konzentration von Methan. Gase wie Ozon oder volatile organische Substanzen können zu Fehlmessungen führen.

Optische Bildgebung im Nahbereich

Wie zuvor beschrieben, absorbiert Methan einen bestimmten infraroten Bereich. Die daraus resultierende Temperaturänderung gegenüber dem Hintergrund kann zur Erkennung von Methan in der Atmosphäre herangezogen werden. Durch Kalkulationssoftware kann aus dem Temperaturunterschied eine Methankonzentration im gewählten Bildausschnitt errechnet werden. Aufgrund der zweidimensionalen Auflösung kann diese Konzentration nur in Abhängigkeit zur Entfernung (ppm x m) angegeben werden. Als Bestimmungsgrenze wird 1 ppm x m angegeben. Bei Verwendung eines fokussierten Laserstrahls (RMLD) wird durch die erfasste Rückstreuung auf eine Entfernung von 30 m eine Konzentrationsbestimmung von Methan im Strahlengang ermöglicht. Die Bestimmungsgrenze liegt hier ebenfalls bei 1 ppm x m.

Katalytische Verbrennung

Das zuvor gesammelte Analysegas wird mit Hilfe eines Katalysators verbrannt. Aufgrund der Erhitzung während des Prozesses ändert sich dessen elektrischer Widerstand. Die gemessene Widerstandsänderung wird zur Ermittlung der Methankonzentration herangezogen. Typische Katalysatorgifte (Schwefelverbindungen, Halogene) im Analysegas können zu einer vorzeitigen Alterung und verfälschten Messwerten führen.

Elektrochemische Detektion

Das Analysegas wird durch eine poröse Membran zu einem elektrochemischen Detektor geleitet. Hier wird der Analyt oxidiert bzw. reduziert, was zu einer Änderung des fließenden Stroms führt. Diese Änderung dient als Messsignal, welches in eine Konzentration umgerechnet werden kann.

Techniken zur Quantifizierung von Volumen- bzw. Massenströmen

Tabelle 3: Techniken zur Quantifizierung von Volumen- bzw. Massenströmen (Marcogaz, 2019b)

| Technik | Messinstrument |
|---------------------------------------|--------------------------------------|
| Druckverlust / Durchflussschwankungen | Drucksensoren, Durchflussmesser |
| Refraktionswellen | Drucksensor |
| Massenbilanz | Durchflussmesser |
| Punkt-Quellen-Messung | Gassammler |
| Aspiration | Gassammler mit Pumpe und FID |
| Bagging | Kalibrierte Probenbeutel |
| Durchflusszelle | Messkammern mit definierten Volumina |
| (Dual-) Tracer-Methode | FTIR, Wettermessstation |
| Perimeter-Messungen | Spektrometer |

Druckverlust/Durchflussschwankungen

Druckverlust-/Druckschwankungsberechnungen ermöglichen, den Methanverlust über eine bekannte Messstrecke zu ermitteln. Hierfür wird mithilfe von Drucksensoren die Druckdifferenz im entsprechenden Abschnitt über einen Zeitraum gemessen. Mittels bekannten Volumens/ Volumenstroms der Messstrecke und dem ermittelten Druckverlust, kann die Methanemission aus dem Rohrsystem bestimmt werden. Je nach Lokalität der Undichtigkeit (zu Beginn oder nahe am Ende der Messstrecke) schwankt die Genauigkeit der Messung. Voraussetzung für den Einsatz dieser Methode ist, dass die entsprechende Messstrecke vom restlichen System entkoppelt werden kann und stationäre Bedingungen vorherrschen, d.h. keine Druckschwankungen auftreten.

Refraktionswellen

Beim Auftreten eines Lecks in einer Rohrleitung treten Refraktionswellen auf, welche mittels Drucksensor gemessen werden können. Diese Druckwellen breiten sich durch das gesamte System aus und ermöglichen daher die Detektion einer neu auftretenden Leckage. Die Amplitude der Welle steigt mit dem Durchmesser der Leckage und lässt daher direkt einen Rückschluss auf den Volumenstrom der Emission zu, wenn die Systemparameter bekannt sind. Der Nachteil dieser Methode ist, dass nach Installation keine bereits bestehenden Undichtigkeiten erkannt werden können.

Massenbilanz

In einem stationären Prozess ohne Leckagen steht die Massenbilanz der eingehenden Gasströme im Gleichgewicht mit den Ausströmenden. Unter Berücksichtigung des Prinzips der Massenerhaltung weist eine Differenz in der Massenbilanz auf eine Undichtigkeit hin. Mithilfe der Prozessparameter kann der Massenverlust an Methan quantifiziert werden.

Punkt-Quellen-Messung

Die Bestimmung von Massen-/ Volumenströmen kann bei bekannter Austrittsstelle direkt am Emissionsort durchgeführt werden. Mit einem Gassammler wird der Volumenstrom bestimmt. Ist die Methankonzentration im Prozessgas bekannt, kann der Methanverlust direkt ermittelt werden. Typische Einsatzorte sind Kompressorstationen, Motoren und pneumatische Ventile.

Aspiration

Bei geringen Emissionen im Vergleich zum Prozessstrom oder sehr geringen Drücken im System kann die Aspirationstechnik angewandt werden. Die Leckage wird umschlossen und die austretenden Gase werden unter zusätzlichem Ansaugen eines definierten Gasstroms zur Verdünnung abgesaugt. Mithilfe der Prozessparameter und dem Verdünnungsvolumenstrom kann die Methanemission direkt ermittelt werden.

Bagging

Um flüchtige und geringe unlokalisierte Emissionsraten zu bestimmen, wird die gesamte Baugruppe oder das betroffene Bauteil in definierte Probenbeutel eingeschlossen und über eine definierte

Zeit darin belassen. Um zeitliche Schwankungen auszugleichen, sollte diese Messung mehrmals wiederholt werden. Statistisch belastbare Ergebnisse werden unter definierten Laborbedingungen erreicht. Hier kann es insbesondere bei höheren Massenströmen dazu kommen, dass der Massenfluss durch den Einschluss beeinflusst wird.

Durchflusszelle

Um diffuse Methanemissionen an der Erdoberfläche zu bestimmen, kann die Messung mittels Durchflusszelle angewandt werden. Hierzu werden spezielle Messkammern auf den Boden aufgebracht, welche eine statische oder kontinuierliche Messung ermöglichen. Statische Messkammern bestimmen den Methanfluss aus der Änderung der Methankonzentration in einem bestimmten Zeitintervall innerhalb der Messkammer. Kontinuierliche Messkammern bestimmen den Methan Input und Output aus der Messkammer, während ein definierter Flux durch die Kammer eingestellt wird.

(Dual-) Tracer-Methode

Wird in der Schadstofffahne im Abwindbereich einer Emissionsquelle die Methankonzentration bestimmt, kann diese mit Hilfe von eingesetztem Tracer-Gas, an ihrer Ursprungsquelle quantifiziert werden. Hierfür wird an der potentiellen Quelle ein Tracergas, wie z.B. Distickstoffmonoxid (N_2O) oder Acetylen (C_2H_2), mit einem definierten Volumenstrom freigesetzt, welches ebenfalls an der Messstelle analysiert wird (Marcogaz, 2019b). Aus der Verdünnungsrate des Tracer-Gases kann die Konzentration an Methan an der Ursprungsquelle berechnet werden. Die Verwendung mehrerer Tracergase erhöht die Genauigkeit der Kalkulation. Diese Technik setzt voraus, dass eine potentielle Quelle erkannt wurde und konstante Umweltbedingungen vorherrschen.

Perimeter-Messungen

Messstationen werden entlang natürlicher Grenzen eines möglichen Emissionsgebietes aufgestellt. Mit dieser Technik kann dauerhaft die Methankonzentration im Messmedium, wie beispielsweise in der Luft in hauptsächlicher Windrichtung, bestimmt werden. Der Vorteil liegt in der Möglichkeit langperiodischer Messungen, die sich sehr gut zum Monitoring variabler Gebietsgrößen eignen. Signifikante Änderungen aus dem Emissionsgebiet werden schnell erkannt. Nachteilig ist, dass keine Quellen von Undichtigkeiten bestimmt werden können.

Literatur

Applied Infrared Sensing. Methane/Natural Gas Camera [Zugriff am: 17. August 2020]. <https://applied-infrared.com.au/products/29-methane-natural-gas-camera>

Dosi, M., Lau, I., Zhuang, Y., Simakov, D.S.A., Fowler, M.W. and Pope, M.A., 2019. Ultra-Sensitive Electrochemical Methane Sensors based on Solid Polymer Electrolyte-Infused Laser-Induced Graphene. *ACS applied materials & interfaces*, 11(6), 6166-6173. *ACS applied materials & interfaces*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsami.8b22310>

Gregory, N., Mads, K., Gassonic, Teerapong, N., Mike, R. and Peter, B., 2007. The Viability of Ultrasonic Detector for Hydrocarbon Gas Leak Detection. In: *SPE Asia Pacific Health, Safety, Security and Environment Conference and Exhibition*.

Marcogaz, Hg., 2019a. Assessment of methane emissions for gas Transmission and Distribution system operators. WG_ME-485. S.1-64.

Marcogaz, Hg., 2019b. Potential ways the gas industry can contribute to the reduction of methane emissions. Madrid. Report for the Madrid Forum (5 - 6 June 2019). S.1-146.

Shimadzu Corporation, Hg., 2019. Shimadzu System GC Solutions Guide for the Hydrocarbon Processing Industry. Reliable, Advanced Performance to Help You Stay Productive and Competitive. Japan. S.1-72.

Anlage 3: Datengrundlage für die statistische Auswertung von Methanemissionsraten

Nachfolgend erfolgt zunächst eine tabellarische Zusammenstellung der in die Auswertung einbezogenen Publikationen. Anschließend sind die Publikationen zusammengestellt, die als plausibel bewertet und in die statistische Betrachtung einbezogen wurden.

Gesamte recherchierte Datengrundlage

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|----------------------------|-------------|--------|--------------------|-----------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|-----------------------|
| Hayhoe et al. (2002) | Uni | Global | Global | Empirisch | 1997 | 1997 | 3 | 3 | konventionell |
| Kirchgessner et al. (1997) | Staat | USA | Haynesville Becken | Messungen | 1997 | 1997 | 1,42 | 1,42 | Schiefergas |
| Hultman et al. (2011) | Uni | USA | USA | Empirisch | 2007 | 2007 | 3,7 | 3,7 | Schiefergas |
| Howarth et al. (2011a) | Uni | USA | USA | Review | 2007 | 2007 | 3,6 | 7,9 | Schiefergas |
| Schneising et al. (2014) | Uni | USA | Bakken | Messungen | 2008 | 2006-2008 | 2,8 | 17,4 | Schiefergas |
| Cathles et al. (2012) | Uni | USA | USA | Empirisch | 2008 | 2008 | 1,1 | 1,1 | Schiefergas |
| Burnham et al. (2012) | NGO | USA | USA | Empirisch | 2009 | 2009 | 0,71 | 5,23 | Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|-------------------------------|-------------|--------|--|-------------------------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Pétron et al. (2012) | Uni | USA | Denver-Julesburg Becken | Messungen/ Empirisch | 2010 | 2007-2010 | 2,3 | 7,7 | v.a. Schiefergas |
| O'Sullivan and Paltsev (2012) | Uni | USA | USA | Empirisch | 2010 | 2010 | 3,6 | 3,6 | Schiefergas |
| Schneising et al. (2014) | Uni | USA | Eagle Ford | Messungen | 2011 | 2009-2011 | 2,9 | 15,3 | Schiefergas |
| Howarth (2015) | Uni | USA | Marcellus, Eagle Ford, Bakken | Empirisch | 2011 | 2009-2011 | 12 | 12 | Schiefergas |
| Schwietzke et al. (2014) | Uni | Global | Global | Modellierung | 2011 | 2011 | 2 | 5 | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| Pekney et al. (2014) | Staat | USA | Marcellus Becken (3 Messgebiete im Allegheny National Forest in northwestern Pennsylvania) | Messungen | 2011 | 2010-2011 | | | Schiefergas |
| Pétron et al. (2014) | Uni | USA | Denver-Julesburg Becken | Messungen | 2012 | 2012 | 2,6 | 5,6 | v.a. Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|-----------------------------|---------------|-------------------|-----------------------------------|------------------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|---|
| Karion et al. (2013) | Uni/ Staat | USA | Uintah Becken | Messungen | 2012 | 2012 | 6,2 | 11,7 | v.a. konventionell |
| Caulton et al. (2014) | Uni | USA | Marcellus Becken/ SW Pennsylvania | Messungen | 2012 | 2012 | 2,9 | 17,3 | Schiefergas |
| Brandt et al. (2014) | Uni | USA | USA | Review/Empirisch | 2012 | 1990-2012 | 4 | 7 | Schiefergas |
| Maher et al. (2014) | Uni | Australien | Tara Region/ Queensland | Messungen | 2012 | 2012 | | | Kohleflözgas |
| Saunois et al. (2016) | Uni | Global/ Europa | Global/ Europa | Review | 2012 | 2003-2012 | | | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 0,2 | 0,41 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | Haynesville Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 1 | 2,1 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 1 | 2,8 | Schiefergas |
| Zavala-Araiza et al. (2015) | Ind | USA | Barnett | Empirisch | 2013 | 2013 | 1,2 | 1,9 | Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|--------------------------|---------------|--------|---------------------------|----------------------------|----------|------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---|
| Kort et al. (2014) | Uni | USA | Four Corners Region | Messungen/ Modellierung | 2013 | 2012; 2011- 2013 | | | Schiefergas, Kohleflözgas |
| Karion et al. (2015) | Uni/ Staat | USA | Barnett | Messungen | 2013 | 2013 | 1,3 | 1,9 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | W. Arkoma | Messungen | 2013 | 2013 | 6 | 20 | Schiefergas |
| Schwietzke et al. (2016) | Uni | Global | Global | Empirisch | 2013 | 2013 | 2,2 | 2,2 | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| Yuan et al. (2015) | Staat | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2013 | 2013 | | | Schiefergas |
| Yuan et al. (2015) | Staat | USA | Haynesville Becken | Messungen | 2013 | 2013 | | | Schiefergas |
| Lavoie et al. (2015) | Uni | USA | Barnett | Messungen | 2013 | 2013 | | | Schiefergas |
| Turner et al. (2016) | Uni | USA | USA | Messungen | 2014 | 2002- 2014 | | | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell (ges. Emissionen) |
| Peischl et al. (2016) | Uni | USA | Bakken (Williston Becken) | Messungen | 2014 | 2014 | 4,2 | 8,4 | Schiefergas |
| Nathan et al. (2015) | Uni | USA | Barnett | Messungen | 2014 | 2014 | | | |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|-----------------------|-------------|--------|-------------------------|----------------------------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Howarth (2019) | Uni | USA | USA | Review | 2015 | 2005-2015 | 3,5 | 3,5 | v.a. Schiefergas |
| Omara et al. (2016) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2014 | 2014-2015 | 0 | 1,2 | Schiefergas |
| Ren et al. (2019) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 0,8 | 1,5 | Schiefergas, Kohleflözgas |
| IEA (2020) | NGO | Global | Global | Faktorbasierte Abschätzung | 2015 | 2015 | 1,7 | 1,7 | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Los Angeles Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 3,4 | 7,4 | v.a. Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Bakken | Messungen | 2015 | 2015 | 2,1 | 4,3 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Denver-Julesburg Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 1,2 | 3 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Eagle Ford West | Messungen | 2015 | 2015 | 1,4 | 2,6 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Barnett | Messungen | 2015 | 2015 | 0,5 | 2,5 | Schiefergas |
| Omara et al. (2016) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2014 | 2014-2015 | 1,4 | 1,35 | Schiefergas, konventionell |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Haynesville Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 0,5 | 1,5 | Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|----------------------------|-------------|------|---|-------------------------|----------|--------------------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Barkley et al. (2017) | Uni | USA | Marcellus Becken (NO) | Messungen | 2015 | 2015 | 0,1 | 0,72 | Schiefergas |
| Kang et al. (2016) | Uni | USA | Pennsylvania | Messungen | 2015 | 2015 | | | v.a. konventionell |
| Mielke-Maday et al. (2019) | Staat | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2015 | 2015 | | | Schiefergas |
| Schwietzke et al. (2017) | Uni | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2015 | 2015 | | | Schiefergas |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen/ Empirisch | 2015 | 2014-2015 | 0 | 1,2 | Schiefergas |
| CleanOil-Gas (2020) | Uni | USA | Marcellus Becken, Utica Becken (Appalachian) | | 2015 | 2015 | 0,1 | 0,72 | |
| Vaughn et al. (2018) | Uni | USA | Fayetteville (Arkoma Becken) | Messungen | 2015 | 2015 | | | v.a. Schiefergas |
| Chamberlain et al. (2016) | Uni | USA | Ithaca, New York | Messungen | 2015 | 2015; 2014-2015 | | | Betrachtung von Städtischen Emissionen (Pipeline, Erdgaskraftwerk) |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|--------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-----------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Schwietzke et al. (2017) | Staat/ Uni | USA | Fayetteville | Messungen | 2015 | 2015 | 1,7 | 2 | Schiefergas |
| Schwietzke et al. (2017) | Staat/ Uni | USA | Fayetteville | Messungen | 2015 | 2015 | 0,8 | 1,5 | Schiefergas |
| Yacovitch et al. (2018) | Ind | Niederlande | Groningenfeld | Messungen | 2016 | 2016 | 20 | 20 | v.a. konventionell |
| Alvarez et al. (2018) | Ind | USA | Eagle Ford East | Messungen | 2016 | 2012-2016 | 2,3 | 2,3 | Schiefergas |
| EPA (2018) | Staat | USA | Pennsylvania NE | Messungen | 2016 | 2016 | 1,2 | 1,2 | v.a. Schiefergas, konventionell |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Marcellus Becken (NO) | Messungen | 2016 | 2010-2016 | | | Schiefergas |
| Ajayi (2016) | Uni | USA | USA | Messungen | 2016 | 2015-2016 | | | Schiefergas |
| Sheng et al. (2018b) | Uni | USA | USA | Messungen | 2016 | 2010-2016 | | | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell (ges. Emissionen) |
| Sheng et al. (2018a) | Uni | Kanada | Kanada | Messungen | 2016 | 2010-2016 | | | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell (ges. Emissionen) |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|----------------------|-------------|------------|-------------------------|-----------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Sheng et al. (2018a) | Uni | Mexiko | Mexiko | Messungen | 2016 | 2010-2016 | | | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell (ges. Emissionen) |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Barnett | Messungen | 2016 | 2016 | | | Schiefergas und konventionell |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Pinedale | Messungen | 2016 | 2016 | | | Schiefergas, konventionell |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2016 | 2016 | | | Schiefergas, konventionell |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Upper Green River | Messungen | 2016 | 2016 | | | Schiefergas, konventionell |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Denver-Julesburg Becken | Messungen | 2016 | 2016 | | | Schiefergas, konventionell |
| Omara et al. (2018) | Uni | USA | Uintah Becken | Messungen | 2016 | 2016 | | | Schiefergas, konventionell |
| Pekney et al. (2018) | Staat | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2016 | 2015-2016 | | | v.a. Schiefergas |
| Eichstaedt (2018a) | Ind | Frankreich | Laq Gasfeld | Messungen | 2018 | 2017-2018 | | | v.a. konventionell |
| Eichstaedt (2018b) | Ind | Polen | nahe Lublin | Messungen | 2018 | 2017-2018 | | | v.a. Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|--------------------------|-------------|------------|--------------|----------------------------|----------|-----------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Ingraffea et al. (2020) | Uni | USA | Pennsylvania | Empirisch | 2018 | 2014-2018 | 6,2 | 6,2 | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| Ingraffea et al. (2020) | Uni | USA | Pennsylvania | Empirisch | 2018 | 2014-2018 | | | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| Ingraffea et al. (2020) | Uni | USA | Pennsylvania | Empirisch | 2018 | 2014-2018 | | | unkonventionell, Kohleflözgas |
| Ingraffea et al. (2020) | Uni | USA | Pennsylvania | Extrapolation | 2019 | 2019 | | | unkonventionell, konventionell |
| Conoco-Phillips (2015) | Ind | USA | USA | Review | | | 0,2 | 17,3 | v.a. Schiefergas |
| Ogge and Campbell (2018) | Staat | Australien | Australien | Empirisch | | | | | Schiefergas |
| Lafleur et al. (2016) | Uni | Australien | Australien | Review | | | 0,2 | 17 | Schiefergas, Kohleflözgas |
| Clark et al. (2011) | Ind | Australien | Queensland | Faktorbasierte Abschätzung | | | 0,1 | 0,1 | Kohleflözgas |
| Prior (2011) | | Australien | Queensland | Faktorbasierte Abschätzung | | | 0,1 | 0,1 | Kohleflözgas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|------------------------------|-------------|-------------|-------------|-----------------------------|----------|------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Hardisty et al. (2012) | Uni | Australien | Queensland | Faktorbasierte Abschätzung | | | 0,1 | 0,1 | Kohleflözgas |
| Australian Government (2014) | Staat | Australien | Australien | Faktorbasierte Abschätzung | | | 0,5 | 0,5 | v.a. Kohleflözgas, konventionell |
| EPA (2013) | Staat | USA | USA | Faktorbasierte Abschätzung | | | 1,4 | 1,4 | Schiefergas, Kohleflözgas |
| Allen (2014) | Uni | USA | USA | Review | | | | | Schiefergas |
| Day et al. (2014) | Staat | Australien | Australien | Empirisch | | | | | |
| APPEA (2014) | Ind | Australien | Australien | Faktorbasiert/ Messungen | | | 0,02 | 0,02 | Kohleflözgas |
| Ewen et al. (2012) | NGO | Deutschland | Deutschland | Modellierung | | | | | Schiefergas |
| Jansen (2011) | Staat | Deutschland | Deutschland | Review | | | 3,6 | 7,9 | Schiefergas |
| Zittel (2016) | NGO | USA | USA | Review | | | 4 | 17 | v.a. Schiefergas |
| Coenen et al. (2017) | Staat | Niederlande | Niederlande | Empirisch | | | 3 | 3 | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |
| EPA (2018) | Staat | USA | USA | Faktorbasierte Abschätzung | | | 1,31 | 1,31 | Schiefergas, Kohleflözgas, konventionell |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|------------------------------|---------------|-------------|------------------|------------------|----------|------|---------------------------------|--------------------------------|-----------------------|
| Rozell and Reaven (2012) | Uni | USA | Marcellus Becken | Empirisch | | | | | Schiefergas |
| Rutqvist et al. (2013) | Uni/ Staat | USA | Marcellus Becken | Modellierung | | | | | Schiefergas |
| Jiang et al. (2011) | Uni | USA | Marcellus Becken | Review/Empirisch | | | | | Schiefergas |
| Stephenson et al. (2011) | Ind | USA | Marcellus Becken | Modellierung | | | | | Schiefergas |
| Ingraffea (2013) | Uni | USA | Marcellus Becken | Empirisch | | | | | v.a. Schiefergas |
| Conoco-Phillips (2015) | Ind | USA | USA | Review | | | 2 | 4 | v.a. Schiefergas |
| Lafleur and Sandiford (2017) | Uni | Australien | Australien | Review | | | | | v.a. Kohleflözgas |
| Fritsche und Herling (2012) | NGO | Deutschland | Deutschland | Modellierung | | | 3 | 3 | Schiefergas |
| Jansen (2011) | Staat | Deutschland | Deutschland | Review | | | 3,6 | 7,9 | Schiefergas |
| Friends of Earth (2015) | NGO | USA | Pennsylvania | Empirisch | | | 6,9 | 8,9 | Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|--|-------------|------------|--|-------------------------------|----------|------|---------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| Bista et al. (2017) | Uni | Australien | 5 Westaustralische onshore Gasbecken | Empirisch | | | | | Schiefergas |
| Government of the Northern Territory (2018a) | Staat | Australien | Australien | Review | | | 3 | 3 | Schiefergas |
| Government of the Northern Territory (2018b) | Staat | Australien | Australien | Faktorbasierte Abschätzung | | | 0,7 | 0,7 | Schiefergas |
| Mehany and Guggemos (2015) | Uni | USA | USA | Review | | | 4 | 4 | Schiefergas, Kohleflözgas |
| Ingraffea (2010) | Uni | USA | USA | Empirisch | | | 2 | 6 | |
| Government of the Northern Territory (2018b) | Staat | Australien | Australien | Faktorbasierte Abschätzung | | | 0,71 | 0,71 | |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|-----------------------------------|-------------|-----------------|-----------------------|----------------------|----------|------|---------------------------------|--------------------------------|---|
| Skone (2012) | Staat | USA | USA | Empirisch | | | 1,6 | 1,6 | Schiefergas, Kohleflöz- gas, konven- tionell |
| Weber and Clavin (2012) | Staat | USA | USA | Review/Simulation | | | | | Schiefergas, Kohleflöz- gas, konven- tionell |
| Watson et al. (2007) | Uni | Kanada | Alberta | Messungen | | | | | |
| Howarth (2011b) | Uni | USA | USA | Abschätzung | | | 3,6 | 7,9 | Schiefergas |
| Yanguas Parra et al. (2019) | NGO | Australi- en | Northern Territory | Review/ Empirisch | | | 1,6 | 1,9 | Schiefergas |
| DEEDI (2010) | Staat | Australi- en | Queensland | Messungen | | | | | v.a. Koh- leflözgas |

Datengrundlage der als plausibel eingestuften Messungen zwischen 2013-2015 in den USA:

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|-----------------------|-------------|------|---------------------------|-----------|----------|------|------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 0,18 | 0,41 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | Haynesville Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 1 | 2,1 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2015) | Uni | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 1 | 2,8 | Schiefergas |
| Karion et al. (2015) | Uni/Staat | USA | Barnett Becken | Messungen | 2013 | 2013 | 1,3 | 1,9 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2016) | Uni | USA | Bakken (Williston Becken) | Messungen | 2014 | 2014 | 4,2 | 8,4 | Schiefergas |
| Ren et al. (2019) | Uni | USA | Marcellus Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 0,78 | 1,5 | Schiefergas, Kohleflözgas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Los Angeles Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 3,4 | 7,4 | v.a. Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Bakken | Messungen | 2015 | 2015 | 2,1 | 4,3 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Denver-Julesburg Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 1,2 | 3 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Eagle Ford West | Messungen | 2015 | 2015 | 1,4 | 2,6 | Schiefergas |
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Barnett Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 0,5 | 2,5 | Schiefergas |

| Quelle | Institution | Land | Region | Methode | End-Jahr | Jahr | Methanemission % Untergrenze | Methanemission % Obergrenze | Art der Lagestätte |
|--------------------------|-------------|------|-----------------------|-----------|----------|------|------------------------------|-----------------------------|--------------------|
| Peischl et al. (2018) | Uni | USA | Haynesville Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 0,5 | 1,5 | Schiefergas |
| Barkley et al. (2017) | Uni | USA | Marcellus Becken (NO) | Messungen | 2015 | 2015 | 0,08 | 0,72 | Schiefergas |
| Schwietzke et al. (2017) | Staat/Uni | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 1,7 | 2 | Schiefergas |
| Schwietzke et al. (2017) | Staat/Uni | USA | Fayetteville Becken | Messungen | 2015 | 2015 | 0,8 | 1,5 | Schiefergas |

Die Abkürzungen in der Spalte Institution stehen für die Bereiche Wissenschaft, d.h. Universitäten und Forschungseinrichtungen (Uni), Nichtregierungsorganisationen (NGO), Erdöl/-gas-Industrie inkl. Serviceunternehmen (Ind) sowie staatliche Organisationen, d.h. staatliche Behörden und Ministerien (Staat).

Literatur

Ajayi, M., 2016. Methane and High Volume Hydraulic Fracturing: Quantifying non-point diffuse methane leakage through geo-chemical surface detection methods. Masterarbeit. Vanderbilt University. Nashville.

Allen, D.T., 2014. Atmospheric emissions and air quality impacts from natural gas production and use. Annual review of chemical and biomolecular engineering, 5, 55-75. ISSN 1947-5438. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-060713-035938>

Alvarez, R.A., Zavala-Araiza, D., Lyon, D.R., Allen, D.T., Barkley, Z.R., Brandt, A.R., Davis, K.J., Herndon, S.C., Karion, A., Kort, E.A., Lamb, B.K., Lauvaux, T., Maasackers, J.D., Marchese, A.J., Omara, M., Pacala, S.W., Peischl, J., Robinson, A.L., Shepson, P.B., Sweeney, C., Townsend-Small, A., Wofsy, S.C. and Hamburg, S.P., 2018. Assessment of methane emissions from the U.S. oil and gas supply chain. Science (New York, N.Y.), 361(6398), 186-188. Science (New York, N.Y.). DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aar7204>

Australian Government, Hg. National Inventory Report 2014 and Revised Kyoto Protocol National Inventory Report 2013. Volume 3. Department of the Environment. <https://www.industry.gov.au/sites/default/files/2020-07/national-inventory-report-2014-volume-3.pdf>

Australian Petroleum Production and Exploration Association, 2014. CSIRO report points to environmental benefits of CSG. Australian Petroleum Production and Exploration Association [Zugriff am: 8. Juli 2020]. <https://www.appea.com.au/wp-content/uploads/2014/07/140801-CSIRO-report-points-to-environmental-benefits-of-CSG.pdf>

Barkley, Z.R., Lauvaux, T., Davis, K.J., Deng, A., Miles, N.L., Richardson, S.J., Cao, Y., Sweeney, C., Karion, A., Smith, M., Kort, E.A., Schwietzke, S., Murphy, T., Cervone, G., Martins, D. and Maasackers, J.D., 2017. Quantifying methane emissions from natural gas production in north-eastern Pennsylvania. Atmospheric Chemistry and Physics, 17(22), 13941-13966. Atmospheric Chemistry and Physics. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-17-13941-2017>

Bista, S., Jennings, P. and Anda, M., 2017. Cradle to grave GHG emissions analysis of shale gas hydraulic fracking in Western Australia. Renewable Energy and Environmental Sustainability, 2, 45. Renewable Energy and Environmental Sustainability. DOI: <https://doi.org/10.1051/rees/2017014>

Brandt, A.R., Heath, G.A., Kort, E.A., O'Sullivan, F., Pétron, G., Jordaan, S.M., Tans, P., Wilcox, J., Gopstein, A.M., Arent, D., Wofsy, S., Brown, N.J., Bradley, R., Stucky, G.D., Eardley, D. and Harriss, R., 2014. Energy and environment. Methane leaks from North American natural gas systems. Science (New York, N.Y.), 343(6172), 733-735. Science (New York, N.Y.). DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1247045>

Burnham, A., Han, J., Clark, C.E., Wang, M., Dunn, J.B. and Palou-Rivera, I., 2012. Life-cycle greenhouse gas emissions of shale gas, natural gas, coal, and petroleum. *Environmental science & technology*, 46(2), 619-627. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/es201942m>

Cathles, L.M., Brown, L., Taam, M. and Hunter, A., 2012. A commentary on “The greenhouse-gas footprint of natural gas in shale formations” by R.W. Howarth, R. Santoro, and Anthony Ingraffea. *Climatic Change*, 113(2), 525-535. ISSN 0165-0009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0333-0>

Caulton, D.R., Shepson, P.B., Santoro, R.L., Sparks, J.P., Howarth, R.W., Ingraffea, A.R., Cambaliza, M.O.L., Sweeney, C., Karion, A., Davis, K.J., Stirm, B.H., Montzka, S.A. and Miller, B.R., 2014. Toward a better understanding and quantification of methane emissions from shale gas development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(17), 6237-6242. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1316546111>

Chamberlain, S.D., Ingraffea, A.R. and Sparks, J.P., 2016. Sourcing methane and carbon dioxide emissions from a small city. Influence of natural gas leakage and combustion. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 218, 102-110. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.036>

Clark, C.E., Han, J., Burnham, A., Dunn, J.B. and Wang, M., 2011. Life-Cycle Analysis of Shale Gas and Natural Gas. Energy Systems Division. U.S. Department of Energy, Hg. ANL/ESD/11-11.

CleanOilGas, 2020. Marcellus Emissions. CleanOilGas Foundation, Hg. [Zugriff am: 8. Juli 2020]. <http://www.cleanoilgasfoundation.org/marcellus-emissions.html>

Coenen, P. W. H. G., van der Maas, C.W.M., Zijlema, P.J., Arets, E. J. M. M., Baas, K., van den Berghe, A.C.W.M., van Huis, E.P., Geilenkirchen, G., Hoogsteen, M., Spijker, J., Molder, R.t., Dröge, R., Montfoort, J.A., Peer, C.J., Vonk, J., Voshaar, S.O. and Dellaert, S., 2017. Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990–2015. National Inventory Report. National Institute for Public Health and the Environment, Hg. Ministry of Health, Welfare and Sport. Ministry of Health, Welfare and Sport. Bilt-hoven, Niederlande. RIVM Report 2017-0033.

ConocoPhillips, 2015. Value Chain Methane Loss Update. Review of Publicly Available Studies. ConocoPhillips, 2015. Präsentation. 28.

Day, S., Dell’Amico, M., Fry, R. and Touse, H.J., 2014. Field Measurements of Fugitive Emissions from Equipment and Well Casings in Australian Coal Seam Gas Production Facilities. Report to the Department of the Environment. Commonwealth Scientific

and Industrial Research Organisation, Hg. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation. Australien. Unconventional Gas Mining Submission 121 - Attachment 48. 48.

Eichstaedt, H., 2018a. Airborne gas leakage detection. dimap, 2018. Präsentation.

Eichstaedt, H., 2018b. Airborne pipeline gas leakage detection. dimap, Hg.

Ewen, C., Borchardt, D., Richter, S. und Hammerbacher, R., Hg., 2012. Risikostudie Fracking. Übersichtsfassung der Studie "Sicherheit und Umweltverträglichkeit der Fracking-Technologie für die Erdgasgewinnung aus unkonventionellen Quellen". Darmstadt. Neutraler Expertenkreis. ISBN 978-3-00-038262-8.

Friends of Earth, 2015. The risks from fracking operations in the UK, including potential risks to water supplies and water quality, emissions, habitats and biodiversity, and geological integrity. In: HOUSE OF COMMONS ENVIRONMENTAL AUDIT COMMITTEE, Hg. Environmental risks of fracking. Eighth Report of Session 2014–15. London, S. 20. <http://data.parliament.uk/writtenevidence/committeeevidence.svc/evidencedocument/environmental-audit-committee/environmental-risks-of-fracking/written/17003.html>

Fritsche, U.R. und Herling, J., Hg., 2012. Energie- und Klimabilanz von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten im Vergleich zu anderen Energiequellen. Endbericht zum Gutachten. für Team Ewen im Rahmen des InfoDialog Fracking. Öko-Institut e.V. Darmstadt.

Government of the Northern Territory, 2018a. Scientific inquiry into hydraulic fracturing in the northern territory. Final Report. Fracking Inquiry, 2018.

Government of the Northern Territory. Scientific inquiry into hydraulic fracturing in the Northern Territory. Summary of the final report, 2018b. Darwin, N.T.: Northern Territory Government. ISBN 978-0-6481276-2-8.

Hardisty, P.E., Clark, T.S. and Hynes, R.G., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from Electricity Generation: A Comparative Analysis of Australian Energy Sources. *Energies*, 5(4), 872-897. *Energies*. DOI: <https://doi.org/10.3390/en5040872>. ISSN 1996-1073.

Hayhoe, K., Kheshgi, H.S., Jain, A.K. and Wuebbles, D.J., 2002. Substitution of Natural Gas for Coal: Climatic Effects of Utility Sector Emissions. *Climatic Change*, 54(1/2), 107-139. ISSN 0165-0009. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1015737505552>

Howarth, R.W., Santoro, R.L. and Ingraffea, A.R., 2011a. Methane and the greenhouse-gas footprint of natural gas from shale formations. *Climatic Change*, 106(4), 679-690. ISSN 0165-0009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0061-5>

Howarth, R.W., 2011b. Should fracking stop? Extracting gas from shale increases the availability of this resource, but the health and environmental risks may be too high. *Nature*, (477), 271-275. *Nature*.

Howarth, R.W., 2015. Methane emissions and climatic warming risk from hydraulic fracturing and shale gas development: implications for policy. *Energy and Emission Control Technologies*, 45. *Energy and Emission Control Technologies*. DOI: <https://doi.org/10.2147/EECT.S61539>

Howarth, R.W., 2019. Ideas and perspectives: is shale gas a major driver of recent increase in global atmospheric methane? *Biogeosciences*, 16(15), 3033-3046. *Biogeosciences*. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-16-3033-2019>

Hultman, N., Rebois, D., Scholten, M. and Ramig, C., 2011. The greenhouse impact of unconventional gas for electricity generation. *Environmental Research Letters*, 6(4), 44008. *Environmental Research Letters*. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/044008>

Ingraffea, A.R., 2010. Facts about Unconventional Gas Drilling. Pittsburgh, USA, 2010. Tagung der "The Gas Drilling Awareness Coalition".

Ingraffea, A.R., 2013. Fluid Migration Mechanisms due to Faulty Well Design and/or Construction: An Overview and recent Experiences in the Pennsylvania Marcellus Play. *Physicians Scientists & Engineers for Healthy Energy*, Hg.

Ingraffea, A.R., Wawrzynek, P.A., Santoro, R. and Wells, M., 2020. Reported Methane Emissions from Active Oil and Gas Wells in Pennsylvania, 2014-2018. *Environmental science & technology*, 54(9), 5783-5789. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00863>

International Energy Agency, Hg., 2020. Methane Tracker 2020. Reducing the environmental impact of oil and gas supply is a pivotal element of global energy transitions. <https://www.iea.org/reports/methane-tracker-2020>

Jansen, D., 2011. Unkonventionelle Erdgasförderung in Nordrhein-Westfalen. Gefahr oder Chance? BUND, Hg. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. S.1-6.

Jiang, M., Griffin, W.M., Hendrickson, C., Jaramillo, P., VanBriesen, J. and Venkatesh, A., 2011. Life cycle greenhouse gas emissions of Marcellus shale gas. *Environmental Research Letters*, 6(3), 1-9. *Environmental Research Letters*. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/3/034014>

Kang, M., Christian, S., Celia, M.A., Mauzerall, D.L., Bill, M., Miller, A.R., Chen, Y., Conrad, M.E., Darrah, T.H. and Jackson, R.B., 2016. Identification and characterization of high methane-emitting abandoned oil and gas wells. *Proceedings of the Nation*

al Academy of Sciences of the United States of America, 113(48), 13636-13641. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1605913113>

Karion, A., Sweeney, C., Pétron, G., Frost, G., Hardesty, M.R., Kofler, J., Miller, B.R., Newberger, T., Wolter, S., Banta, R., Brewer, A., Dlugokencky, E., Lang, P., Montzka, S.A., Schnell, R., Tans, P., Trainer, M., Zamora, R. and Conley, S., 2013. Methane emissions estimate from airborne measurements over a western United States natural gas field. *Geophysical Research Letters*, 40(16), 4393-4397. ISSN 00948276. DOI: <https://doi.org/10.1002/grl.50811>

Karion, A., Sweeney, C., Kort, E.A., Shepson, P.B., Brewer, A., Cambaliza, M., Conley, S.A., Davis, K., Deng, A., Hardesty, M., Herndon, S.C., Lauvaux, T., Lavoie, Tegan, Lyon, D., Newberger, T., Pétron, G., Rella, C., Smith, M., Wolter, S., Yacovitch, T.I. and Tans, P., 2015. Aircraft-Based Estimate of Total Methane Emissions from the Barnett Shale Region. *Environmental science & technology*, 49(13), 8124-8131. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00217>

Kirchgessner, D.A., Lott, R.A., Michael Cowgill, R., Harrison, M.R. and Shires, T.M., 1997. Estimate of methane emissions from the U.S. natural gas industry. *Chemosphere*, 35(6), 1365-1390. ISSN 00456535. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00236-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00236-1)

Kort, E.A., Frankenberg, C., Costigan, K.R., Lindenmaier, R., Dubey, M.K. and Wunch, D., 2014. Four corners: The largest US methane anomaly viewed from space. *Geophysical Research Letters*, 41(19), 6898-6903. ISSN 00948276. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014GL061503>

Lafleur, D., Forcey, T., Saddler, H. and Sandiford, M., 2016. A review of current and future methane emissions from Australian unconventional oil and gas production. Report. The University of Melbourne, Australian National University. The University of Melbourne, Australian National University. Melbourne. 90. S.1-89.

Lafleur, D. and Sandiford, M., 2017. The risk of migratory methane emissions resulting from the development of Queensland coal seam gas. Report. The University of Melbourne. The University of Melbourne. Melbourne. 32. S.1-31.

Lavoie, T.N., Shepson, P.B., Cambaliza, M.O.L., Stirm, B.H., Karion, A., Sweeney, C., Yacovitch, T.I., Herndon, S.C., Lan, X. and Lyon, D., 2015. Aircraft-Based Measurements of Point Source Methane Emissions in the Barnett Shale Basin. *Environmental science & technology*, 49(13), 7904-7913. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00410>

Maher, D.T., Santos, I.R. and Tait, D.R., 2014. Mapping Methane and Carbon Dioxide Concentrations and $\delta^{13}\text{C}$ Values in the Atmosphere of Two Australian Coal Seam Gas Fields. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(12), 1-9. ISSN 0049-6979. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2216-2>

- Mehany, M. S. H. M. and Guggemos, A., 2015. A Literature Survey of the Fracking Economic and Environmental Implications in the United States. *Procedia Engineering*, 118, 169-176. ISSN 18777058. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.415>
- Mielke-Maday, I., Schwietzke, S., Yacovitch, T., Miller, B., Conley, S., Kofler, J., Handley, P., Thorley, E., Herndon, S.C., Hall, B., Dlugokencky, E., Lang, P., Wolter, S., Moglia, E., Crotwell, M., Crotwell, A., Rhodes, M., Kitzis, D., Vaughn, T., Bell, C., Zimmerle, D., Schnell, R. and Pétron, G., 2019. Methane source attribution in a U.S. dry gas basin using spatial patterns of ground and airborne ethane and methane measurements. *Elem Sci Anth*, 7(1), 2-16. *Elem Sci Anth*. DOI: <https://doi.org/10.1525/elementa.351>
- Nathan, B.J., Golston, L.M., O'Brien, A.S., Ross, K., Harrison, W.A., Tao, L., Lary, D.J., Johnson, D.R., Covington, A.N., Clark, N.N. and Zondlo, M.A., 2015. Near-Field Characterization of Methane Emission Variability from a Compressor Station Using a Model Aircraft. S.S1-S13.
- O'Sullivan, F. and Paltsev, S., 2012. Shale gas production: potential versus actual greenhouse gas emissions. *Environmental Research Letters*, 7(4), 1-6. *Environmental Research Letters*. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044030>
- Ogge, M. and Campbell, R., 2018. Submission on the Draft Final Report of the Scientific Inquiry into Hydraulic Fracturing in the Northern Territory: Greenhouse gas emissions. The Australia Institute, Hg. 17.
- Omara, M., Sullivan, M.R., Li, X., Subramanian, R., Robinson, A.L. and Presto, A.A., 2016. Methane Emissions from Conventional and Unconventional Natural Gas Production Sites in the Marcellus Shale Basin. *Environmental science & technology*, 50(4), 2099-2107. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05503>
- Omara, M., Zimmerman, N., Sullivan, M.R., Li, X., Ellis, A., Cesa, R., Subramanian, R., Presto, A.A. and Robinson, A.L., 2018. Methane Emissions from Natural Gas Production Sites in the United States: Data Synthesis and National Estimate. *Environmental science & technology*, 52(21), 12915-12925. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03535>
- Peischl, J., Ryerson, T.B., Aikin, K.C., Gouw, J.A. de, Gilman, J.B., Holloway, J.S., Lerner, B.M., Nadkarni, R., Neuman, J.A., Nowak, J.B., Trainer, M., Warneke, C. and Parrish, D.D., 2015. Quantifying atmospheric methane emissions from the Haynes-ville, Fayetteville, and northeastern Marcellus shale gas production regions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(5), 2119-2139. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014JD022697>
- Peischl, J., Karion, A., Sweeney, C., Kort, E.A., Smith, M.L., Brandt, A.R., Yeskoo, T., Aikin, K.C., Conley, S.A., Gvakharia, A., Trainer, M., Wolter, S. and Ryerson, T.B., 2016. Quantifying atmospheric methane emissions from oil and natural gas production

in the Bakken shale region of North Dakota. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(10), 6101-6111. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015JD024631>

Peischl, J., Eilerman, S.J., Neuman, J.A., Aikin, K.C., Gouw, J. de, Gilman, J.B., Herndon, S.C., Nadkarni, R., Trainer, M., Warn-cke, C. and Ryerson, T.B., 2018. Quantifying Methane and Ethane Emissions to the Atmosphere From Central and Western U.S. Oil and Natural Gas Production Regions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 17(22), 7725-7740. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1029/2018JD028622>

Pekney, N., Reeder, M. and Mundia-Howe, M., 2018. Air Quality Measurements at the Marcellus Shale Energy and Environment Laboratory Site. Preliminary results from ambient concentration measurements collected during an air quality study at the Marcellus Shale Energy and Environment Laboratory in Morgantown, WV. *The Magazine for Environmental Managers*, 1-5. *The Magazine for Environmental Managers*.

Pekney, N.J., Veloski, G., Reeder, M., Tamilia, J., Rupp, E. and Wetzel, A., 2014. Measurement of atmospheric pollutants associated with oil and natural gas exploration and production activity in Pennsylvania's Allegheny National Forest. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 64(9), 1062-1072. ISSN 1096-2247. DOI: <https://doi.org/10.1080/10962247.2014.897270>. ISSN: 1096-2247 (Print). ISSN: 2162-2906 (Online).

Pétron, G., Frost, G., Miller, B.R., Hirsch, A.I., Montzka, S.A., Karion, A., Trainer, M., Sweeney, C., Andrews, A.E., Miller, L., Kofler, J., Bar-Ilan, A., Dlugokencky, E.J., Patrick, L., Moore, C.T., Ryerson, T.B., Siso, C., Kolodzey, W., Lang, P.M., Conway, T., Novelli, P., Masarie, K., Hall, B., Guenther, D., Kitzis, D., Miller, J., Welsh, D., Wolfe, D., Neff, W. and Tans, P., 2012. Hydrocarbon emissions characterization in the Colorado Front Range: A pilot study. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D4), 1-19. ISSN 01480227. DOI: <https://doi.org/10.1029/2011JD016360>

Pétron, G., Karion, A., Sweeney, C., Miller, B.R., Montzka, S.A., Frost, G.J., Trainer, M., Tans, P., Andrews, A., Kofler, J., Helmig, D., Guenther, D., Dlugokencky, E., Lang, P., Newberger, T., Wolter, S., Hall, B., Novelli, P., Brewer, A., Conley, S., Hardesty, M., Banta, R., White, A., Noone, D., Wolfe, D. and Schnell, R., 2014. A new look at methane and nonmethane hydrocarbon emissions from oil and natural gas operations in the Colorado Denver-Julesburg Basin. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(11), 6836-6852. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013JD021272>

Prior, E., 2011. Coal seam gas and greenhouse emissions;

Queensland Department of Employment, Economic Development and Innovation, 2010. Investigation report. Leakage testing of coal seam gas wells in the Tara 'rural residential estates' vicinity. Queensland Department of Employment, Economic Development and Innovation (DEEDI). Queensland Department of Employment, Economic Development and Innovation (DEEDI).

Ren, X., Hall, D.L., Vinciguerra, T., Benish, S.E., Stratton, P.R., Ahn, D., Hansford, J.R., Cohen, M.D., Sahu, S., He, H., Grimes, C., Fuentes, J.D., Shepson, P.B., Salawitch, R.J., Ehrman, S.H. and Dickerson, R.R., 2019. Methane Emissions from the Marcellus Shale in Southwestern Pennsylvania and Northern West Virginia Based on Airborne Measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(3), 1862-1878. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1029/2018JD029690>

Rozell, D.J. and Reaven, S.J., 2012. Water Pollution Risk Associated with Natural Gas Extraction from the Marcellus Shale. *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis*, 32(8), 1382-1393. *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis*. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2011.01757.x>

Rutqvist, J., Rinaldi, A.P., Cappa, F. and Moridis, G.J., 2013. Modeling of fault reactivation and induced seismicity during hydraulic fracturing of shale-gas reservoirs. Lawrence Berkeley National Laboratory, Earth Sciences Division, Berkeley, CA 94 720, USA. Berkeley [Zugriff am: 27. November 2020]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0920410513001241?via%3Dihub>

Saunio, M., Jackson, R.B., Bousquet, P., Poulter, B. and Canadell, J.G., 2016. The growing role of methane in anthropogenic climate change. *Environmental Research Letters*, 11(12), 1-5. *Environmental Research Letters*. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/120207>

Schneising, O., Burrows, J.P., Dickerson, R.R., Buchwitz, M., Reuter, M. and Bovensmann, H., 2014. Remote sensing of fugitive methane emissions from oil and gas production in North American tight geologic formations. *Earth's Future*, 2(10), 548-558. ISSN 23284277. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014EF000265>

Schwietzke, S., Griffin, W.M., Matthews, H.S. and Bruhwiler, L.M.P., 2014. Natural gas fugitive emissions rates constrained by global atmospheric methane and ethane. *Environ. Sci. Technol.* *Environ. Sci. Technol.* S.1-30.

Schwietzke, S., Sherwood, O.A., Bruhwiler, L.M.P., Miller, J.B., Etiope, G., Dlugokencky, E.J., Michel, S.E., Arling, V.A., Vaughn, B.H., White, J.W.C. and Tans, P.P., 2016. Upward revision of global fossil fuel methane emissions based on isotope database. *Nature*, 538(7623), 88-91. *Nature*. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature19797>

Schwietzke, S., Pétron, G., Conley, S., Pickering, C., Mielke-Maday, I., Dlugokencky, E.J., Tans, P.P., Vaughn, T., Bell, C., Zimmerle, D., Wolter, S., King, C.W., White, A.B., Coleman, T., Bianco, L. and Schnell, R.C., 2017. Improved Mechanistic Under-

standing of Natural Gas Methane Emissions from Spatially Resolved Aircraft Measurements. *Environmental science & technology*, 51(12), 7286-7294. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01810>

Sheng, J.-X., Jacob, D.J., Turner, A.J., Maasakkers, J.D., Benmergui, J., Bloom, A.A., Arndt, C., Gautam, R., Zavala-Araiza, D., Boesch, H. and Parker, R.J., 2018a. 2010–2016 methane trends over Canada, the United States, and Mexico observed by the GOSAT satellite: contributions from different source sectors. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(16), 12257-12267. *Atmospheric Chemistry and Physics*. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-18-12257-2018>

Sheng, J.-X., Jacob, D.J., Maasakkers, J.D., Zhang, Y. and Sulprizio, M.P., 2018b. Comparative analysis of low-Earth orbit (TROPOMI) and geostationary (GeoCARB, GEO-CAPE) satellite instruments for constraining methane emissions on fine regional scales: application to the Southeast US. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11(12), 6379-6388. *Atmospheric Measurement Techniques*. DOI: <https://doi.org/10.5194/amt-11-6379-2018>

Skone, T.J. and E, P., 2012. Role of Alternative Energy Sources: Natural Gas Technology Assessment. DOE/NETL-2012/1539. U.S. Department of Energy (DOE); National Energy Technology Laboratory, 30. Juni 2012. Präsentation. 28.

Stephenson, T., Valle, J.E. and Riera-Palou, X., 2011. Modeling the Relative GHG Emissions of Conventional and Shale Gas Production. *Environmental science & technology*, 45(24), 10757-10764. *Environmental science & technology*. DOI: <https://doi.org/10.1021/es2024115>

Turner, A.J., Jacob, D.J., Benmergui, J., Wofsy, S.C., Maasakkers, J.D., Butz, A., Hasekamp, O. and Biraud, S.C., 2016. A large increase in U.S. methane emissions over the past decade inferred from satellite data and surface observations. *Geophysical Research Letters*, 43(5), 2218-2224. ISSN 00948276. DOI: <https://doi.org/10.1002/2016GL067987>

U.S. Environmental Protection Agency Air and Radiation (EPA), 2013. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 - 2011. Washington D.C. EPA 430-R-13-001.

U.S. Environmental Protection Agency Air and Radiation (EPA), 2018. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2016. Final Report. EPA 430-R-18-003. 655.

Vaughn, T.L., Bell, C.S., Pickering, C.K., Schwietzke, S., Heath, G.A., Pétron, G., Zimmerle, D.J., Schnell, R.C. and Nummedal, D., 2018. Temporal variability largely explains top-down/bottom-up difference in methane emission estimates from a natural gas production region. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(46), 11712-11717. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1805687115>

Watson, T.L., T.L. Watson & Associates, and Bachu, S. and Alberta Energy Resources Conservation Board*, 2007. Evaluation of the Potential for Gas and CO2 Leakage Along Wellbores. In: SPE Environmental and Safety Conference, S. 115-126.

Weber, C.L. and Clavin, C., 2012. Life Cycle Carbon Footprint of Shale Gas. Review of Evidence and Implications. Environmental science & technology, 46(11), 5688-5695. Environmental science & technology. DOI: <https://doi.org/10.1021/es300375n>

Yacovitch, T.I., Neiningen, B., Herndon, S.C., Gon, H.D. van der, Jonkers, S., Hulskotte, J., Roscioli, J.R. and Zavala-Araiza, D., 2018. Methane emissions in the Netherlands: The Groningen field. Elem Sci Anth, 6(1), 1-14. Elem Sci Anth. DOI: <https://doi.org/10.1525/elementa.308>

Yanguas Parra, P., Hare, B., Fuentes Hutfilter, U. and Roming, N., 2019. Evaluating the significance of Australia's global fossil fuel carbon footprint. Report. Climate Analytics for the Australian Conservation (ACF). Climate Analytics for the Australian Conservation (ACF). 28.

Yuan, B., Kaser, L., Karl, T., Graus, M., Peischl, J., Campos, T.L., Shertz, S., Apel, E.C., Hornbrook, R.S., Hills, A., Gilman, J.B., Lerner, B.M., Warneke, C., Flocke, F.M., Ryerson, T.B., Guenther, A.B. and Gouw, J.A. de, 2015. Airborne flux measurements of methane and volatile organic compounds over the Haynesville and Marcellus shale gas production regions. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 120(12), 6271-6289. ISSN 2169897X. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015JD023242>

Zavala-Araiza, D., Lyon, D., Alvarez, R.A., Palacios, V., Harriss, R., Lan, X., Talbot, R. and Hamburg, S.P., 2015. Supporting Information Toward a Functional Definition of Methane Super-Emitters. Application to Natural Gas Production Sites, S1-S29.

Zittel, W., 2016. Fracking. Energiewunder oder Umweltsünde?: oekom verlag GmbH. <https://www.oekom.de/buch/fracking-9783865817709?p=1>

Anlage 4: Parameter für den Modellierungsansatz zur Abschätzung von Methanemissionen über künstliche Wegsamkeiten

Parameter zur Berechnung der Methanemission über künstliche und geologische Wegsamkeiten entsprechend Abschnitt 5.1.5. Diese Daten beruhen auf der Veröffentlichung von Yu and Sepehrnoori (2014) für eine Bohrung im Barnett-Schiefer.

| Parameter | Wert |
|--|--|
| Tiefe Oberkante Lagerstätte | 5.463 ft (=1.665 m) |
| Ungestörter Reservoirdruck | 2.950 psi (=203,4 bar) |
| Reservoirtemperatur | 150 °F (=65,6 °C) |
| Förderzeitraum | 30 Jahre |
| Initiale Gassättigung | 70 % |
| Matrixporosität | 6 % |
| Effektive horizontale Permeabilität | $2,05 \times 10^{-20} \text{ m}^2$ |
| Permeabilität der Fracks | 1 mD/ft ($=3,3 \times 10^{-15} \text{ m}^2/\text{m}$) |
| Viskosität des Gases unter Lagerstättenbedingungen | 0,0201 cp ($=0,201 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$) |
| Frackabstand | 100 ft (30,5 m) |
| Anzahl Fracs | 28 |
| Höhe der Fracs | 300 ft (=91,5 m) |
| Länge der Horizontalsektion der Bohrung | 2.968 ft (=905 m) |

Literatur

Yu, W. and Sepehrnoori, K., 2014. Simulation of gas desorption and geomechanics effects for unconventional gas reservoirs. Science Direct, Hg. Petroleum and Geosystems Engineering [Zugriff am: 26. Oktober 2020]. <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/barnett-shale>