



**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

An der Roßweid 3, D-76229 Karlsruhe

Telefon: +49 (0) 721 / 6 25 10 - 0

E-Mail: info.ka@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

Messstelle nach §§ 26, 28 BImSchG

**ENTWICKLUNG EINES EINFACHEN VERFAHRENS
ZUR ERMITTLUNG VON EMISSIONSRATEN VON
KLIMARELEVANTEN GASEN AUS
FLÄCHENQUELLEN**

AZ 27046

Auftraggeber: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)
An der Bornau 2
49090 Osnabrück

Dr.rer.nat. M. Letzel

Dr.-Ing. Th. Flassak

Dr.-Ing. W. Bächlin

Unter Mitarbeit von:

Dr.-Ing. Martin Reiser, Msc. Han Zhu, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau,
Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA), Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft

Januar 2012
Projekt 61430-09-10
Berichtsumfang 96 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	V
TABELLENVERZEICHNIS	VIII
ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	1
1 ZUSAMMENFASSUNG	2
2 EINLEITUNG	4
3 AUFGABENSTELLUNG	6
4 STAND DER TECHNIK	7
4.1 Direkte Methoden zur Emissionsbestimmung.....	7
5 VORGEHENSWEISE	12
5.1 Konzeption.....	12
5.2 Standortbedingungen	15
5.3 Voraussetzungen und Einschränkungen	15
5.4 Technische Realisierung	17
6 BESCHREIBUNG DES PROJEKTSTANDORTES	20
6.1 Allgemeiner Überblick zur Deponie Dorfweiher des LK Konstanz	20
6.2 Beschreibung des Deponieabschnitts BA IV	20
6.3 Materialbeprobung.....	23
6.3.1 Baggerschurfe	23
6.3.2 Lagerungsdichte.....	25
6.3.3 Sortierung und Aufbereitung.....	25
6.3.4 Analysenergebnisse	26
6.4 Belüftung und Biofilter.....	27
6.5 Begleitendes Messprogramm	27

7	METHAN-KONZENTRATIONSMESSUNGEN.....	32
7.1	Flammenionisationsdetektor – FID	32
7.2	Lasermethode.....	34
7.2.1	TDLAS – GasFinder®2.0 SYSTEM.....	35
7.2.2	Technische Durchführung	37
7.2.3	Messplan	44
7.3	Box Methode.....	44
7.3.1	Die Büsnau Box – eine modifizierte Lemberger Box	44
7.3.2	On-Site-Messungen.....	53
8	METHAN-FRACHTBERECHNUNGEN.....	62
8.1	Methanfrachtberechnung basierend auf Materialanalysen aus den Schurfen im Deponiekörper	62
8.2	Methanfrachtberechnung basierend auf der Berechnung der Gasproduktion mit einem Gasprognose-Modell.....	62
8.3	Methanfrachtberechnung basierend auf gemessenen Methankonzentrationen im Biofilter während der Belüftung.....	64
8.4	Mittels der Büsnau-Box gemessene Methanfrachten auf dem Biofilter während der Belüftung.....	66
8.5	Methanfrachtberechnung basierend auf FID-Rasterbegehungen	67
8.6	Vergleich mit Literatur und Diskussionen.....	68
9	SENSITIVITÄTSUNTERSUCHUNGEN.....	70
9.1	Ausbreitungsmodellierung mit LASAT	70
9.2	Lage der Messstrecken: Quellstruktur	73
9.3	Höhe der Messstrecke	75
9.4	Quellhöhe	76
9.5	Messintervall USA-1	76
9.6	Rauigkeitslänge	78
9.7	Thermische Effekte	78
9.8	Einschalten der Belüftung	80
9.9	Fazit der Sensitivitätsuntersuchungen	80

10	ERGEBNISSE DES VERFAHRENS	82
11	HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN.....	90
12	AUSBLICK	92
13	LITERATUR	94

Angaben zur Kooperation:

Das Projekt wurde durchgeführt in Zusammenarbeit mit dem

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA)

Universität Stuttgart

Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft (Prof. Dr.-Ing. M. Kranert)

Bandtäle 2

70569 Stuttgart

Ansprechpartner und Projektverantwortlicher:

Dr.-Ing. Martin Reiser, Tel. 0711 68565416,

martin.reiser@iswa.uni-stuttgart.de

Wissenschaftliche Mitarbeiterin:

Msc. Han Zhu

han.zhu@iswa.uni-stuttgart.de

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung des Ingenieurbüros Lohmeyer GmbH & Co. KG nicht auszugsweise vervielfältigt werden.

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 5.1: Prinzipieller Messaufbau für ein Betrachtungssegment (Schrägansicht).....	14
Abb. 5.2: Prinzipieller Messaufbau – Draufsicht.	14
Abb. 6.1: Luftbild der Deponie Konstanz-Dorfweiher mit Projektgebiet BA IV.....	21
Abb. 6.2: Topographie des Projektgebietes BA IV (schwarz umrahmt) und der näheren Umgebung in m über NN mit Referenzpunkt (+) $X_{ref} = 3512300$ m, $Y_{ref} = 5284600$ m in Gauss-Krüger Koordinaten.....	22
Abb. 6.3: Lageplan vom Deponiebereich BA IV mit den Erkundungsbohrungen und Baggerschurfen.....	23
Abb. 6.4: Kettenbagger am Schurf S 1.	24
Abb. 6.5: Schurf S 1.	24
Abb. 6.6: Anordnung von Belüftungslanzen, Temperaturmesslanzen und Gasmesslanzen.	28
Abb. 6.7: Temperaturverlauf in verschiedenen Tiefen des Deponiekörpers in Korrelation zur Belüftung.....	29
Abb. 6.8: Aufbau des Ultraschall Anemometers USA-1 (Quelle: METEK Meteorologische Messtechnik GmbH).....	30
Abb. 6.9: Windrose am Anemometerstandort auf der Deponie Dorfweiher für den Messzeitraum des USA-1 vom 12.02.2010 bis 13.10.2011.	31
Abb. 7.1: FID-Messung an einem Hotspot. Wärmebild verdeutlicht Messunsicherheit an Rasterpunkten.	33
Abb. 7.2: FID Begehung am 03.05.2011 mit Belüftung.....	34
Abb. 7.3: Messprinzip des GasFinders.	35
Abb. 7.4: Externe Kalibrierung des GasFinders im Labor.	36
Abb. 7.5: Messaufbau der Methanmessungen a) bis Oktober 2010 und b) ab November 2010 mit Referenzpunkt $X_{ref} = 3512300$ m, $Y_{ref} = 5284600$ m in Gauss-Krüger Koordinaten.	38
Abb. 7.6: Messaufbau von GasFinder und Retro-Reflektoren.....	39
Abb. 7.7: Messergebnisse vom 22.04.2010.....	40
Abb. 7.8: Messergebnisse vom 26.05.2010.....	41

Abb. 7.9: Gemessene Methankonzentrationen vom 01.03.2011 bei Wind aus Ostnordost.	42
Abb. 7.10: Gemessene Methankonzentrationen vom 18.03.2011 bei Westwind.....	43
Abb. 7.11: Schematischer Aufbau der Lemberger Box (Rettenberger, 1982).	45
Abb. 7.12: Schematischer Aufbau der Büsnau Box.	46
Abb. 7.13: Versuchsaufbau eines Simulationsexperiments mit der Büsnau Box.....	46
Abb. 7.14: Büsnau-Box, offen, verschiedene Methan-Volumenströme.	48
Abb. 7.15: Büsnau-Box, Öffnungen verschlossen, verschiedene Methan-Volumenströme.	48
Abb. 7.16: Die Büsnau Box mit eingebautem Ventilator während eines Simulationsexperiments.	49
Abb. 7.17: Die Büsnau Box mit einem Gas-Rezirkulationssystem („Umluft“).	50
Abb. 7.18: Büsnau-Box mit Umluft, Methan-Volumenstrom 16.7 ml/min.....	51
Abb. 7.19: Büsnau-Box mit Umluft, Methan-Volumenstrom 16.7 ml/min., Wiederholung.	51
Abb. 7.20: Büsnau-Box mit Umluft, Methan-Volumenstrom 33.3 ml/min., Außenexperiment.....	52
Abb. 7.21: Büsnau-Box Messung vom 08.07.2008, offen und ohne Umluft.	53
Abb. 7.22: Ergebnis einer Messung während der Vorerkundung.	54
Abb. 7.23: FID-Messwerte und Anordnung der Box-Messpunkte (schwarz umrahmt).....	55
Abb. 7.24: Aufbau der Büsnau Box Messung vor Ort im Oktober 2011.	56
Abb. 7.25: Konzentrationsverlauf am Messpunkt 5.....	57
Abb. 7.26: Konzentrationsverlauf am Messpunkt 3, Messungen mit Box (bis 11:55 Uhr) und ohne Box (ab 11:55 Uhr).....	59
Abb. 7.27: Ergebnisse der Box-Messungen an allen Punkten.	59
Abb. 8.1: Ergebnisse der Deponiegasprognose für den Deponiebereich BA IV.....	63
Abb. 8.2: Durchschnittliche Methankonzentration im Biofilter.	65

Abb. 8.3: Monatlich emittiertes Methanvolumen aus dem Biofilter und dem Deponiekörper.....	65
Abb. 8.4: Mittlere monatliche Methanquellstärken aus dem Biofilter bei aktiver Belüftung.....	66
Abb. 8.5: Übersicht der Messergebnisse einer FID-Rasterbegehung vom 22.11.2011 bei aktiver Belüftung	67
Abb. 8.6: Vergleich der mit 5 verschiedenen Methoden ermittelten Quellstärken. Die verschiedenen Farben stehen für verschiedene Messtage.	68
Abb. 9.1: Schematischer Vertikalschnitt durch das LASAT-Modellgitter über der gewölbten Deponieoberfläche. Zwei Messstrecken führen zu Spiegelpunkten auf verschiedenen Höhen.	72
Abb. 9.2: Prinzipstudie zur Lage der Messstrecken.	74
Abb. 9.3: Berechnete Quellstärke für 20 Fälle einer Sensitivitätsstudie für Messung 20110318b bzgl. USA-1 Messintervall, Rauigkeitslänge und thermischer Schichtung.....	77
Abb. 10.1: Vergleich der Quelltermberechnung mit 5 verschiedenen Alternativmethoden zur Methan-Frachtberechnung.....	83
Abb. 10.2: Vergleich der Ergebnisse der Quelltermberechnung mit (a) der mit dem TDLAS gemessenen Konzentration, (b) der mit dem USA-1 gemessenen Windgeschwindigkeit und (c) der stündlichen Drucktendenz während der TDLAS-Messung.....	87

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 6.1:	Allgemeine Angaben zum Projektgebiet BA IV der Deponie Konstanz-Dorfweiher.....	22
Tab. 6.2:	Abmessung der Baggerschurfe.....	25
Tab. 6.3:	Physikalische Parameter des Schurf-Materials.....	25
Tab. 6.4:	Massenverteilungen der Materialproben, Probenahme 10.10.07.....	26
Tab. 6.5:	Ergebnisse der Eluatanalysen von Material aus S 1 und S 2.....	26
Tab. 6.6:	Ergebnisse der Feststoffanalysen von Material aus S 1 und S 2.....	26
Tab. 6.7:	Mittelwerte für den Deponieabschnitt BA IV.....	27
Tab. 7.1:	Koordinaten der Messpunkte (MP) und Spiegelpunkte (TP) relativ zum Referenzpunkt $X_{ref} = 3512300$ m, $Y_{ref} = 5284600$ m in Gauss-Krüger-Koordinaten.....	38
Tab. 7.2:	Messplan des GasFinders.....	44
Tab. 7.3:	Vergleich verschiedener Angaben zur Methanemission.....	47
Tab. 7.4:	Vergleich FID-Messung und Box-Messung.....	60
Tab. 8.1:	Methanemissionen berechnet aus den Gärtest-Ergebnissen.....	62
Tab. 8.2:	Methanfrachten ermittelt mit der Box-Messung.....	66
Tab. 9.1:	Modellierte Konzentrationen entlang hypothetischer Messstrecken für Fälle mit homogener bzw. inhomogener Quellverteilung bei gleicher mittlerer Quellstärke.....	75
Tab. 9.2:	Konzentration und Quellstärke auf zwei Messhöhen (vgl. Versuchsanordnung in Abb. 7.6) der Messung MP1-TP2 vom 26.05.2010.....	76
Tab. 9.3:	Berechnete Quellstärke [g/s] für thermisch neutrale und warme Quellen.....	80
Tab. 11.1:	Strategien zum Nachweis einzelner Abhängigkeiten aus Kap. 9 bzw. 10.....	91

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

Emission / Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Kilometer oder bei anderen Emittenten in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist μg (oder mg) Schadstoff pro m^3 Luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3).

Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3 angegeben.

Jahresmittelwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngrößen Jahresmittelwert und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration.

TDLAS

Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy: Methode zur Messung der Konzentration eines bestimmten Gases über Langstrecken-Absorptionsspektroskopie. Als Strahlungsquelle wird eine durchstimmbare Laserdiode verwendet. Im vorliegenden Fall wurde das System „GasFinder“ verwendet, das mittels Infrarotlicht Methankonzentrationen bestimmt.

1 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen dieses Forschungsprojekts wurde eine neue Methode zur Bestimmung der Methan-Quellstärke einer Flächenquelle entwickelt und erprobt. Die Methode kombiniert eine relativ einfach durchführbare Langstreckenmessung mit einem Laser-Absorptionsspektrometer mit einer Lagrangeschen Ausbreitungsrechnung und berechnet aus beiden Informationen unter Kenntnis von Lage und Form der zu untersuchenden Quelle sowie der Windgeschwindigkeit die Methan-Quellstärke einer Flächenquelle.

Zum Test und zur Verifikation der Methode wurde eine Messkampagne auf der Kreismülldeponie Konstanz-Dorfweiher durchgeführt, wo die Methan-Emissionsraten auf Grund einer laufenden Sanierungsmaßnahme auch durch mehrere alternative Methoden bestimmt werden können. Die Emission kann zudem durch ein installiertes Belüftungssystem auch in gewissen Grenzen variiert werden. Zeitgleich wurden hochaufgelöste Windmessungen vor Ort durchgeführt. Zum Vergleich werden fünf verschiedene Alternativmethoden vorgestellt, die von eher traditionellen Verfahren wie FID-Begehungen bis hin zu neuen Entwicklungen wie den im Rahmen dieses Projekts weiterentwickelten Haubenmessungen reichen.

Eine vorgeschaltete, umfangreiche Sensitivitätsstudie lieferte wichtige Vorgaben und Eingangsparameter sowohl für die Versuchsanordnung der Konzentrations- und Windmessungen vor Ort als auch für die Ausbreitungsrechnung. Beispielsweise sollte die Konzentrationsmessung immer möglichst quer zum Wind entlang einer möglichst langen Messstrecke erfolgen, möglichst im echten Lee der Quelle.

Die Ergebnisse der neuen Methode sind plausibel, auch im Vergleich zu den Alternativmethoden. Die modellierten Quellstärken lagen innerhalb der durch die Alternativmethoden gesetzten Schwankungsbreite, aber eher im oberen Bereich mit teils deutlichen Unterschieden zwischen den einzelnen Messungen. Es wurden z.T. starke Abhängigkeiten der gemessenen Konzentrationen und damit auch der berechneten Quellstärken von meteorologischen Randbedingungen festgestellt. Die Ergebnisse lassen sich am besten mit einem multivariaten System mit mehreren, je nach Umgebungsbedingungen konkurrierenden Abhängigkeiten erklären. Demnach können u.a. Windgeschwindigkeit, Drucktendenz und Boden- bzw. Quelltemperatur die Methanemission teils deutlich beeinflussen.

Diese Erkenntnis stellt die gängige Herangehensweise in Frage, repräsentative Messungen zur Bestimmung der Jahresemission bei möglichst „ungestörten“ Bedingungen, z.B. bei mög-

lichst geringen Windgeschwindigkeiten durchzuführen. Außerdem deuten die Abhängigkeiten auch auf eine möglicherweise systematische Unterschätzung der Quellstärken durch bisherige Alternativmethoden hin, die den Einfluss solcher externer Parameter teilweise nicht berücksichtigen. Beispielsweise schirmen Haubenmessungen den Windeinfluss weitgehend ab und bilden diesen, für die Jahresemission möglicherweise bedeutenden Prozess gar nicht ab.

Die im Rahmen dieses Projekts erstellte Software ist einsatzbereit, sie besteht aus einem zusätzlichen Prä- und Postprozessor mit grafischer Benutzeroberfläche für Eingabe- bzw. Ausgabedaten des Lagrangeschen Ausbreitungsmodells LASAT. Die Software unterstützt den Anwender beim Import der gemessenen Winddaten und sie berechnet aus dem Ergebnis der Konzentrationsmessungen und der Ausbreitungsrechnungen die Methan-Quellstärke.

Die Vorzüge der neuen Methode sind die vergleichsweise leichte Anwendbarkeit bei diffusen Quellen, die traditionellen Methoden nur schwer oder gar nicht zugänglich sind, z.B. Deponien, Stauseen, Reisfelder oder Sümpfe. Dank der Fernmessung wird das Emissionsverhalten der Quelle durch die Messung selbst nicht gestört.

Die beobachteten Abhängigkeiten der berechneten Quellstärke von externen meteorologischen Einflussfaktoren wie z.B. Drucktendenz und Windgeschwindigkeit werfen die Frage nach einer geeigneten Strategie zur repräsentativen Bestimmung bzw. Hochrechnung der Jahresemission auf Basis von gezielten Messungen und von Jahresstatistiken der Einflussfaktoren auf. Die Frage der Hochrechnung konnte auf Basis der nun vorliegenden Daten noch nicht beantwortet werden. Es wurden jedoch Strategien entwickelt, wie mit Hilfe der neu entwickelten Methode und gezielter zusätzlicher Messungen der Nachweis solcher Abhängigkeiten geführt werden könnte. Dies würde zukünftig eine genauere Hochrechnung der Jahresemission und damit auch eine genauere Quantifizierung des Erfolgs von Emissionsminderungsmaßnahmen erlauben.

2 EINLEITUNG

Es gibt eine Vielzahl natürlicher und künstlicher Flächenquellen, die klimarelevante Gase emittieren. Vor allem für Lachgas- und Methanemissionen spielen passive Flächenquellen wie beispielsweise Stauseen, Reisfelder, Sümpfe und Mülldeponien eine große Rolle. Während die Messung der Konzentration über solchen Quellen relativ einfach ist, ist die Bestimmung der emittierten Fracht oft nur mit erheblichem Aufwand möglich. Emissionsraten, die aufgrund gesetzlicher Regelungen erfasst werden müssen, sind daher häufig berechnet oder abgeschätzt und basieren nicht auf Messdaten (z. B. Methan-Emissionen im EPER (European Pollutant Emission Register, bzw. PRTR)).

Bei begehbaren Flächen werden zur Messung häufig aufwändige Rasterbegehungen mit tragbaren Messgeräten durchgeführt. Rückschlüsse auf die Emissionsrate sind dann über die eingesaugte Gasmenge möglich. Für Mülldeponien beispielsweise ist die Methode der Rasterbegehung mit einem tragbaren FID in einer VDI-Richtlinie dokumentiert (VDI, 2008). Eine Abschätzung der Fracht ist hier jedoch nur sehr grob möglich, da jedes Messverfahren, das Gas einsaugt, die Emissionsrate beeinflusst und somit der Wert für die ungestörte Quelle nicht zu ermitteln ist.

Eine weitere Methode sind Hauben- oder Tunnel-Messungen, die jedoch ebenfalls sehr zeit- und personalintensiv sind und das Emissionsverhalten der Quelle unter Umständen stören.

Für Quellen, die nicht begehbar sind (Stauseen, stark bewachsene Flächen o.ä.) eignet sich keine der gängigen Methoden.

Konzentrationen werden bei solchen Quellen in jüngster Zeit mit Langstreckenmessverfahren wie LIDAR oder der hier zum Einsatz geplanten TDLAS-Methode („tunable diode laser absorption spectrometrie“) bestimmt. Bei dieser Methode wird mit einem Laser über eine Messstrecke zwischen 2 m und 1000 m die Absorption des infraroten Lichts einer bestimmten Wellenlänge durch das Messgas bestimmt. Die mittlere Gaskonzentration einer Flächenquelle ist so relativ einfach und in kurzer Zeit zu ermitteln. Anwendungen wie beispielsweise Messungen auf einem Vulkan (Weber et al., 2008) belegen die Robustheit und Praxistauglichkeit dieser Methode.

Eine Umrechnung in Emissionsraten über zeitgleich ermittelte Wetterdaten wird bisher nur für Einzelfälle über komplexe Expertensysteme durchgeführt. Eine allgemein verfügbare, einfache Methode liegt bisher nicht vor.

Die Reduzierung der Emissionen von Treibhausgasen wird in Deutschland mit großem Aufwand an Technik und finanziellen Mitteln vorangetrieben. Den Erfolg der bisherigen Bemühungen zeigt eine Statistik des Umweltbundesamtes, nach der die Emissionsraten 2008 auf dem tiefsten Stand seit 1990 angekommen sind.

Im Rahmen der Datenerhebung für diese Statistiken (national und europaweit) wurden bisher überwiegend Werte aus gefassten Quellen der Energiewirtschaft, der Industrie, der Abfallentsorgung etc. erfasst. Diese basieren überwiegend auf Messdaten aus den entsprechenden Betrieben. Allerdings sind bereits hier bei Quellen wie Abfalldeponien aufgrund der gängigen Messmethodik Anfragen bezüglich der Genauigkeit angebracht (siehe unten). Seit 2006 sollen nun auch diffuse Quellen, z.B. aus der Landwirtschaft oder der Landnutzung erfasst werden.

Hier fehlt es allerdings bisher an einfachen Methoden, um diese kleinräumigen Emissionen zu vermessen und zu quantifizieren. Als Folge davon gibt es in den Statistiken beispielsweise bisher keine Angaben zu Methanemissionen aus Sümpfen oder Ackerland in Deutschland. Auch bei Flächenquellen, die bereits als maßgeblich erkannt sind, wie z.B. Abfalldeponien, führt die Unsicherheit bei der Quantifizierung dazu, dass keine Grenzwerte erlassen werden. So war für die Novellierung der Deponieverordnung, die im Juli 2009 in Kraft trat, eine Begrenzung der Emissionsraten von Methan vorgesehen, auf die unter anderem aus oben genannten Gründen aber verzichtet wurde.

Der Schwerpunkt der etablierten Überwachungsmethoden ist nicht die *genaue* Quantifizierung von Emissionsraten sondern häufig wurde es als ausreichend erachtet, durch die Messungen einen Überblick über Lage und Methangehalt von Quellen zu erhalten.

Die Kenntnis der tatsächlichen Quellstärke würde jedoch einen gezielten Einsatz von Minderungsmaßnahmen oder die Lenkung von Stoff- und Energieströmen ermöglichen.

Die genaue Kenntnis von Emissionsraten diffuser Quellen bringt somit neue Möglichkeiten der Umweltentlastung, da finanzielle Mittel, die seither bei in ihrer Relevanz eher überschätzten Quellen eingesetzt wurden, reduziert und stattdessen bei neu quantifizierten, relevanten Emittenten eingesetzt werden können.

3 AUFGABENSTELLUNG

Ziel des Projektes war die Entwicklung einer praxistauglichen Software zur Berechnung der Emissionsraten von klimarelevanten Gasen aus diffusen Flächenquellen auf der Basis von Laser-Absorptions-Langstreckenmessungen (TDLAS). Ein Bedarf für Emissionsraten kleinräumiger Quellen besteht immer dort, wo aus Gründen der gesetzlich vorgeschriebenen Berichterstattung oder auf Grund von Maßnahmen zum Klimaschutz genauere Werte als die derzeit durch theoretische Abschätzungen oder eher qualitative Messungen verfügbaren Frachten benötigt werden.

Die Software enthält als Ausbreitungsmodell das Lagrangesche Partikelmodell LASAT. Dieses Modellsystem verfügt über ein diagnostisches Windfeldmodell, das eine naturgetreue Simulation der Strömungsverhältnisse ermöglicht. Die bei den Konzentrationsmessungen zeitgleich erfassten Wind- und Turbulenzverhältnisse mit einem zeitlich hochauflösenden Ultraschallanemometer können direkt in das Modell übernommen werden. Das Simulationsmodell ordnet jeder zeitlichen meteorologischen Situation das entsprechende dreidimensionale Strömungs- und Turbulenzfeld zu. Die Konzentrationsmessungen erfolgen als Open-Path-Messungen auf Basis von TDLAS mit Messstrecken bis über 100 m. Aus den Messwerten wird über eine angepasste Ausbreitungsrechnung die von der Fläche emittierte Fracht ermittelt.

Versuchsobjekt war eine abgedeckte Deponieoberfläche (ca. 8 000 m²) der Kreismülldeponie Dorfweiher, deren Betreiber ist das Landratsamt Konstanz. Über einen Zeitraum von 15 Monaten waren hier ca. 15 Methan-Messkampagnen geplant.

Mit dem hier entwickelten Verfahren wurden linienintegrierende Messungen in verschiedenen horizontalen bzw. leicht geneigten Lagen durchgeführt. Die Methan-Flächenquelle der abgedeckten Deponieoberfläche der Kreismülldeponie Dorfweiher eignete sich zur Verifizierung der Software besonders gut, da hier die Emissionsraten aufgrund einer laufenden Sanierungsmaßnahme durch verschiedene Vergleichsmethoden bestimmt werden können, bzw. sogar in gewissen Grenzen variiert werden können. Bei erfolgreicher Validierung auf der Deponie Dorfweiher war die Anwendung zur Bestimmung der Methan-Emissionsraten an weiteren Quellen wie Stauseen oder Ackerland vorgesehen.

4 STAND DER TECHNIK

Zur Berechnung von Emissionsraten von Gasen aus diffusen Flächenquellen existieren in der Literatur verschiedene Verfahren. Die Unterschiede zwischen den Verfahren liegen zum einen in den Messmethoden (direkt, indirekt, ggf. mit Meteorologie) und zum anderen in den ggf. zusätzlich benötigten numerischen Methoden bzw. Modellen zur Berechnung des Quellterms.

Im folgenden wird der Fokus entsprechend der Zielsetzung und Methodik des vorliegenden Projektes auf die Quelltermberechnung aus Konzentrationsmessungen mit Hilfe von Lagrangeschen Ausbreitungsmodellen gelegt. Alternative Methoden werden jedoch ebenfalls kurz genannt.

Einen guten Überblick über den Stand der Technik bieten die VDI-Richtlinie 4285 Blatt 1 „Messtechnische Bestimmung der Emissionen aus diffusen Quellen – Grundlagen“ (VDI, 2005) sowie ein aktueller Review von Denmead (2008).

4.1 Direkte Methoden zur Emissionsbestimmung

Bei direkten Messmethoden wird die Emission direkt an der Quelle ermittelt, durch Messung eines Volumenstromes und einer Konzentration. Zu den direkten Messmethoden zählen lokale Messungen mit Absaugglocken (sog. FID-Begehung), mit Hauben sowie mit Hilfe eines Messtunnels über der Kontrollfläche (VDI, 2005). Vor der Messung sind Teilflächen bzw. Messorte so festzulegen, dass die Messungen für die Quelle insgesamt repräsentativ sind. In der richtigen Auswahl der repräsentativen Messorte sowie in der eindeutigen Zuordnung von gemessenen Konzentrationen zu einem Volumenstrom liegen die Probleme des direkten Ansatzes (VDI, 2005).

Indirekte Methoden zur Emissionsbestimmung

Bei indirekten Messmethoden erfolgt die Messung nicht direkt an der Quelle, sondern in einem gewissen Abstand im Lee der Quelle. Zu den indirekten Methoden zählen lokale Messverfahren mit Quelltermberechnung, Fernmessverfahren mit Quelltermberechnung, Massenbilanzverfahren und Tracergasverfahren. Der Aufwand der Emissionsbestimmung beim indirekten Ansatz wird durch zusätzliche meteorologische Messungen sowie durch die für die Quelltermberechnung notwendige Ausbreitungsrechnung maßgeblich bestimmt (VDI, 2005).

Massenbilanzverfahren erfordern Messungen des vertikalen Konzentrations- und Windgeschwindigkeitsprofils stromab der Quelle sowie der Hintergrundkonzentration und der Windrichtung. Dabei wird vorausgesetzt, dass sich aufgrund der Emission eine Fahne bildet und dass der emittierte Stoff bis zur Messung nicht nennenswert abgebaut oder umgewandelt wird. Dann entspricht der Fluss durch den Querschnitt der Fahne dem gewünschten Emissionswert (VDI, 2005). Ein kreisförmiges Messnetz um die Quelle herum macht dieses Messverfahren unabhängig von der Windrichtung (Denmead, 2008).

Tracergasverfahren setzen voraus, dass sich das Tracergas und der von der Quelle emittierte Stoff analog ausbreiten. An der Quelle wird das Tracergas definiert freigesetzt, stromab werden die Konzentrationen des Tracergases und des von der Quelle emittierten Stoffs gemessen, zusätzlich dessen Hintergrundkonzentration. Dann lässt sich der Emissionswert auf Grundlage einer Dreisatzrechnung bestimmen.

Zu den indirekten Verfahren zählen auch Verfahren zur Bestimmung der vertikalen Gasflüsse stromab der Quelle mit einem so großen Footprint, dass die Messungen für größere räumliche Skalen repräsentativ sind (z.B. Landschaftsskala; Denmead, 2008). Neben Eddy-Kovarianz-Messungen mit zeitlich hochauflösenden Anemometern und Gassensoren bieten sich auch relaxed eddy accumulation und Verfahren auf Basis von Gradientansätzen an. Die beiden letztgenannten Ansätze haben den Vorteil, dass sie keine zeitlich hochauflösenden Gassensoren erfordern (Denmead, 2008).

Indirekte Verfahren mit Quelltermberechnung werden nachfolgend ausführlich beschrieben, da sie Gegenstand des vorliegenden Projektberichts sind.

Indirekte Verfahren mit Quelltermberechnung

Die Verfahren zur Emissionsbestimmung mit Quelltermberechnung zählen zu den indirekten Messmethoden, da Messort und Quellort nicht identisch sind und dazwischen ein Ausbreitungsmodell zur Quelltermberechnung geschaltet wird. Diese Verfahren eignen sich für kleine Quellgebiete, deren Form und Position genau bekannt sind (Denmead, 2008). Für die Ausbreitungsmodellierung bei gegliedertem Gelände und Messung im Lee der Quelle bieten sich insbesondere Lagrangesche Ausbreitungsmodelle an.

Für die Ermittlung der Konzentration des fraglichen Stoffes am Messort kommen sowohl lokale Messungen mit extraktiver Probenahme als auch Fernmessungen in Betracht. Bei den Fernmessverfahren dominieren laut VDI (2005) die nachfolgend genannten optischen Verfahren, welche die Konzentration aufgrund bestimmter Wechselwirkungen zwischen Strahlung und Luft ermitteln:

- Lidar (light detection and ranging),
- DOAS (differentielle optische Absorptionsspektroskopie),
- FTIR (Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie),
- TDLAS (Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy, svw. Absorptionsspektroskopie mittels durchstimmbarer Laserdioden).

Die über die Konzentrationsbestimmung am Messort hinaus erforderlichen Eingangsdaten hängen maßgeblich von den Anforderungen des konkret verwendeten Ausbreitungsmodells ab. Sie lassen sich nach VDI (2005) kategorisieren als

- Meteorologische Daten (z.B. Windfeld, Turbulenz, Stabilitätsklasse),
- Daten zu den Quellen (z.B. Form, Position, Struktur, Emissionsverhalten),
- Daten zum Untersuchungsgebiet (z.B. Orographie, Landnutzung, Oberflächenbeschaffenheit).

Für die Quelltermberechnung kann ein Lagrangesches Ausbreitungsmodell prinzipiell in zwei verschiedenen Modi betrieben werden, im Vorwärts- oder im Rückwärtsmodus.

Die klassische Ausbreitungsrechnung hat das Ziel, aus bekannten Emissionen die Immissionen an bestimmten Orten zu ermitteln. Dazu wird das Lagrangemodell im normalen Vorwärtsmodus betrieben. Die Partikelfreisetzung erfolgt mit einer bestimmten Emissionsrate am Quellort. Aus dem Verhältnis zwischen simulierter und gemessener Konzentration am Messort wird auf die tatsächliche Emissionsrate am Quellort geschlossen. Der Vorwärtsmodus eignet sich zur Quelltermberechnung vor allem dann, wenn die Anzahl der Quellorte nicht größer als die Anzahl der Messorte ist. Dieser Weg wird im vorliegenden Projekt beschrieben.

Häufig erfolgt die Quelltermberechnung als Quelltermrückrechnung. Dabei erfolgt die Ausbreitungsrechnung in entgegengesetzter Richtung, um von der gemessenen Konzentration („Immission“ am Messort) auf die Emissionsrate am Quellort zu schließen. Dazu wird das Lagrangemodell im Rückwärtsmodus betrieben. Die dem Modell zugrundeliegenden Gleichungen sind zwar dieselben wie im Vorwärtsmodus, aber im Rückwärtsmodus werden die Partikeltrajektorien ausgehend vom Messort mit negativem Zeitschritt rückwärts berechnet. Dieses Verfahren wird auch als inverse Ausbreitungsrechnung (engl. inverse dispersion modelling) bezeichnet und geht zurück auf Arbeiten von Flesch et al. (1995, 2004, 2005).

Wenn die Bestimmung der Gesamtemissionsrate einer Quelle ausreichend ist – ohne Berücksichtigung einer möglicherweise inhomogenen Quellstärkenverteilung innerhalb der Quelle –, dann wird für die Ausbreitungsrechnung vorzugsweise eine homogene Quellstruktur angenommen, obwohl dies i.d.R. eine erhebliche Vereinfachung darstellt (VDI, 2005). Die Quelle wird dann als räumlich homogen und zeitlich konstant betrachtet. Sind die dabei vernachlässigten Inhomogenitäten signifikant, so wird dadurch oft die Gesamtemissionsrate unterschätzt (VDI, 2005).

Die zusätzlichen Anforderungen bei Annahme einer inhomogenen Quelle sind erheblich. Die Quelle wird dann in verschiedene, als homogen betrachtete Teilquellen zerlegt. Für dieses Verfahren sind Wiederholungsmessungen möglichst in räumlicher Nähe zu den jeweiligen Teilquellen erforderlich, möglichst ein Sensor je Teilquelle (Flesch et al., 2009). Doch selbst unter günstigen Bedingungen bleibt der Fehler der ermittelten Quellverteilung deutlich größer als der Fehler der Gesamtemissionsrate (Flesch et al., 2009).

Erfahrungen zur Durchführung der Konzentrationsmessungen im Lee der Quelle zur Quelltermrückrechnung finden sich u.a. in Flesch et al. (2004). So wurde eine gute Übereinstimmung der im Rückwärtsmodus berechneten Gesamtemissionsrate mit der wahren Emissionsrate bei solchen Messungen erzielt, bei denen die Monin-Obukhov-Theorie eine gute Beschreibung der Prandtl-Schicht lieferte. Hingegen wurden bei extremer atmosphärischer Schichtung ($|L| < 2m$) oder bei Übergängen zwischen verschiedenen Schichtungszuständen schlechte Übereinstimmungen festgestellt. Bei Messungen unmittelbar über der Quelle oder am Rand der Fahne waren die Schwankungen zwischen den einzelnen Messintervallen sehr groß. Gründe dafür seien einerseits die vernachlässigte Inhomogenität der Quellenstruktur (bei Nahmessungen relevant) und andererseits die prinzipiell schlechte Qualität von Lagrangemodellen bei Trajektorien am Rande der Fahne. Hinsichtlich der zeitlichen Mittelung der

Konzentrationsmessungen empfehlen Flesch et al. (2004) ein 10-30 min Mittel, also in etwa im Bereich der spektralen Lücke zwischen kleinräumiger und großräumiger Turbulenz. Bei längeren Mittelungszeiten würden niederfrequente Fluktuationen die Messungen beeinflussen, die im Lagrangemodell jedoch nicht abgebildet würden. Bei zu kurzer Mittelungszeit bestünde das Risiko, dass die gewonnenen Daten keinen Gleichgewichtszustand im Sinne der Monin-Obukhov-Ähnlichkeitsgesetze darstellen.

5 VORGEHENSWEISE

Zielsetzung des vorliegenden Projektes ist die indirekte Quelltermberechnung für diffuse Flächenquellen aus Konzentrationsmessungen mit Hilfe von Lagrangeschen Ausbreitungsmodellen. Indirekte Verfahren wurden ausführlich im Abschnitt 0 beschrieben; dieses Kapitel beschreibt die Vorgehensweise im vorliegenden Projekt.

Die Konzeption des hier entwickelten, neuen Verfahrens wird in Abschnitt 5.1 vorgestellt. Abschnitt 5.2 beschreibt die Standortbedingungen für eine optimale Messung. Abschnitt 5.3 nennt die Voraussetzungen und Einschränkungen des neuen Verfahrens. Die technische Realisierung des Verfahrens wird in Abschnitt 5.4 beschrieben.

Die Arbeiten wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart durchgeführt. Als Testobjekt stand die Kreismülldeponie Dorweiher, Betreiber Landratsamt Konstanz zur Verfügung. Der Projektpartner ISWA Universität Stuttgart übernahm die umfangreichen Messungen vor Ort, die als Eingangsgrößen für das zu entwickelnde Simulationsmodell benötigt werden. Auf Basis dieser Messergebnisse wird unter Berücksichtigung der Topographie und der parallel zur Messung ermittelten lokalen Windverhältnisse auf die Emissionsstärke zurück gerechnet.

Auf dem Versuchsabschnitt der Deponie Dorweiher lief parallel zu diesem Forschungsvorhaben im Auftrag des Landratsamts Konstanz ein Pilotprojekt zur Verkürzung der Deponienachsoorgedauer durch Belüftung des Deponiekörpers (gefördert vom Umweltministerium Baden-Württemberg). Im Rahmen dieses Projekts wurden über klassische Messmethoden umfangreiche Daten zur Methanemission erhoben, die als Vergleichswerte für das Berechnungsmodell zur Verfügung standen.

5.1 Konzeption

Es gibt verschiedene Versuche, die Emissionsraten durch punktuelle bzw. auch linienförmige Messungen und anschließende Rückrechnungen zu bestimmen. Neu ist im vorliegenden Projekt, dass das Messverfahren so modifiziert wurde, dass in einem für die praktische Anwendung realisierbaren zeitlichen Rahmen die Messungen durchgeführt werden können und andererseits aus den qualitativ hochwertigen Messergebnissen mit einem ebenso hochwertigen Modell, das auch die topographischen Einflüsse und während der Konzentrationsmessungen erfasste Windgeschwindigkeiten berücksichtigen kann, auf die Emissionsraten rück-

gerechnet wird. Somit werden realitätsnahe Emissionsraten bestimmt, die für die Abschätzung der Umweltrelevanz unabdingbar sind.

Das hier angewandte Verfahren zählt von seiner Konzeption her zu den in Abschnitt 0 vorgestellten indirekten Verfahren mit Quelltermberechnung. Es besteht aus simultanen Methan- und Windmessungen, für die im Nachhinein Ausbreitungsrechnungen und die Quelltermberechnung durchgeführt werden.

Als Fernmessverfahren kommt das TDLAS-Verfahren zum Einsatz (Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy, svw. Absorptionsspektroskopie mittels durchstimmbarer Laserdioden, vgl. Abschnitt 7.2). Mit dem TDLAS wird entlang einer Strecke über oder nahe der Deponie die linienintegrierte Methankonzentration bestimmt.

Der prinzipielle Messaufbau ist in **Abb. 5.1** und **Abb. 5.2** skizziert. Dabei wird der Bereich oberhalb des Deponiekörpers (Quellfläche) in Kontrollvolumina bzw. Betrachtungssegmente unterteilt, welche getrennt vermessen werden. Dieser Messaufbau wurde vom Kooperationspartner ISWA umgesetzt und nach Wunsch des Projektleiters im Projektverlauf modifiziert (vgl. Abschnitt 7.2.2).

Die Messungen erfolgen teilweise auf zwei verschiedenen Messhöhen je Messstrecke. Dabei ist der Messpunkt, das TDLAS-Messgerät, je Messtag immer auf gleicher Höhe über Grund. Nur die Höhen der Spiegelpunkte werden variiert (vgl. **Abb. 7.6**). Für den vorliegenden Bericht wird der Begriff „Messhöhe“ einer Messstrecke definiert als Höhe des zugehörigen Spiegelpunktes über Grund.

Während der Projektlaufzeit führte die Firma Lhotzky + Partner Ing. Gesellschaft mbH für das ISWA durchgängig Windmessungen auf einer Böschung am Rand des Deponiekörpers durch (vgl. Abschnitt 6.5).

Ausbreitungsrechnungen und Quelltermberechnungen wurden vom Ingenieurbüro Lohmeyer durchgeführt. Für die Ausbreitungsrechnungen wurde das Lagrangesche Ausbreitungsmodell LASAT in der Version 3.2 eingesetzt (**L**agrange-**S**imulation von **A**erosol-**T**ransport, siehe Janicke und Janicke, 2000). Software für die Quelltermberechnung wurde vom Ingenieurbüro Lohmeyer eigens erstellt und eingesetzt (vgl. Abschnitt 5.4).

Prinzipieller Messaufbau

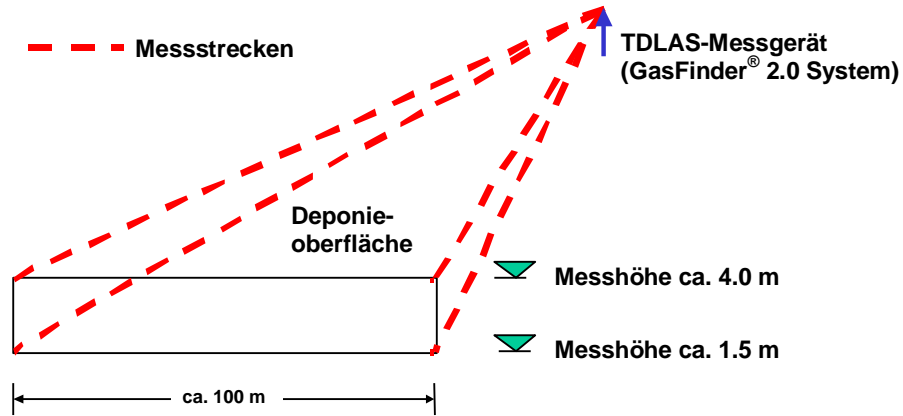


Abb. 5.1: Prinzipieller Messaufbau für ein Betrachtungssegment (Schrägsicht).

Prinzipieller Messaufbau

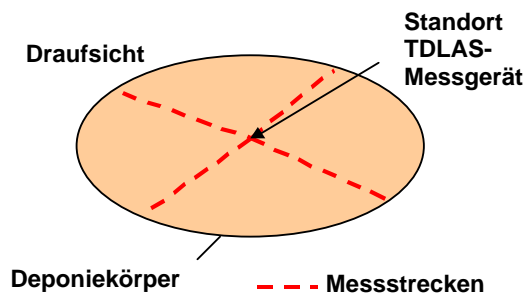


Abb. 5.2: Prinzipieller Messaufbau – Draufsicht.

5.2 Standortbedingungen

Für ein einfaches, kostengünstiges Methan-Monitoring wäre es wünschenswert, wenn das erforderliche Methan-Messprogramm für jeden beliebigen Standort ohne zeitliche Einschränkungen jederzeit durchgeführt werden kann. Diese idealen Standortbedingungen sind in der Praxis in der Regel aus verschiedenen Gründen nicht gegeben.

Ideal sind

- ein ungestörter Hintergrund, d.h. keine weiteren Quellen in der Nähe, so dass mit der Annahme einer gleichmäßig verteilten, ungestörten atmosphärischen Methan-Hintergrundkonzentration von ca. 1.7 ppm gearbeitet werden kann;
- ebenes Gelände ohne stromauf gelegene Strömungshindernisse in der Nähe, so dass die Methan-Messung nicht von der Windrichtung abhängt bzw. über die Windrichtung von externen Einflüssen abhängt.

Real ist für viele Standorte zu erwarten, dass zumindest für bestimmte Windrichtungen in der Nähe stromauf gelegene Quellen oder stromauf gelegene größere Strömungshindernisse (z.B. Waldkante) existieren. Hieraus resultierende und andere Einschränkungen für die praktische Anwendbarkeit des Verfahrens beschreibt der folgende Abschnitt.

5.3 Voraussetzungen und Einschränkungen

Die **Voraussetzungen** für die Anwendung des Verfahrens ergeben sich aus den Anforderungen der Ausbreitungsrechnung und der sich daran anschließenden Quelltermberechnung.

Die Ausbreitungsrechnung mit dem Lagrangeschen Ausbreitungsmodell LASAT erfordert

- Stationäre Eingangsdaten:
 - Kenntnis der Topografie und der mittleren Landnutzung des Projektgebiets und der näheren Umgebung (ca. 50 m Kragen ringsum das Quellgebiet herum),
 - Kenntnis der Lage der zu untersuchenden Quelle (Form und Position),
- Zeitlich variable Eingangsdaten:
 - Zeitlich hoch aufgelöste Windmessungen vor Ort zeitgleich zu den TDLAS-Messungen.

Die Quelltermberechnung erfordert die Ergebnisdaten der Ausbreitungsrechnung und

- Stationäre Eingangsdaten:
 - Kenntnis der genauen Lage der Messstrecke im Raum (dreidimensionale Koordinaten von Start- und Endpunkt),
- Zeitlich variable Eingangsdaten:
 - Zeitlich hochaufgelöste Konzentrationsmessungen zeitgleich zu den Windmessungen.

Die **Einschränkungen** des Verfahrens ergeben sich aus der Anwendbarkeit der eingesetzten Methoden.

Während der Dauer der Messungen muss sich die stromab gelegene Messstrecke in der Ausbreitungsfahne der Quelle befinden. Dies ist bei starken Fluktuationen der Windrichtung nicht gewährleistet. Daher sind Messtage mit großen Windrichtungsfluktuationen auszuschließen, zum Beispiel:

- Tage mit bestimmten Wetterereignissen (z.B. Durchzug einer Front), die mit signifikanten Winddrehungen verbunden sind;
- Schwachwindtage (< 1.5 m/s), an denen die dem schwachen mittleren Wind überlagerte atmosphärische Turbulenz für signifikante Windrichtungsfluktuationen sorgt;
- Tage mit Wind aus Richtung eines größeren Strömungshindernisses in der Nähe (z.B. Waldkante), dessen induzierte starke Turbulenz für signifikante Windrichtungsfluktuationen sorgt.

Zusammenfassend gelten für die sorgfältige Auswahl der Messtage anhand kurz- und mittelfristiger lokaler Wettervorhersagen folgende Ausschlusskriterien:

- Keine signifikanten Wetterereignisse mit Winddrehungen (die vorhergesagten Windrichtungen sollten sich in einem 45° -Windrichtungskorridor befinden);
- Keine Schwachwindtage mit mittleren Windgeschwindigkeiten < 1.5 m/s;
- Kein größeres stromauf gelegenes Strömungshindernis.

Eine weitere Quelle in der Nähe erfordert zusätzlich auch eine Upstreammessung, diese sollte möglichst zeitgleich erfolgen, am besten mit einem zweiten TDLAS. Die Vergleichbarkeit zweier nicht-simultaner Upstream- und Downstreammessungen ist problematisch, denn meteorologische und andere Einflussfaktoren ändern sich i.d.R. in der Zwischenzeit. Ein zweites TDLAS treibt jedoch Geräte- und Personalkosten hoch. Daher sind Windrichtungen ohne stromauf gelegene weitere Quellen zu bevorzugen.

Ferner sei darauf hingewiesen, dass auch die Quellstärke der zu untersuchenden Quelle selbst i.d.R. nicht konstant ist, sondern zeitlichen Schwankungen unterliegt, auch in Abhängigkeit von Einflussfaktoren wie z.B. Windgeschwindigkeit, Bodenfeuchte und -temperatur, Luftdruck und -temperatur. Diese Abhängigkeiten werden in Kapitel 10 diskutiert.

Aufgrund des integralen Mess- und Modellsystems erlaubt das Verfahren keine Rückschlüsse auf eine möglicherweise inhomogene Struktur der Quelle. Diese Information wird für die eingangs in Kap. 2 und 3 genannten Monitoring-Zwecke auch nicht gefordert. Die Quelle wird also als homogene Fläche betrachtet. Detaillierte Informationen über die Struktur der Quelle sind grundsätzlich möglich, allerdings bei deutlich erhöhtem Zeit- und Personalaufwand, denn dies würde die parallele Durchführung von Konzentrationsmessungen für verschiedene Messstrecken erfordern (paralleler Betrieb mehrerer TDLAS-Messgeräte) und entsprechend mehr Ausbreitungs- und Quelltermberechnungen.

5.4 Technische Realisierung

Das Berechnungsverfahren zur Quelltermberechnung nach der Messung besteht aus drei Schritten.

Zunächst wird für ein Modellgebiet von der Größe der Quelle zuzüglich eines Kragens ringsum eine Ausbreitungsrechnung mit dem Lagrangeschen Ausbreitungsmodell LASAT durchgeführt. LASAT berücksichtigt dabei die Topographie und mittlere Landnutzung im Modellgebiet, die Form und Position der Quelle sowie die Zeitreihe der Windmessungen. Bei der Ausbreitungsrechnung wird für die Quelle die – fiktive – Einheitsquellstärke $Q_{\text{mod}} = 1 \text{ g/s}$ angesetzt, es wird jedoch keine Hintergrundkonzentration angesetzt ($C_{\text{mod},0} = 0 \text{ ppm}$). Das Ergebnis der Ausbreitungsrechnung sind dreidimensionale Methan-Konzentrationsfelder für alle vordefinierten Zeitpunkte.

Im zweiten Schritt wird mit Hilfe einer vom Ingenieurbüro Lohmeyer eigens im Rahmen dieses Projekts neu erstellten Software die mittlere Methan-Konzentration C_{mod} „virtuell gemessen“. Dazu wird ein Linienintegral der Methan-Konzentration entlang der virtuellen Messstrecke in den LASAT-Konzentrationsfeldern berechnet. Die virtuelle Messstrecke im LASAT-Konzentrationsfeld entspricht der realen Messstrecke der TDLAS-Messung über oder nahe der Quelle.

Die korrekte Funktionsweise der neuen Software zur Berechnung des Linienintegrals wurde mit Hilfe von künstlich definierten Konzentrationsfeldern mit bekannten Linienintegralen erfolgreich verifiziert.

Die selbst erstellte Software übernimmt auch den dritten Schritt, die Rückrechnung auf die wahre Quellstärke Q_{real} auf Basis eines Dreisatzes:

$$\frac{C_{\text{real}} - C_{\text{real},0}}{Q_{\text{real}}} = \frac{C_{\text{mod}} - C_{\text{mod},0}}{Q_{\text{mod}}} \quad (5.1)$$

Dabei ist C_{real} die entlang der realen Messstrecke mit dem TDLAS gemessene wahre Methan-Konzentration, und $C_{\text{real},0}$ ist die Methan-Hintergrundkonzentration (Q_{real} , C_{mod} , $C_{\text{mod},0}$, Q_{mod} siehe oben). Gleichung (5.1) besagt, dass das Verhältnis von Methan-Konzentrationsdifferenz (gemessen minus Hintergrund) zu Quellstärke im Modell und in der Realität gleich ist. Somit kann die Software die wahre Quellstärke Q_{real} in g/s über den Dreisatz wie folgt ermitteln:

$$Q_{\text{real}} = Q_{\text{mod}} \frac{C_{\text{real}} - C_{\text{real},0}}{C_{\text{mod}} - C_{\text{mod},0}} \quad (5.2)$$

Als Ergebnis der Quelltermberechnung liegt die wahre Quellstärke Q_{real} in g/s für alle vordefinierten Zeitpunkte als csv-Dokument vor, welches den Import und die komfortable Weiterverarbeitung in gängigen Tabellenkalkulationen wie beispielsweise Microsoft Excel oder OpenOffice Calc ermöglicht.

Aus Gleichung (5.2) ist ersichtlich, dass die Quelltermberechnung eine möglichst genaue Kenntnis folgender Größen erfordert:

- die entlang der realen Messstrecke mit dem TDLAS gemessene wahre Methan-Konzentration C_{real} ,
- die Methan-Hintergrundkonzentration $C_{\text{real},0}$,
- die entlang der virtuellen Messstrecke mit dem Linienintegral aus dem Lasat-Konzentrationsfeld berechnete Methan-Konzentration C_{mod} .

Q_{mod} ist konstant (1 g/s) und $C_{\text{mod},0}$ wird auf Null gesetzt.

Die Quellstärke Q_{real} ist somit proportional zur gemessenen Konzentrationsdifferenz $\Delta C_{\text{real}} = C_{\text{real}} - C_{\text{real},0}$. Ist diese zu groß (C_{real} zu groß oder $C_{\text{real},0}$ zu klein), wird die wahre Quellstärke Q_{real} überschätzt. Dieser Fall kann beispielsweise bei zusätzlichen Hintergrundquellen auftreten, wenn diese durch $C_{\text{real},0}$ nur unzureichend abgebildet werden.

Die Quellstärke Q_{real} ist umgekehrt proportional zur modellierten Konzentrationsdifferenz $\Delta C_{\text{mod}} = C_{\text{mod}} - C_{\text{mod},0} = C_{\text{mod}}$. Ist diese zu klein (C_{mod} zu klein), wird die wahre Quellstärke Q_{real} ebenfalls überschätzt. Voraussetzung dafür ist, dass die Ausbreitungsfahnen im Modell und in der Realität Unterschiede aufweisen. Dieser Fall kann dann auftreten, wenn die Messstrecke in einem Bereich liegt, wo die Ausbreitungsfahnen nicht gleich sind, z.B. wenn die Messstrecke im Modell am Rand oder gar außerhalb der modellierten Ausbreitungsfahne, dieselbe Messstrecke in der Realität aber innerhalb der realen Ausbreitungsfahne liegt, so dass C_{mod} zu klein ist.

6 BESCHREIBUNG DES PROJEKTSTANDORTES

6.1 Allgemeiner Überblick zur Deponie Dorfweiher des LK Konstanz

Die Hausmülldeponie Konstanz-Dorfweiher (DK I) liegt zwei Kilometer nördlich des Stadtgebietes von Konstanz und verfügt über eine Gesamtfläche von 22 ha und ein Deponievolumen von 5.5 Mio. m³. Durch eine 10 bis 30 m mächtige Geschiebemergelschicht verfügt die Deponie über eine wirkungsvolle, natürliche geologische Barriere, eine technische, mineralische Basisdichtung und über getrennte Sickerwasserfassungssysteme für die einzelnen Deponieabschnitte. Das Deponiesickerwasser wird in einer eigenen Reinigungsanlage vorgeklärt, bevor es einer kommunalen Kläranlage zur weiteren Reinigung zugeführt wird. Die Ablagerungsbereiche I, II, IIIA, IIIB werden durch Absaugung aktiv entgast, im Bereich VI besteht keine Deponiegasfassung.

Auf der Deponie werden seit dem Jahr 1966 hauptsächlich Siedlungsabfälle, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Klärschlämme abgelagert. Der Weiterbetrieb als Deponie der Deponieklasse I (nur für Abfälle mit hohem Mineralisierungsgrad geeignet, geringe Anforderung an Deponieabdichtung) war bis zum 15.07.2009 genehmigt. Danach wurde kein Abfall mehr gelagert. Eine Entscheidung über den Weiterbetrieb nach 2009 hinaus wurde noch nicht getroffen, da erst das zukünftig zu erwartende Abfallaufkommen betrachtet werden soll.

6.2 Beschreibung des Deponieabschnitts BA IV

Für die Durchführung des Pilotprojekts wurde der Ablagerungsbereich BA IV der Deponie Konstanz-Dorfweiher mit einer Fläche von etwa 0.8 ha gewählt (**Abb. 6.1** und **Abb. 6.2**), da für diesen Deponieabschnitt keine Deponiegasfassung installiert und noch keine Oberflächenabdeckung aufgebracht wurde. Im Jahr 1995 wurde die mineralische Basisabdichtung des BA IV mit einer Mächtigkeit von 1 m und einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 5 \cdot 10^{-10}$ m/s errichtet und in den Jahren 1998 und 2000 der westlich gelegene Randdamm jeweils erhöht. Die geplante Endverfüllung mit einer Abfallmenge von etwa 72.000 m³ wurde im Jahr 2003 erreicht. Weitere Angaben zum Deponieabschnitt sind **Tab. 6.1** zu entnehmen.



Abb. 6.1: Luftbild der Deponie Konstanz-Dorfweiher mit Projektgebiet BA IV.

Projektbereich BA IV wurde Anfang Oktober 2007 vom Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart vorerkundet. Die Messdaten und Analysenergebnisse von der Vorerkundung zeigen die typischen Eigenschaften einer normalen Deponie für unbehandelten Hausmüll. Es wurden größere Bereiche mit eingestautem Sickerwasser angetroffen. Die Ablagerung wies zu der Zeit auf kurzen Entfernungen große Schwankungen bei den biologischen Abbauprozessen auf. Die Zusammensetzung des Deponiegases und verschiedene Materialdaten ließen erkennen, dass noch große Mengen abbaubares Material vorhanden waren.

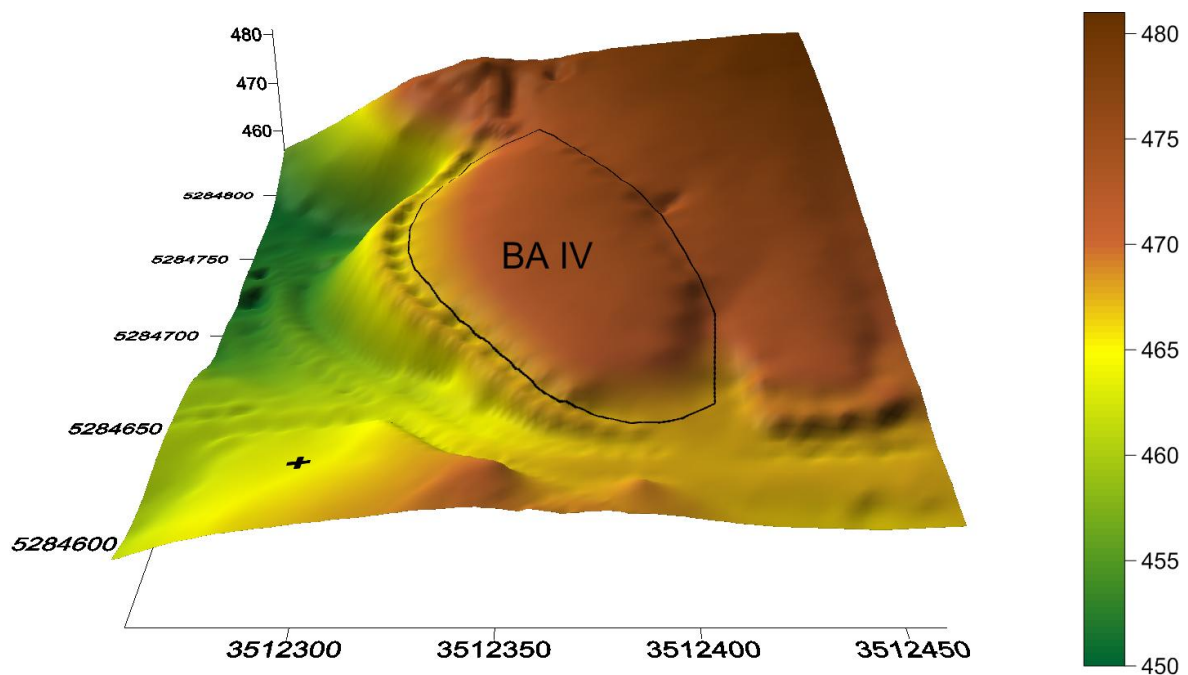


Abb. 6.2: Topographie des Projektgebietes BA IV (schwarz umrahmt) und der näheren Umgebung in m über NN mit Referenzpunkt (+) $X_{ref} = 3512300$ m, $Y_{ref} = 5284600$ m in Gauss-Krüger Koordinaten.

Geografische Lage	Topografische Karte Blatt Nr. 8220 Rechtswert: 3 512 350 Hochwert: 5 284 700 Höhe Deponieoberfläche: 465 – 473 m ü NN
Klimadaten	Jahresniederschlag (DWD) 2006: 832 mm
Art – Form – Phase	Siedlungsabfalldeponie – Haldendeponie Verfüllung abgeschlossen Inbetriebnahme/Verfüllende: 1996/2003 Gesamte Ablagerungsfläche: 0.8 ha
Deponiekapazität	Gesamtes Verfüllvolumen: 72 000 m ³
Geologische Verhältnisse	10 bis 30 m mächtige Geschiebemergelschicht Mittlerer Durchlässigkeitsbeiwert $k_f = 8 \times 10^{-10}$ m/s
Basisabdichtung	Mineralische Basisabdichtung Stärke 1.0 m; $k_f = 5 \times 10^{-10}$ m/s
Oberflächenabdichtung/ -abdeckung	Keine
Sickerwasserfassung	Teilsickerrohre DN 300 PE-HD im Abstand 30 m, Vollwandrohre DN 300, teilweise DN 280 PE-HD
Entgasungssystem	Keine Entgasung vorhanden

Tab. 6.1: Allgemeine Angaben zum Projektgebiet BA IV der Deponie Konstanz-Dorfweiher

6.3 Materialbeprobung

Während der im Oktober 2007 durchgeführten Vorerkundung wurde der Zustand des abgelagerten Materials ermittelt.

6.3.1 Baggerschurfe

Es wurde an 4 Schurfstellen gebaggert. Fotos von den Schurfstellen und Schurf S1 sind in **Abb. 6.3**, **Abb. 6.4** und **Abb. 6.5** dargestellt. Die Abmessungen sind in **Tab. 6.2** zusammengefasst dargestellt.

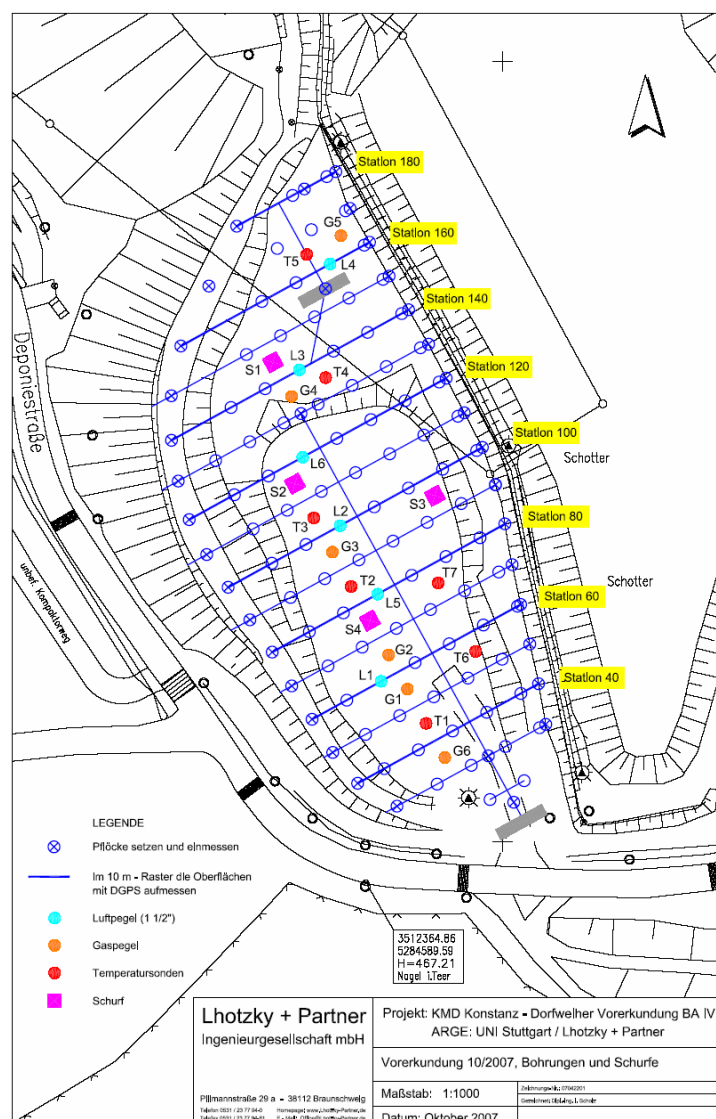


Abb. 6.3: Lageplan vom Deponiebereich BA IV mit den Erkundungsbohrungen und Baggerschurfen.



Abb. 6.4: Kettenbagger am Schurf S 1.



Abb. 6.5: Schurf S 1.

		S1	S2	S3	S4
Schurf	Tiefe	3.50 m	3.50 m	3.10 m	3.25 m
	Länge	3.10 m	3.10 m	3.50 m	3.30 m
	Breite	0.95 m	0.95 m	0.90 m	1.25 m
Haufwerk	Höhe	2 m	2 m	2.1 m	1.90 m
	Durchmesser am Boden	14.60 m	14.60 m	16.70 m	15.75 m

Tab. 6.2: Abmessung der Baggerschurfe.

6.3.2 Lagerungsdichte

Aus den Volumina der Schurfe und den Massen der Haufwerke (berechnet) wurden die Lagerungsdichten des Materials an den Stellen der Schurfe berechnet. Die Ergebnisse zeigt

Tab. 6.3.

	S1	S2	S3	S4
Lagerungsdichte in Mg/m ³	1.110	1.153	1.139	1.061
Wasserhaltekapazität in %	67.5	Hell: 17.4 Dunkel: 46.3	nicht bestimmt	nicht bestimmt
Porenvolumen in %	8.9	Hell: 9.1 Dunkel: 12.4	nicht bestimmt	nicht bestimmt

Tab. 6.3: Physikalische Parameter des Schurf-Materials.

6.3.3 Sortierung und Aufbereitung

Das Material aus den Baggerschurfen wurde sortiert und analysiert. Dabei wurde bei Schurf 1 (S 1) und Schurf 2 (S 2) noch eine Auftrennung in „helles“ und „dunkles“ Material vorgenommen, da diese unterschiedlichen Schichten hier deutlich voneinander abgrenzbar waren. Die Materialien von Schurf 3 und 4 wurden als Mischung belassen.

Die einzelnen Proben wurden durch eine maschinelle Siebung mittels Rüttelsieb in folgende Fraktionen getrennt:

0 bis 10 mm	10 bis 28 mm	28 bis 80 mm	> 80 mm
„fein“	„klein“	„mittel“	„grob“

Über die Massen der verschiedenen Fraktionen wurden die prozentualen Verteilungen ermittelt, dargestellt in **Tab. 6.4**:

	S1, hell	S1, dunkel	S2, hell	S2, dunkel	S3, misch	S4, misch
Feinfraktion < 10 mm	12.7 %	17.5 %	10.1 %	17.6%	17.0 %	14.2 %
Kleinfraktion 10 bis 28 mm	18.3 %	10.9 %	38.8 %	21.9 %	24.5 %	20.2 %
Mittelfraktion 28 bis 80 mm	23.4 %	43.5 %	29.8 %	22.0 %	19.4 %	37.7 %
Grobfraktion > 80 mm	45.6 %	28.1 %	21.3 %	38.5 %	39.1 %	27.9 %

Tab. 6.4: Massenverteilungen der Materialproben, Probenahme 10.10.07

6.3.4 Analysenergebnisse

Die für eine Abschätzung der Methanemissionen relevanten Ergebnisse der Materialuntersuchungen zeigen die folgenden Tabellen **Tab. 6.5** bis **Tab. 6.7**.

	S1, dunkel, fein	S2, dunkel, fein	S2, hell, fein
pH	7.6	7.9	8.8
LF, (DEV-korrigiert)mS/cm	2.4	2.1	1.5
CSB (mg/l, verdünnung 1/10)	3260	1840	2740
BSB	1530	375	350
TOC	978	472	695

Tab. 6.5: Ergebnisse der Eluatanalysen von Material aus S 1 und S 2.

	S1, dunkel, fein	S2, dunkel, fein
WG %	35.36	39.29
GV %	39.00	37.00
TC %	24.48	23.6
TOC %	23.55	22.3
Nges %	1.08	1.01
AT4 in mg O2/g TS	17.09	10.36
GB21 in l/kg TS	46	23

Tab. 6.6: Ergebnisse der Feststoffanalysen von Material aus S 1 und S 2.

Analysierte Werte		Daraus abgeleitete Werte für den abbaubaren Abfallanteil:
Glühverlust GV	30%	1 935 Mg C _{org} (berechnet aus WG und GV) bzw. 1 575 Mg C _{org} (berechnet aus AT ₄)
Wassergehalt WG	40%	
Atmungsaktivität AT ₄ (Mittelwert über alle Fraktionen)	10 mg/kg TS	
Porenvolumen	9%	

Tab. 6.7: Mittelwerte für den Deponieabschnitt BA IV.

6.4 Belüftung und Biofilter

Zur Aerobisierung des Deponiekörpers wurde eine extensive Intervallbelüftung des Abfalls durchgeführt. Auf dem gesamten Deponieabschnitt wurde zur Minderung der entweichenden Restmethanmengen ein Biofilter (90 cm Grünschnittkompost, 30 cm Heidekraut) aufgebracht. Die Belüftung erfolgte flächendeckend über 80 Belüftungslanzen, die in einem 10 m-Raster angeordnet waren (Plan siehe **Abb. 6.6**).

6.5 Begleitendes Messprogramm

Im Deponiekörper, in der Gasverteilungsschicht unterhalb des Biofilters sowie im Biofilter selbst wurde ein umfangreiches Messprogramm durchgeführt: Über 64 Temperaturfühler, 26 Gasmesssonden und 4 Setzungsmesslinien wurden begleitend zur Belüftung Daten aufgezeichnet.

Als Vergleichswerte für die Berechnung der Methanemissionsrate können die Methanmessungen dienen, die mittels eines stationären IR-Photometers zweimal täglich durchgeführt wurden (siehe Kapitel 8). Da die GasFinder-Messungen stets während der aktiven Belüftung mit bekanntem Volumenstrom durchgeführt wurden, standen somit Frachtangaben zur Validierung der Berechnungen zur Verfügung.

Wichtige Informationen über die biologischen Aktivitäten im Deponiekörper liefern die Temperaturmesssonden, die in Temperaturmesslanzen in unterschiedlichen Tiefen die zeitliche Wärmeentwicklung erfassen (siehe **Abb. 6.6**). Die Temperaturlanzen sind so über die Fläche verteilt angeordnet, dass von den erkannten unterschiedlichen Bereichen im Abfall eine repräsentative Prozessinformation erhalten wird. Das Temperaturprofil ist in **Abb. 6.7** graphisch dargestellt.



Abb. 6.6: Anordnung von Belüftungslanzen, Temperaturmesslanzen und Gasmesslanzen.

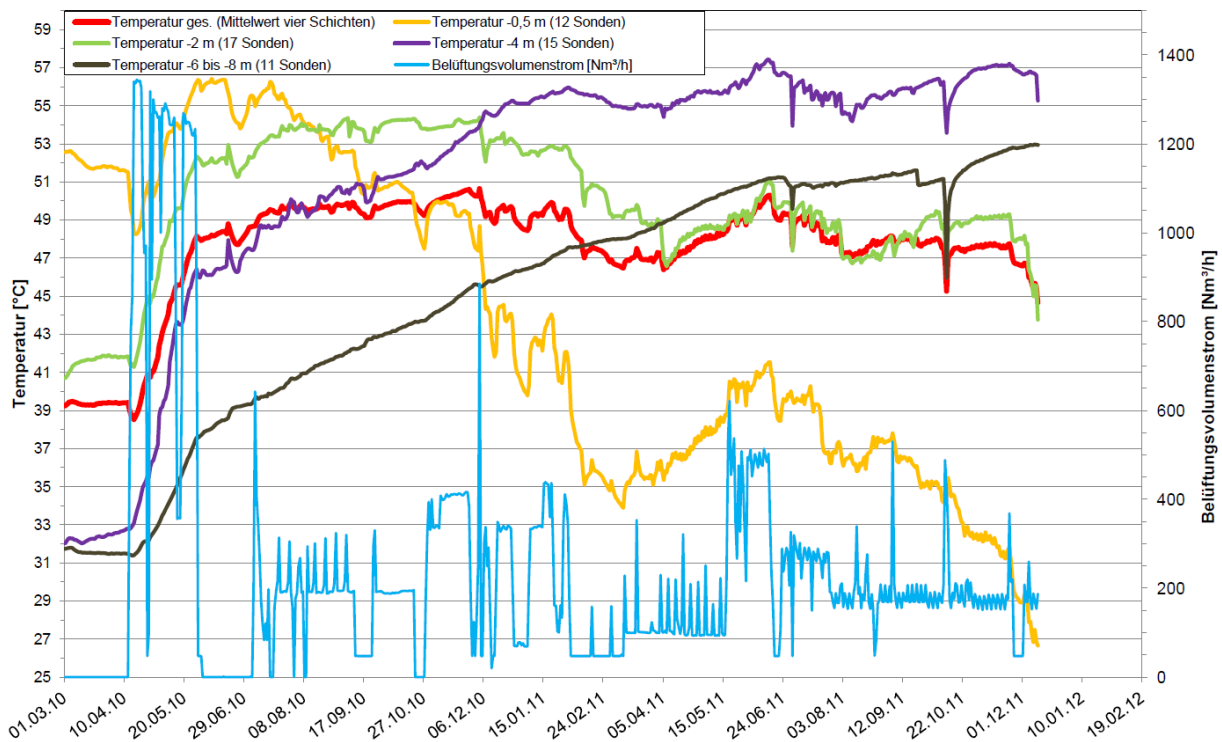


Abb. 6.7: Temperaturverlauf in verschiedenen Tiefen des Deponiekörpers in Korrelation zur Belüftung.

Die Messung der Wetterdaten wie Windrichtung und -geschwindigkeit sowie Lufttemperatur und Turbulenz erfolgt online durch ein Ultraschall Anemometer (Metek, USA-1). Der Aufbau von USA-1 ist in **Abb. 6.8** gezeigt. Das 3D Anemometer misst Windgeschwindigkeit, 3 Windkomponenten und Lufttemperatur. Der Messbereich liegt zwischen 0 m/s und 60 m/s, sowie zwischen -40°C und +70°C. Die Abtastrate beträgt 10 min, während der Lasermessungen von Methan 10 s. **Abb. 6.9** zeigt die mittlere Windrose für den Messzeitraum vom 12.02.2010 bis 13.10.2011.



Abb. 6.8: Aufbau des Ultraschall Anemometers USA-1 (Quelle: METEK Meteorologische Messtechnik GmbH).

Windverteilung in Prozent

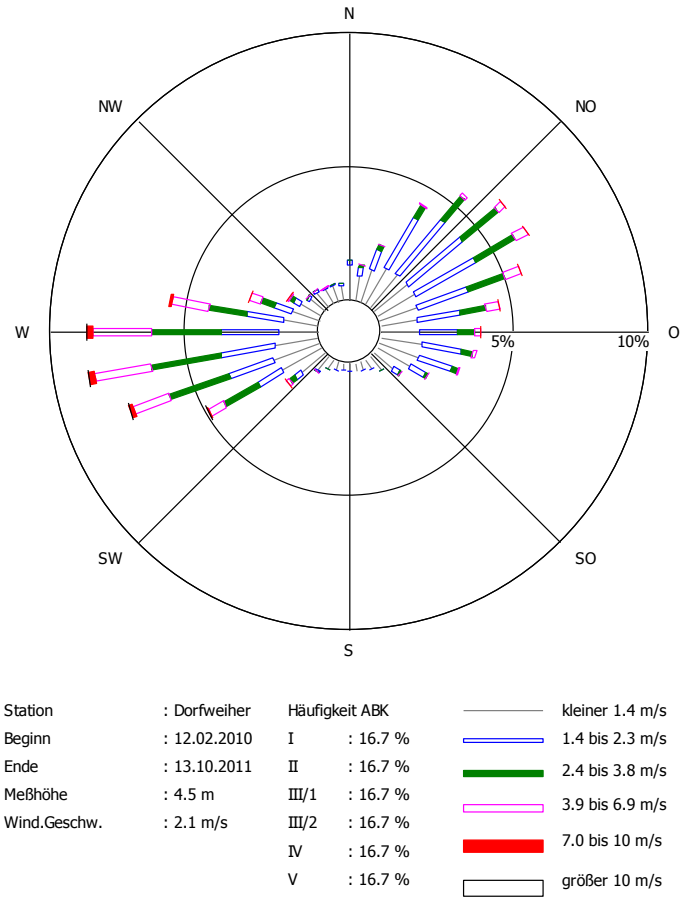


Abb. 6.9: Windrose am Anemometerstandort auf der Deponie Dorfweiher für den Messzeitraum des USA-1 vom 12.02.2010 bis 13.10.2011.

7 METHAN-KONZENTRATIONSMESSUNGEN

7.1 Flammenionisationsdetektor – FID

- Gemäß der Deponieverordnung (2009) sollen Methanemissionen einer Deponie halbjährlich gemessen werden. Das standardmäßige Methanmessgerät ist bis heute der Flammenionisationsdetektor (FID) (Rettenberger 2004). In der Praxis werden jedoch zunehmend Anfragen an die Aussagekraft von FID-Messungen auf Deponieflächen gestellt. Folgende Gründe lassen an der Eignung zur realistischen Abbildung von Methanemissionen Zweifel aufkommen: Methanemissionsquellen auf Deponien sind eher Flächenquellen (oder eine Anhäufung mehrerer Punktquellen). Bei Rastermessungen besteht daher immer die Gefahr, Stellen mit hohen Konzentrationen (Hotspots) zu übersehen. Andererseits kann die Auswahl der Messpunkte auch Bereiche hoher Konzentration überproportional berücksichtigen. Punktmessungen mit dem FID können daher die realen Emissionen über- oder unterschätzen und bilden die Wirklichkeit somit nicht gut ab (Reiser et al., 2008). In **Abb. 7.1** ist zu erkennen, wie die eher willkürliche Platzierung der Saugglocke eines FID innerhalb weniger Zentimeter völlig unterschiedliche Messergebnisse ergeben kann.
- Der FID bestimmt die Methankonzentration, indem Gas in das Messgerät gesaugt und dann analysiert wird. Die Gasdurchflussrate beim Einsaugen über eine Glocke schwankt zwischen 7.500 und 12.500 l/m²h (Reiser et al., 2008), während die auf Deponien gerade noch maßgebliche Methanemissionsrate nach Stegmann (2006) bei 0.5 l/m²h liegt. Der „natürliche“ Deponiegasemissionsstrom wird durch die Messung somit stark gestört, was zu großen Messfehlern führen kann.
- FID-Messungen sind zeit- und arbeitsintensiv. Der VDI-Richtlinie folgend sollen bis zu 45 Messpunkte pro Hektar ausgesucht und ein Gasvolumen zwischen 60 und 70 l/h eingesaugt werden (VDI, 2008).
- Auf manchen Flächenquellen, wie Reisfeldern, Stauseen oder Lagunen, sind Begehungen für FID-Messungen nicht möglich.

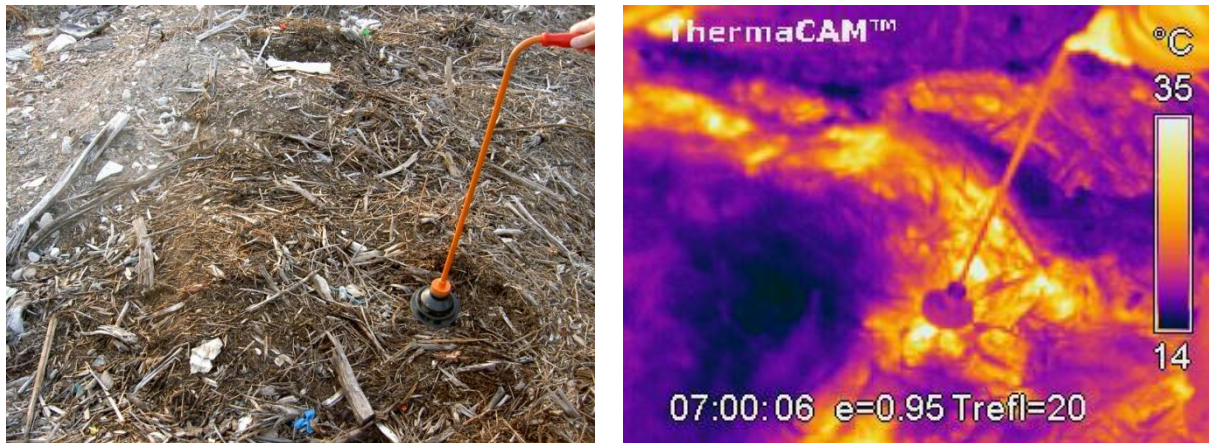


Abb. 7.1: FID-Messung an einem Hotspot. Wärmebild verdeutlicht Messunsicherheit an Rasterpunkten.

Im Rahmen des Belüftungsprojekts auf der Deponie Dorfweiher wurden halbjährlich FID-Rasterbegehungen durchgeführt. Dabei wird sowohl der Zustand mit als auch ohne Belüftung vermessen. Beispielhaft zeigt **Abb. 7.2** das Ergebnis der FID-Begehung vom 03.05.2011 mit Belüftung. In großen Teilen des Gebiets wurden Methankonzentrationen unter 50 ppm ermittelt; jedoch wurden einige Hotspots entdeckt, die Methankonzentrationen von 100 ppm oder sogar über 1 000 ppm aufwiesen. Nach Rachor et al. (2009) sind Methankonzentration im Bereich kleiner 2 000 ppm für eine alte Deponie als relativ niedrig zu werten; Rachor et al. (2009) fanden in ihren Messungen auf 20 alten Deponien Methankonzentrationen bis über 14 000 ppm.

Auch vom Projektabschnitt liegen FID-Messungen mit größeren Methankonzentrationen vor. Diese stammen aber aus der Zeit vor Projektbeginn (07.09.2009 und 30.10.2009). Die Ergebnisse sind daher mit der Situation während der TDLAS-Messungen nicht vergleichbar, da zu dieser Zeit weder das Belüftungssystem installiert war noch der Biofilter auf der Deponieoberfläche aufgebracht war.

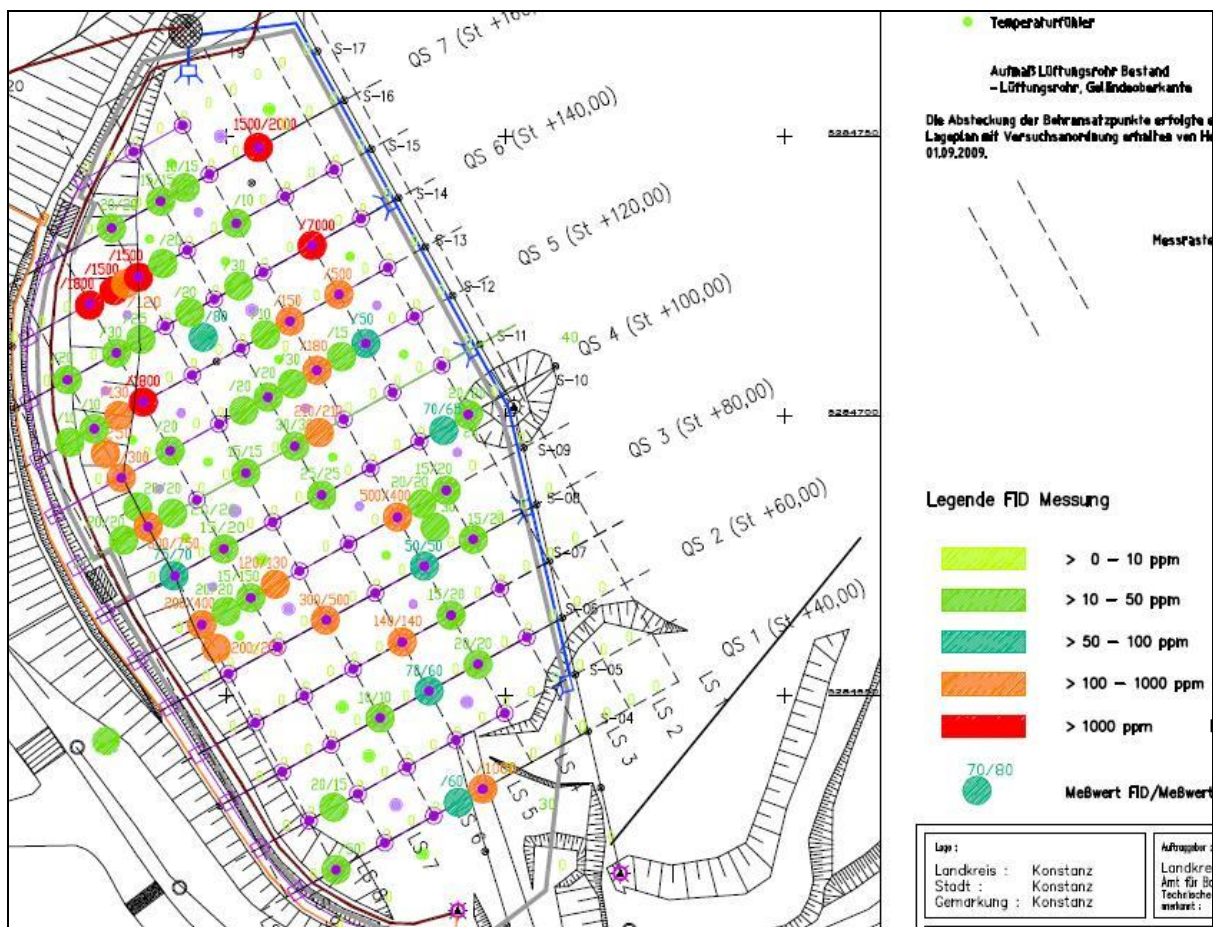


Abb. 7.2: FID Begehung am 03.05.2011 mit Belüftung.

7.2 Laser Methode

Im Gegensatz zum FID beeinflussen die Messungen mit dem TDLAS-System GasFinder die Emissionen aus der Oberfläche nicht. Mit dieser Methode kann über einen optischen Pfad von bis zu 1 000 m Länge gemessen werden. Allerdings wird hier ein Mittelwert über die Strecke bestimmt, was bei bestimmten Fragestellungen auch von Nachteil sein kann. Für die Messung von Methan über einer Flächenquelle eignet sich das System jedoch hervorragend.

7.2.1 TDLAS – GasFinder® 2.0 SYSTEM

Im Gegensatz zu anderen Methanmessgeräten ist das GasFinder® 2.0-System kein Punktmessgerät. Basierend auf einer Infrarotlaser-Messtechnologie, misst es die durchschnittliche Methankonzentration über einen optischen Pfad zwischen Transceiver-Einheit und einem Retroreflektor. Die Transceiver-Einheit emittiert unsichtbares Laserlicht, das sich durch die Atmosphäre zum Retroreflektor ausbreitet und zur Transceiver-Einheit reflektiert wird. Die durchschnittliche Methankonzentration auf dem optischen Pfad kann durch das Analysieren der Absorption bei einer für Methan spezifischen Wellenlänge bestimmt werden. Eine schematische Zeichnung des GasFinders wird in **Abb. 7.3** gezeigt.

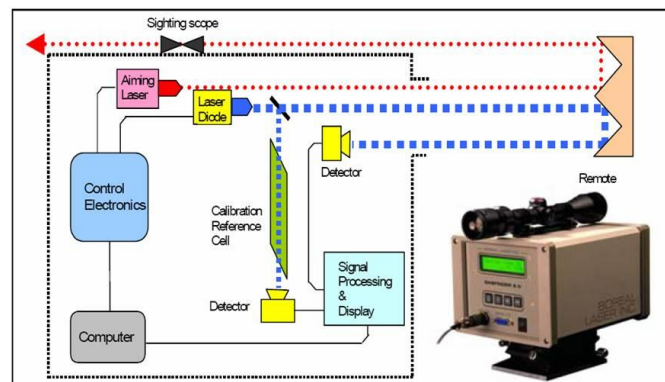


Abb. 7.3: Messprinzip des GasFinders.

Der Retroreflektor wird zunächst durch ein Zielfernrohr und einen sichtbaren On-Board-Laser angepeilt. Wenn die Laserreflexion korrekt eingestellt ist, läuft die Messung automatisch und fortlaufend ab. Eine eingebaute Kalibrierungszelle liefert ein kontinuierliches Kalibrierungsupdate, um störende Einflüsse, wie Temperaturänderungen, zu kompensieren, damit die Messung stabil bleibt.

Das GasFinder-System ist besonders geeignet für Methanmessungen auf Deponien, seine Eigenschaften sind im Folgenden zusammengefasst:

- Methanspezifischer Laser mit einer Wellenlänge von 1.650 nm, keine Interferenz durch andere Gase;
- Tragbares Messgerät mit robuster Technik;
- Langzeitstabilität durch integriertes Kalibrierungssystem;

- Messstrecke von 0.1 bis 1000 m;
- Hohe Methanempfindlichkeit, die Messauflösung beträgt 0.1 ppm, bis hinunter zur atmosphärischen Hintergrundkonzentration (1.7 ppm).

Trotz des integrierten Kalibrierungssystems wurde die Genauigkeit des GasFinders geprüft bevor er für die Messungen benutzt wurde.

Im Labor wurde die Methankonzentration in einer 2.3 Meter langen Küvette mit dem GasFinder gemessen (siehe **Abb. 7.4**). Das Messergebnis betrug 9.5 ppm, die tatsächliche Konzentration war 9.6 ppm. Dies zeigte die hohe Verlässlichkeit der GasFinder-Messungen.



Abb. 7.4: Externe Kalibrierung des GasFinders im Labor.

7.2.2 Technische Durchführung

Die Methanmessungen mit dem GasFinder wurden im Projektgebiet BA IV der Deponie Konstanz-Dorfweiher durchgeführt.

Im Jahr 2007 wurden Vorerkundungen im Projektgebiet ausgeführt. Ziel war es, erste Informationen über die Deponiegasemissionen im Projektgebiet zu bekommen. Dabei wurden GasFinder-Messungen nur quer zur Windrichtung durchgeführt. Über eine Messstrecke von 36 m wurden auf 1 m Höhe Konzentrationen bis ca. 12 ppm gemessen. Eine Berechnung der Emissionsrate des Abschnitts war mit diesen Ergebnissen jedoch nicht möglich.

Unter Berücksichtigung dieser Erfahrungen, wurde für dieses Forschungsvorhaben eine verbesserte Messmethode entwickelt: Die Methankonzentrationen auf dem Projektgebiet wurden jetzt in einer Serie von linearen Abschnitten gemessen, die die Form eines unregelmäßigen Rhombus haben.

Wie in **Abb. 7.5a** gezeigt, wurde ausgehend von Messpunkt 1 (MP1) zuerst in 3 Richtungen gemessen: in Richtung Zielpunkt 1 (engl. *target point*, TP1), Zielpunkt 2 (TP2), der gleichzeitig auch Messpunkt 2 (MP2) ist, und Zielpunkt 3 (TP3). Dann wird von MP2 in 2 Richtungen gemessen: nach TP1 und TP3. Auf jeder Messstrecke werden die Messungen mit 2 verschiedenen Messhöhen ausgeführt: 1.7 m und 4.0 m.

Ab November 2010 wurde der Messaufbau modifiziert (**Abb. 7.5b**). Dies erfolgte auf Basis der Erkenntnisse der Literaturrecherche (siehe Abschnitt 0) und der Sensitivitätsstudie zur Lage der Messstrecken (siehe Abschnitt 9.2):

- Die Lage der neuen Messstrecken MP5-TP4 und MP4-TP1 wurde für Messtage mit ungestörter Anströmung aus West oder Ostnordost optimiert. So können jeweils vergleichende Konzentrationsmessungen stromauf und stromab der Quelle durchgeführt werden.
- Die Länge der neuen Messstrecken MP5-TP4 und MP4-TP1 wurde so groß wie möglich gewählt, um die Repräsentativität der Messungen auch für ungünstigere Bedingungen zu verbessern, z. B. Windrichtungsfluktuationen und/oder inhomogene Quellverteilung innerhalb des Projektgebietes.

Konzentrationsdaten aus weiteren neuen Messstrecken MP4-TP3 und MP4-TP4 wurden lediglich als Referenz herangezogen. Die Messungen wurde nur mit der Messhöhe 4.0 m durchgeführt (vgl. Abschnitt 9.3).

Tab. 7.1 listet die Koordinaten der Messpunkte (MP) und Zielpunkte (TP) der in **Abb. 7.5** gezeigten Messstrecken sowie einige zusätzliche Punkte, die nur in Einzelfällen verwendet wurden.

Punkt	$X - X_{ref}$ [m]	$Y - Y_{ref}$ [m]
MP1	91.25	82.70
MP2=TP2	46.62	58.65
MP3	98.81	25.80
MP4	19.84	121.97
MP5	103.45	65.27
TP1	76.51	24.32
TP2= MP2	46.62	58.65
TP3	53.20	127.89
TP4	63.05	160.98

Tab. 7.1: Koordinaten der Messpunkte (MP) und Spiegelpunkte (TP) relativ zum Referenzpunkt $X_{ref} = 3512300$ m, $Y_{ref} = 5284600$ m in Gauss-Krüger-Koordinaten.

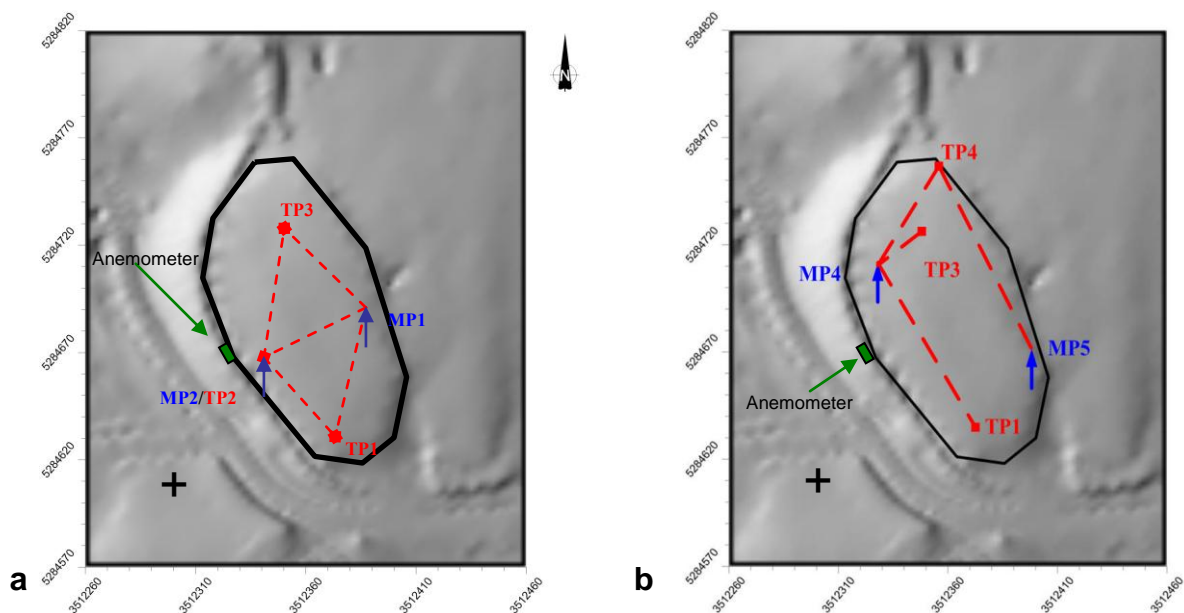


Abb. 7.5: Messaufbau der Methanmessungen a) bis Oktober 2010 und b) ab November 2010 mit Referenzpunkt $X_{ref} = 3512300$ m, $Y_{ref} = 5284600$ m in Gauss-Krüger Koordinaten.

Der Messaufbau wird in **Abb. 7.6** gezeigt. Zwei Retroreflektoren sind an einer Stange in einer Höhe von 1.7 und 4.0 m angebracht. Die Konzentrationen werden für jede Messstrecke 30 Minuten lang gemessen, die zeitliche Auflösung beträgt 1 Messwert pro 10 Sekunden. Essenzielle Windparameter, wie Windrichtung und -geschwindigkeit werden parallel mit einem Ultraschallanemometer aufgezeichnet. Sein Standort ist in **Abb. 7.5** verzeichnet.



Abb. 7.6: Messaufbau von GasFinder und Retro-Reflektoren.

Zwei Gruppen von Messergebnissen von MP1 nach TP2 und MP1 nach TP3 am 22.04.2010 und am 26.05.2010 werden in **Abb. 7.7** und **Abb. 7.8** dargestellt.

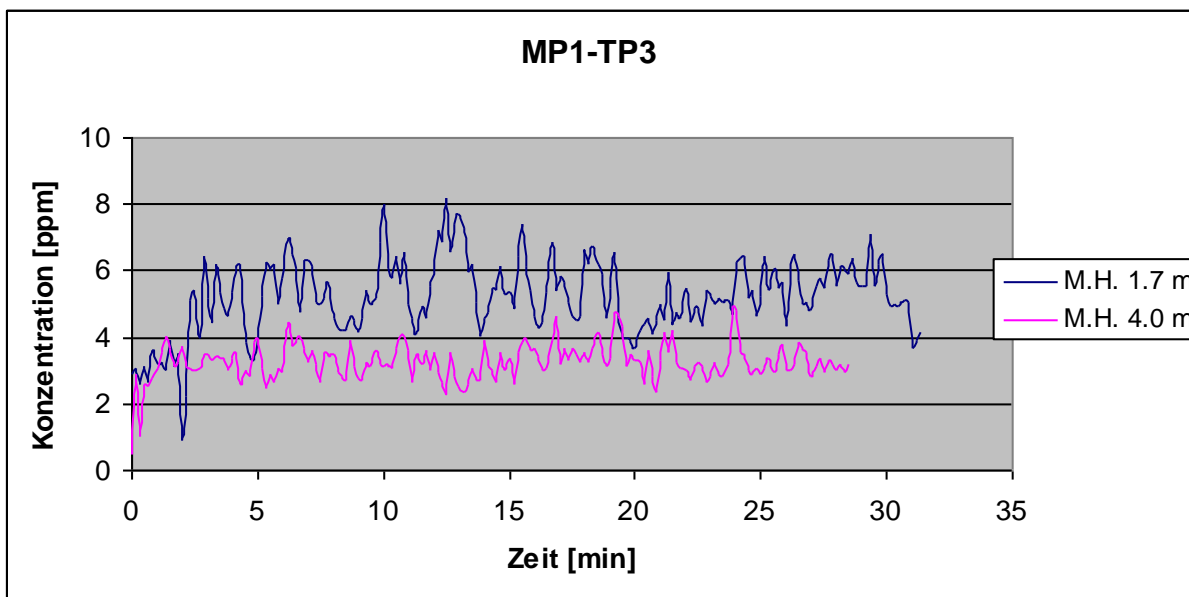
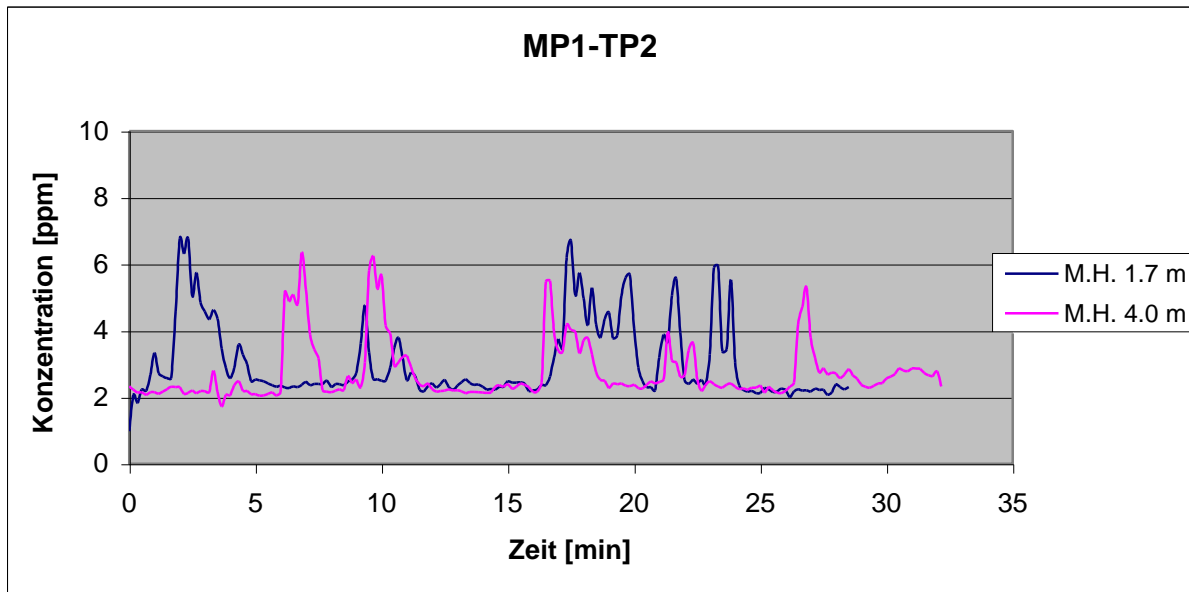


Abb. 7.7: Messergebnisse vom 22.04.2010.

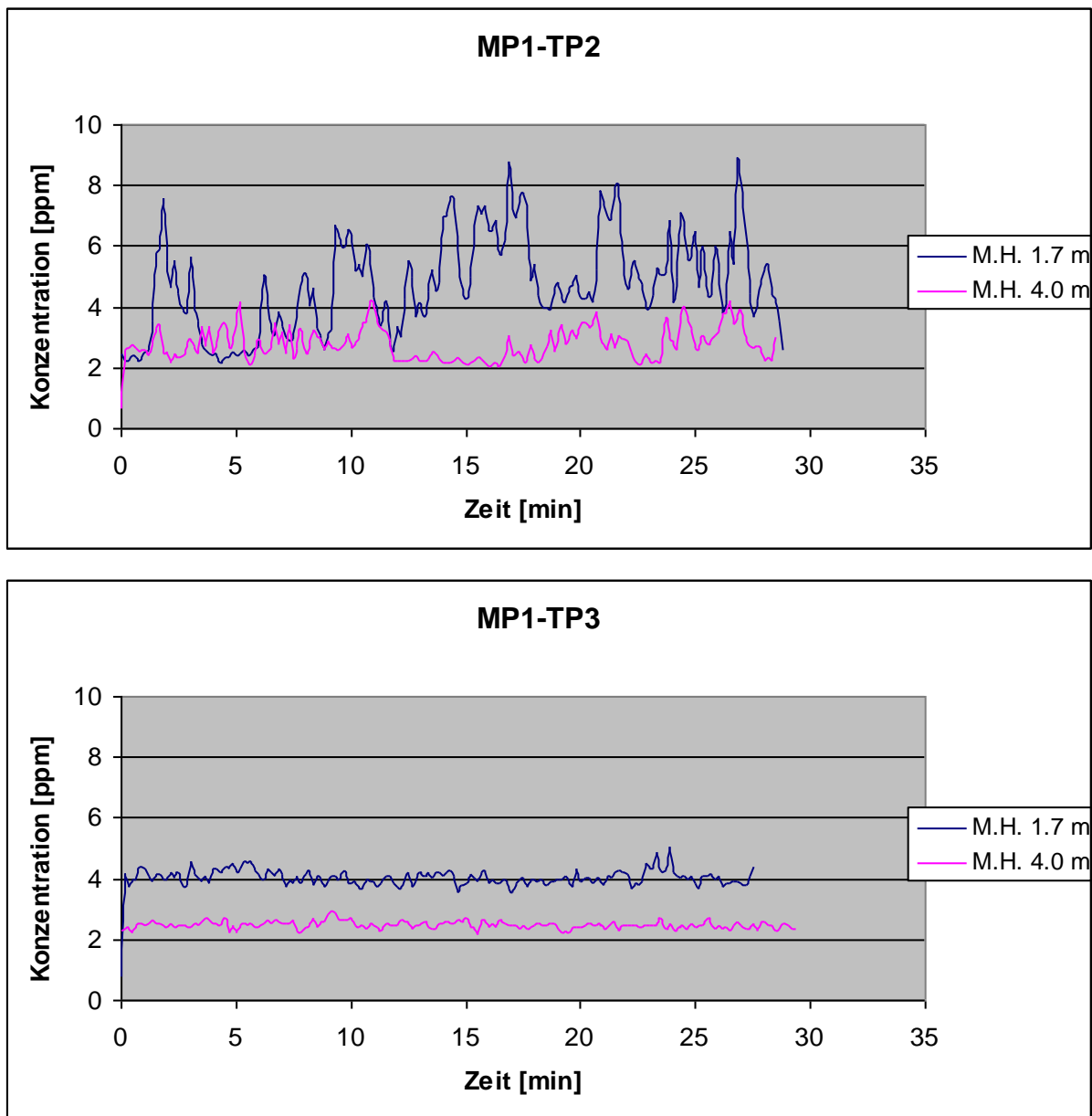


Abb. 7.8: Messergebnisse vom 26.05.2010.

Konzentrationen, die auf 1.7 m gemessen wurden, waren meistens höher als diejenigen, die auf 4.0 m gemessen wurden, was auf die turbulente Verdünnung zurückgeführt werden kann. Ergebnisse in gleichen Abschnitten an unterschiedlichen Tagen unterschieden sich wegen Windeinflüssen oder aufgrund zeitlicher und räumlicher Inhomogenität der Emissionen.

Das Projektgebiet BA IV liegt in einer Ecke der Deponie Konstanz-Dorfweiher. Der alte Deponiekörper befindet sich in ost-nordöstlicher Richtung des Projektgebiets, wohingegen sich im Westen des Projektgebiets ein Tal anschließt (vgl. **Abb. 6.2**). Daher ist zu erwarten, dass Westwind eine Hintergrundkonzentration von rund 2 ppm liefert, während Wind aus Ostnordost signifikant hohe Konzentrationen, mit manchmal bis zu 15 ppm oder noch höher, mit sich bringt.

Messergebnisse von zwei Messtagen mit unterschiedlichen Windrichtungen werden in **Abb. 7.9** und **Abb. 7.10** grafisch dargestellt.

Die Kurven in **Abb. 7.9** beschreiben deutlich den Unterschied zwischen den stromauf und stromab gemessenen Konzentrationen. Die Hintergrundkonzentrationen des alten Deponieabschnitts, die stromauf von MP5 nach TP4 gemessen wurden, liegen im Bereich zwischen 4 und 14 ppm. Die Konzentrationen, die stromab von MP4 nach TP1 gemessen wurden, sind viel höher wegen der hohen Emissionsrate des Projektgebiets.

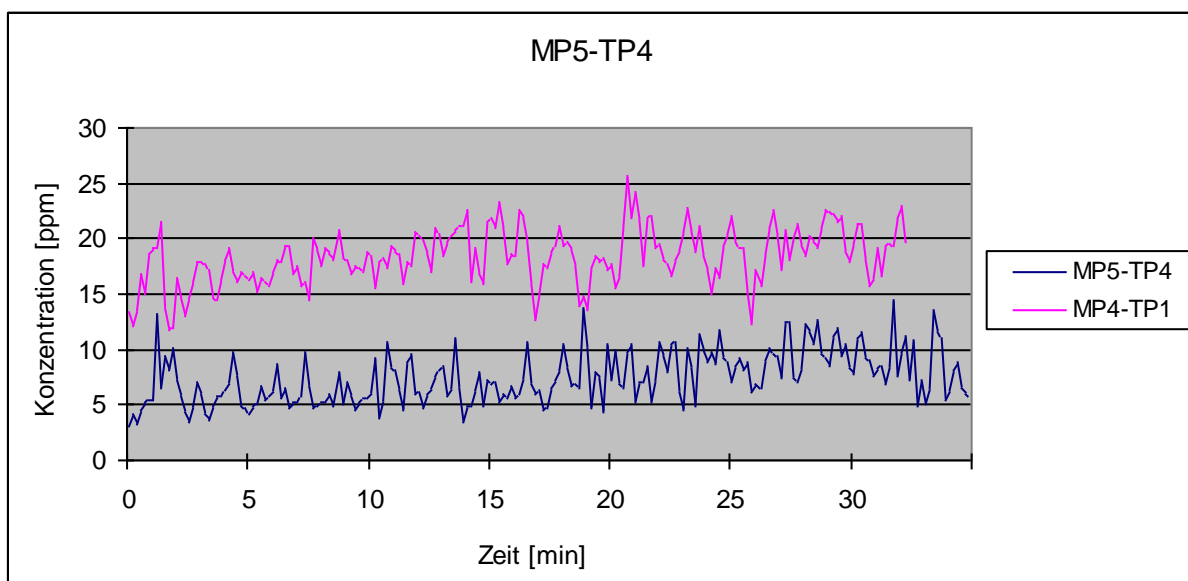


Abb. 7.9: Gemessene Methankonzentrationen vom 01.03.2011 bei Wind aus Ostnordost.

In **Abb. 7.10** liegen die stromauf und stromab gemessenen Konzentrationen hingegen auf einem vergleichbaren Niveau zwischen 4 und 6 ppm. Dieses Messergebnis widerspricht der Erwartung, dass aufgrund der Emission der Quelle stromab, entlang der Messstrecke MP5-TP4, eine höhere Konzentration vorherrschen sollte als stromauf, entlang der Messstrecke

MP4-TP1 – gleiche Messbedingungen bei beiden Messungen vorausgesetzt. Zwischen dem Ende der Messung MP4-TP1 und dem Beginn der Messung MP5-TP4 lag ein Zeitraum von rund 2.5 h, beide Messungen zeigen jedoch keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf den mittleren Wind (MP4-TP1: 4.8 m/s aus 259°, MP5-TP4: 5.3 m/s aus 264°). Allein mit der Emission der Quelle und mit der Ausbreitung mit dem mittleren Wind lässt sich das Messergebnis in **Abb. 7.10** nicht erklären, folglich beeinflusst möglicherweise ein weiterer Prozess die Konzentrationsverteilung. Mögliche physikalische Prozesse, die die Konzentrationsverteilung beeinflussen könnten, werden in Kapitel 10 beschrieben und diskutiert.

Das unerwartete Ergebnis von **Abb. 7.10** könnte jedoch auch in der Versuchsanordnung begründet sein. Um dieser Frage nachzugehen, wurden an einem späteren Messtag mit einem vergleichbaren mittleren Wind zusätzliche Messungen weiter im Luv (westlich der Böschung) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser zusätzlichen Messungen deuten darauf hin, dass bei Westwind wahrscheinlich schon die stromauf gelegene Messstrecke MP4-TP1 durch die Quelle geprägt wird und somit nicht repräsentativ für die Hintergrundkonzentration ist. Für Messungen der Hintergrundkonzentration sind demnach solche Messstrecken besser geeignet, die deutlicher im Luv der Quelle liegen.

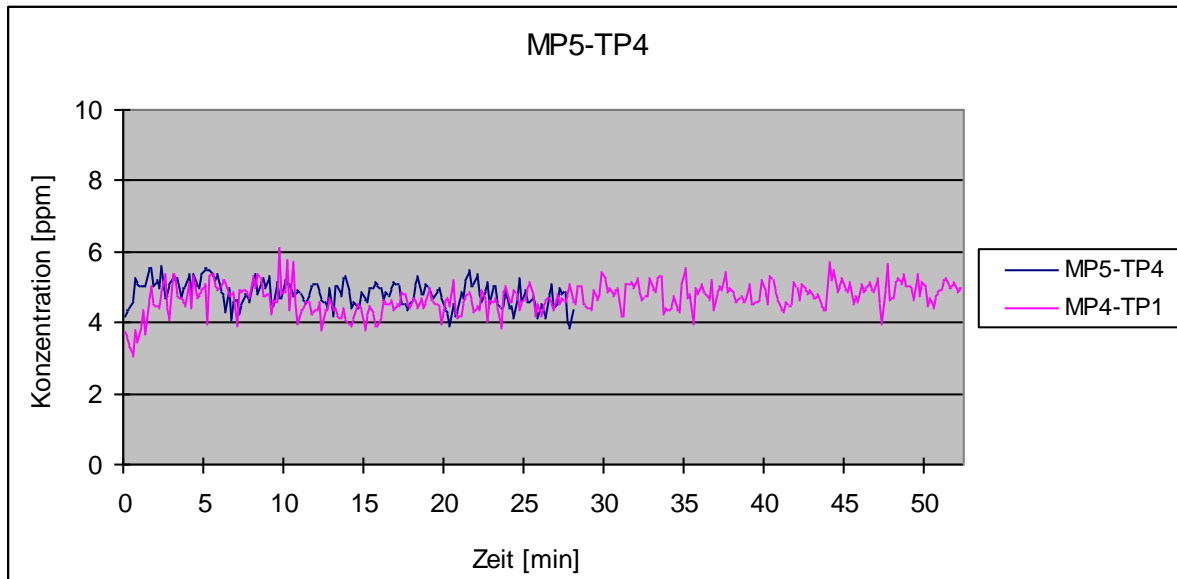


Abb. 7.10: Gemessene Methankonzentrationen vom 18.03.2011 bei Westwind.

7.2.3 Messplan

Nachfolgend zeigt **Tab. 7.2** den gesamten durchgeführten Messplan der TDLAS-Messungen von Dezember 2009 bis Oktober 2011.

24.02.2010	24.03.2010	22.04.2010	26.05.2010	26.06.2010
19.07.2010	24.08.2010	22.09.2010	23.09.2010	21.10.2010
22.11.2010	15.02.2011	01.03.2011	10.03.2011	18.03.2011
05.09.2011	10.10.2011	11.10.2011	12.10.2011	

Tab. 7.2: Messplan des GasFinders.

7.3 Box Methode

Im Rahmen von früheren Untersuchungen zum Einsatz des Gasfinders wurde eine Messhaube zur Quantifizierung von Methanemissionen aus Flächenquellen entwickelt, die so genannte „Büsnau Box“. Um eine weitere Methode zur Bestimmung der Quellstärke zur Verfügung zu haben, sollte die Büsnau-Box an Messungen auf einer Deponiefläche angepasst werden. Damit stand für dieses Forschungsvorhaben neben eher konventionellen Methan-Messmethoden noch eine weitere Möglichkeit zur Validierung der Ergebnisse der Quellterm-berechnungen zur Verfügung.

7.3.1 Die Büsnau Box – eine modifizierte Lemberger Box

Die Boxmethode ist bewiesenermaßen eine Möglichkeit zur Messung von Gasemissionsraten aus Oberflächen. Der erste Versuch einer Boxmethode wurde mit einer selbstentwickelten „Lemberger Box“ von Rettenberger (1982) unternommen (**Abb. 7.11**). Wurde die Lemberger Box auf der Deponieoberfläche platziert, wurde das Gas in der Box stetig vom aus dem Boden ausströmenden Deponiegas verdrängt. Durch die Entnahme von Gasproben aus der Box und deren Konzentrationsanalyse konnte die Gasemissionsrate berechnet werden.

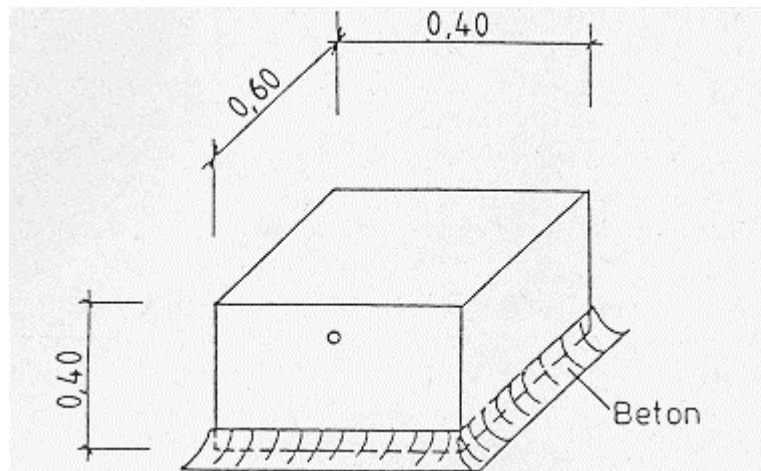


Abb. 7.11: Schematischer Aufbau der Lemberger Box (Rettenberger, 1982).

Jedoch haben Messungen mit der Lemberger-Boxmethode einige Nachteile:

1. Simultane Gasanalyse ist nicht möglich;
2. Probennahme könnte die Gaskonzentration in der Box beeinflussen;
3. Die gesamte Messung benötigt 2 – 5 Stunden.

Die „Büsnau Box“ wurde von der Universität Stuttgart als modifizierte Boxmethode entwickelt, die die Nachteile der Lemberger Box umgeht.

Die Grundfläche der Büsnau Box beträgt 2 m^2 , die Höhe 1.6 m und das Volumen der Box beträgt 1.6 m^3 . Die Haube besteht aus Aluminium und ist daher leicht beweglich. Die Messung der Gaskonzentration im Inneren der Haube erfolgt mit dem GasFinder ohne Proben zu entnehmen. Dazu befinden sich zwei Lexanfenster in den Seitenwänden (siehe **Abb. 7.12**). Der Laserstrahl des GasFinders kann die Scheiben ungestört durchdringen und es kann somit ein simultanes Gasmonitoring ohne Störungen innerhalb der Box erreicht werden. Am Oberrand der Box finden sich 19 Öffnungen, die den Austausch des Gases ermöglichen. Diese Öffnungen können für Messungen mit geschlossener Box auch versiegelt werden.

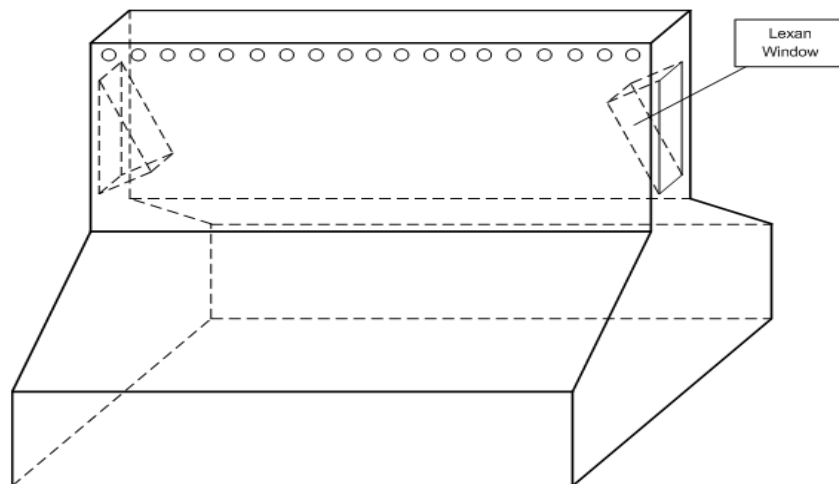


Abb. 7.12: Schematischer Aufbau der Bünsau Box.

Zunächst wurden mit synthetischem Deponiegas Kalibrationsexperimente im Technikum bzw. im Außengelände des ISWA durchgeführt. Den Aufbau zeigt **Abb. 7.13:**



Abb. 7.13: Versuchsaufbau eines Simulationsexperiments mit der Bünsau Box.

Über einen Massenflussregler (MFC 358, ANALYT GmbH) wurde ein definierter Deponiegasstrom (bestehend aus Methan und Kohlendioxid im Verhältnis 60/40 Volumenprozent) erzeugt. Das Gas wurde in der Box über eine poröse Fläche (Zirkoniumdioxidmembranträger, ItN Nanovation GmbH) gleichmäßig verteilt.

Mit der BÜsnau Box wurden zwei Reihen von Simulationsexperimenten ausgeführt. Bei der ersten Reihe wurde geprüft, ob sich bei Experimenten mit proportionalen Gasflussraten (im Verhältnis 1:2:3:4) proportionale Endkonzentrationen ergeben, wenn die Konzentrationskurven relativ stabil bleiben. Die Gasprobe wurde zuerst mit einer Durchflussrate von 27.6 ml/min in die BÜsnau Box geleitet, was der von Stegmann (2006) empfohlenen Emissionsrate für stabilisierte Deponien von 5 m³ CH₄/h*ha entspricht (Stegmann, 2006). Dann wurden Experimente mit Durchflussraten von 13.8, 41.4 und 55.2 ml/min durchgeführt. Eine Umrechnung der Durchflussraten in flächenbezogene Methanfrachten zeigt **Tab. 7.3**:

Deponieabschnitt BA IV			
Messhaube „BÜsnau-Box“			
Durchflussrate Dep.gas	flächenbezogene Methanfracht		Methan-Quellstärke
[ml/min.]	[l/h m ²]	[m ³ /h ha]	[g/s]
13.8	0.25	2.5	0.4
27.6	0.5	5.0	0.8
41.4	0.75	7.5	1.2
55.2	1.0	10.0	1.6

Tab. 7.3: Vergleich verschiedener Angaben zur Methanemission.

Während dieser ersten Reihe an Experimenten waren die 19 Öffnungen am Oberrand der Box offen; die Unterseite war verschlossen. Der Membranhalter wurde an der Unterseite in der Box platziert. Die Methankonzentrationen wurden mit dem GasFinder durch die Lexanfenster auf einer Höhe von 1.2 m gemessen. Eine Schar der resultierenden Kurven kann man in **Abb. 7.14** sehen.

Es wurden jedoch keine offensichtlichen Beziehungen zwischen den beobachteten Durchflussraten und den Konzentrationskurven beobachtet. Der Grund hierfür könnte die inhomogene Mischung von Luft und Deponiegas in der Box sein.

In einer anderen Reihe von Experimenten wurde untersucht, ob die Endkonzentrationen dieselben sind, wenn eine bestimmte Menge der Gasprobe mit unterschiedlichen Durchflussraten eingebracht wird. Hierzu waren die Haube und die Unterseite verschlossen. Das eingebrachte Gasvolumen war 1 987.2 ml, bei einem Boxvolumen von 1.6 m³; die resultierende Endkonzentration beträgt 1 242 ppm. Um die Gasmischung zu beschleunigen wurde der Membranträger oben in der Box befestigt. Die Gasdurchflussraten betragen 13.8, 27.6, 41.4 und 55.2 ml/min und die Messzeiten betragen jeweils 240, 120, 80 und 60 min. Die Messhöhe betrug 1.2 m. Eine grafische Darstellung der Messergebnisse wird in **Abb. 7.15** gegeben.

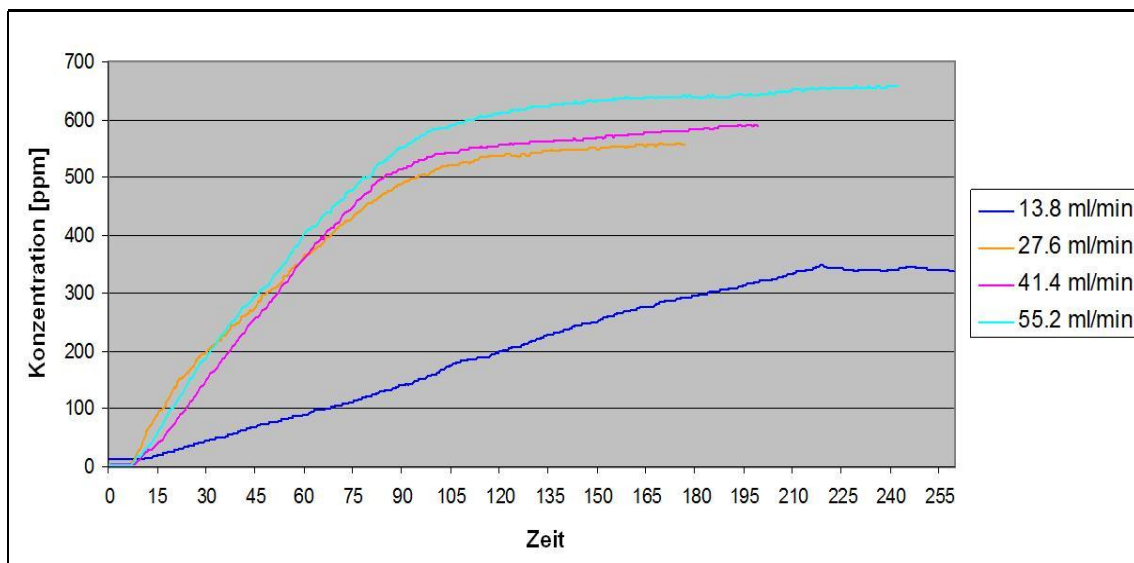


Abb. 7.14: Büsnau-Box, offen, verschiedene Methan-Volumenströme.

Trotzdem schienen die Ergebnisse der Experimente zu variieren und lagen weit unter der theoretischen Endkonzentration von 1 242 ppm. Das Problem der inhomogenen Gasmischung blieb somit zunächst ungelöst.

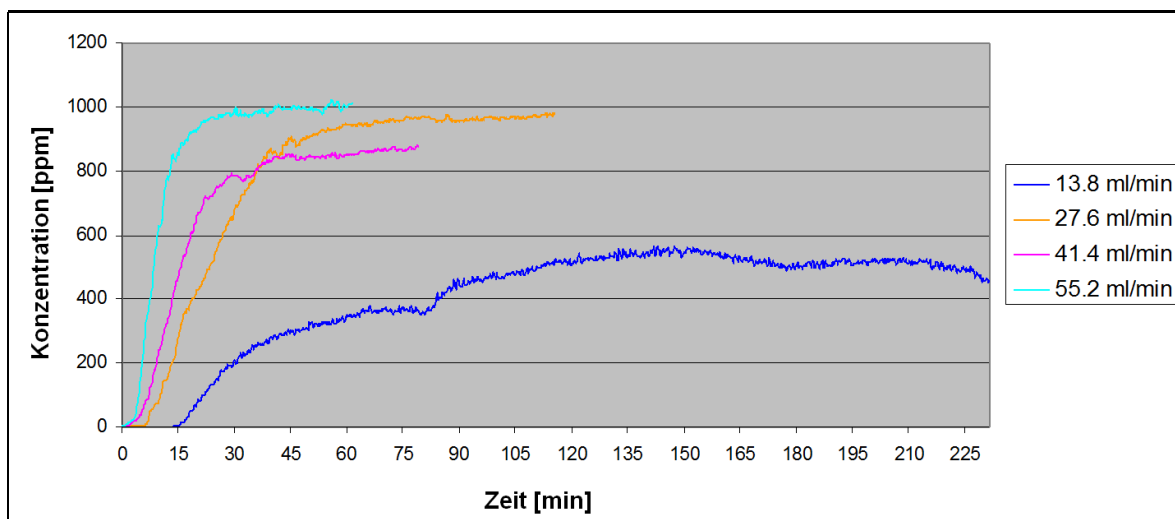


Abb. 7.15: Büsnau-Box, Öffnungen verschlossen, verschiedene Methan-Volumenströme.

Um die Gasmischung zu verbessern, wurde, als weiterer Versuch, ein Ventilator mit einer Drehgeschwindigkeit von 30 – 101 U/min in die Box eingebaut, wie in **Abb. 7.16** gezeigt. Jedoch waren auch die Ergebnisse dieser Messreihe nur schlecht reproduzierbar.

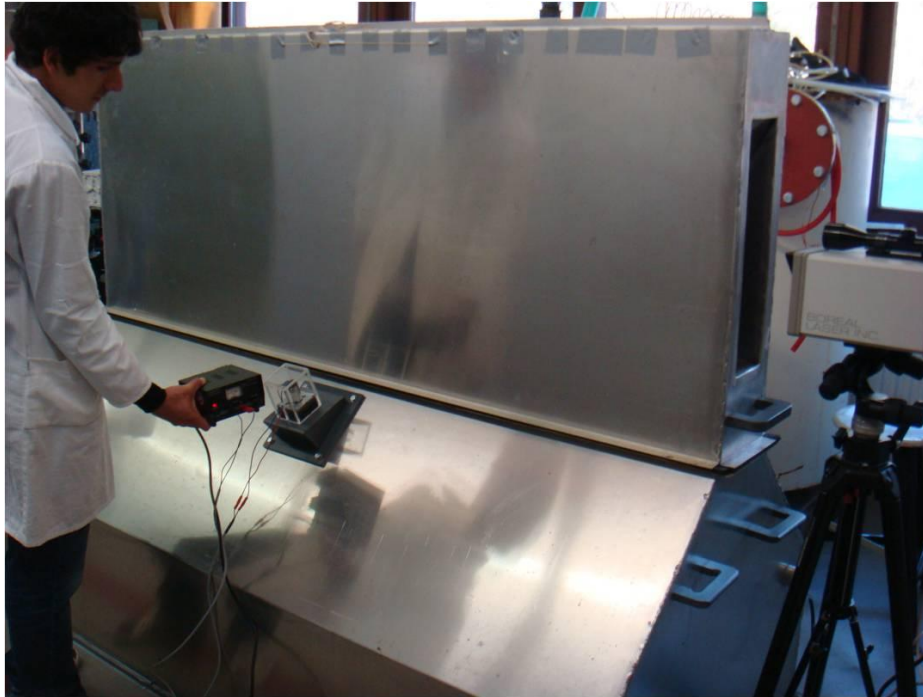


Abb. 7.16: Die Bünsau Box mit eingebautem Ventilator während eines Simulationsexperiments.

Im Juni 2011 wurde dem System eine Gaspumpe mit einer Durchflussrate von 10.5 m³/h hinzugefügt. Das Gas wurde aus der Box durch die 19 oberen Löcher angesaugt und unten wieder durch den Membranträger in die Bünsau Box eingebracht (siehe **Abb. 7.17**).

Durch die so optimierte Gasdurchmischung wurde erwartet, dass bei einem konstanten Methan-Volumenstrom in die geschlossene Box ein linearer Anstieg der Methankonzentration verzeichnet wird. Aus der Steigung der Geraden multipliziert mit dem Volumen der Box wäre somit auch eine unbekannte Methanfracht berechenbar.



Abb. 7.17: Die Büsnau Box mit einem Gas-Rezirkulationssystem („Umluft“).

Eine Gruppe von Messergebnissen wird in den folgenden Abbildungen gezeigt:

In **Abb. 7.18** besteht die Kurve aus zwei linearen Abschnitten. Die tatsächliche Methanflussrate in die Box betrug 16.7 ml/min. Im ersten Teil von 12:48 Uhr bis 13:00 Uhr wurde eine Methaneingangsrate von 9.7 ml/min bestimmt (knapp 60% des theoretischen Werts); beim zweiten Teil von 13:02 Uhr bis Ende des Experiments betrug sie 17.6 ml/min, der theoretische Wert wurde somit (im Rahmen der Messgenauigkeit) erreicht.

Abb. 7.19 zeigt folgende bestimmte Methaneingangsraten: erster Abschnitt vom Beginn bis 14:30 Uhr, 12.2 ml/min (73.8% des theoretischen Werts); zweiter Abschnitt von 14:31 bis Ende, 16.5 ml/min, 99.7% des theoretischen Werts.

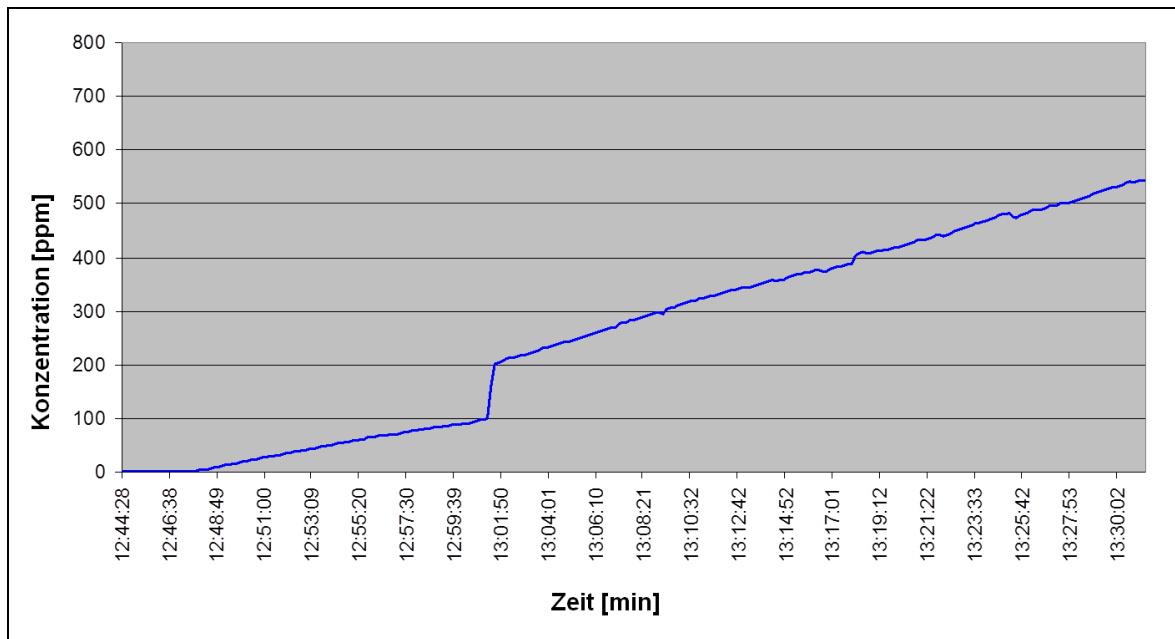


Abb. 7.18: Bünau-Box mit Umluft, Methan-Volumenstrom 16.7 ml/min.

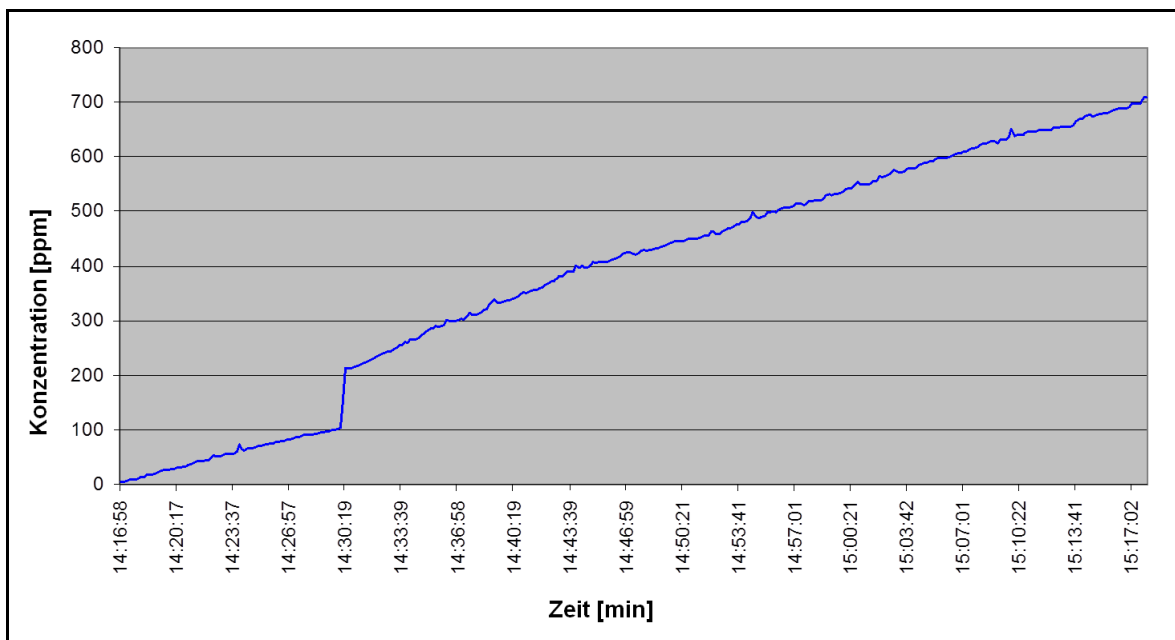


Abb. 7.19: Bünau-Box mit Umluft, Methan-Volumenstrom 16.7 ml/min., Wiederholung.

Nach den oben beschriebenen Optimierungen wurde somit ein Aufbau der Büsnau-Box gefunden, der reproduzierbare Messergebnisse mit ausreichend hoher Wiederfindung erbrachte. Die Experimente wurden im Freien durchgeführt.

Die Kurve in **Abb. 7.20** wurde mit einer Methanrate von 33.3 ml/min erhalten. Ihre Form wurde im Laufe der Zeit unregelmäßig, nichtsdestotrotz besitzt sie zwei lineare Abschnitte mit relativ konstanten Steigungen. Die berechneten Methan-Volumenströme dieser beiden Abschnitte betragen: erster Abschnitt von 12:40 Uhr bis 12:45 Uhr, 20 ml/min, 60.3% des theoretischen Werts; zweiter Abschnitt von 12:47 bis 12:57 Uhr, 34.4 ml/min, 103.5% des theoretischen Werts. Die Konzentrationsschwankungen sind auf eindringende Umgebungsluft aufgrund von Wind zurückzuführen, was für den Einsatz auf der Deponie berücksichtigt werden muss.

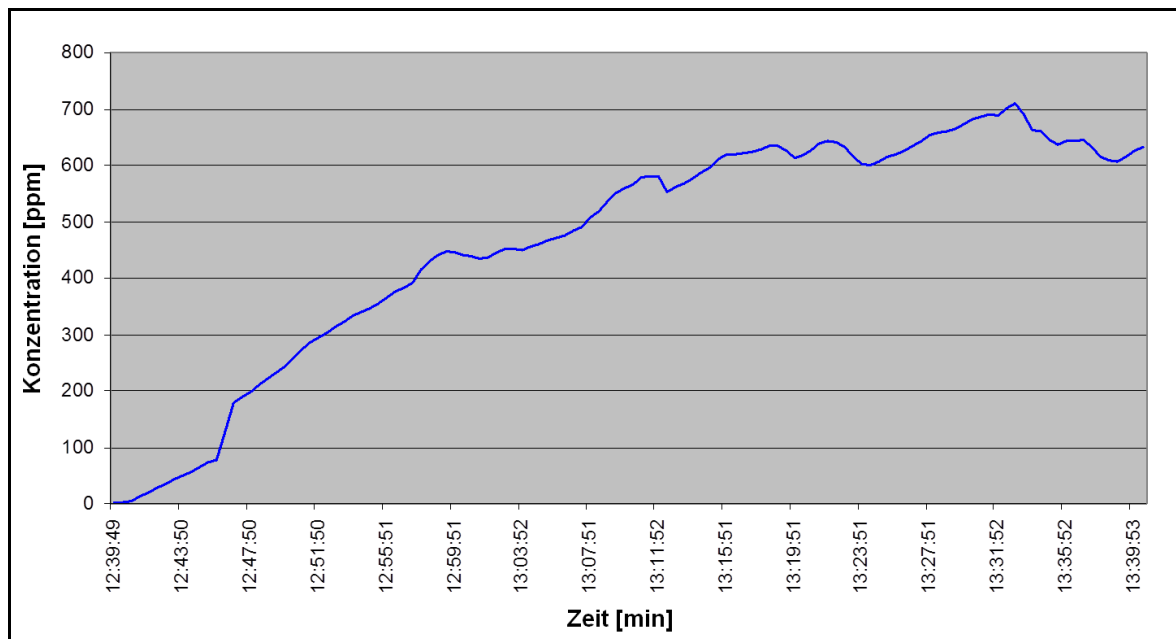


Abb. 7.20: Büsnau-Box mit Umluft, Methan-Volumenstrom 33.3 ml/min., Außenexperiment.

Mit der Büsnau-Box mit Umluft-System steht nun eine Messeinrichtung zur Verfügung, mit der die Messung von Methanemissionen aus einer Deponiefläche ohne Störung des Emissionsverhaltens möglich ist.

In fast allen Experimenten zeigten die resultierenden Kurven jedoch bei ca. 15 bis 30 min nach Start des Experiments einen plötzlichen Konzentrationsanstieg. Es wird vermutet, dass dies auf den Einfluss der Form der Box zurückzuführen ist, in der sich zunächst eine inho-

mogene Schichtung aufbaut. Eine Erhöhung des Volumenstroms der Umluftpumpe im August 2011 erbrachte hier keine signifikante Verbesserung.

Für die Fortsetzung der Experimente wird derzeit an einer neuentwickelten Būsnau Box mit veränderter Form gearbeitet (siehe Abschnitt 11).

7.3.2 On-Site-Messungen

Mit der Būsnau-Box wurden zur Ermittlung der emittierten Methanfracht an verschiedenen Punkten auf der Oberfläche des Biofilters, der den Deponieabschnitt bedeckte, gemessen.

Bereits im Rahmen der Vorerkundung im Juli 2008 wurde mit der ursprünglichen offenen Būsnau-Box ohne Umluft gemessen. Die Ergebnisse waren, wie bereits bei den Technikerversuchen beobachtet, nicht reproduzierbar. Der Versuchsaufbau und die Versuchsergebnisse werden in **Abb. 7.21** und **Abb. 7.22** gezeigt.



Abb. 7.21: Būsnau-Box Messung vom 08.07.2008, offen und ohne Umluft.

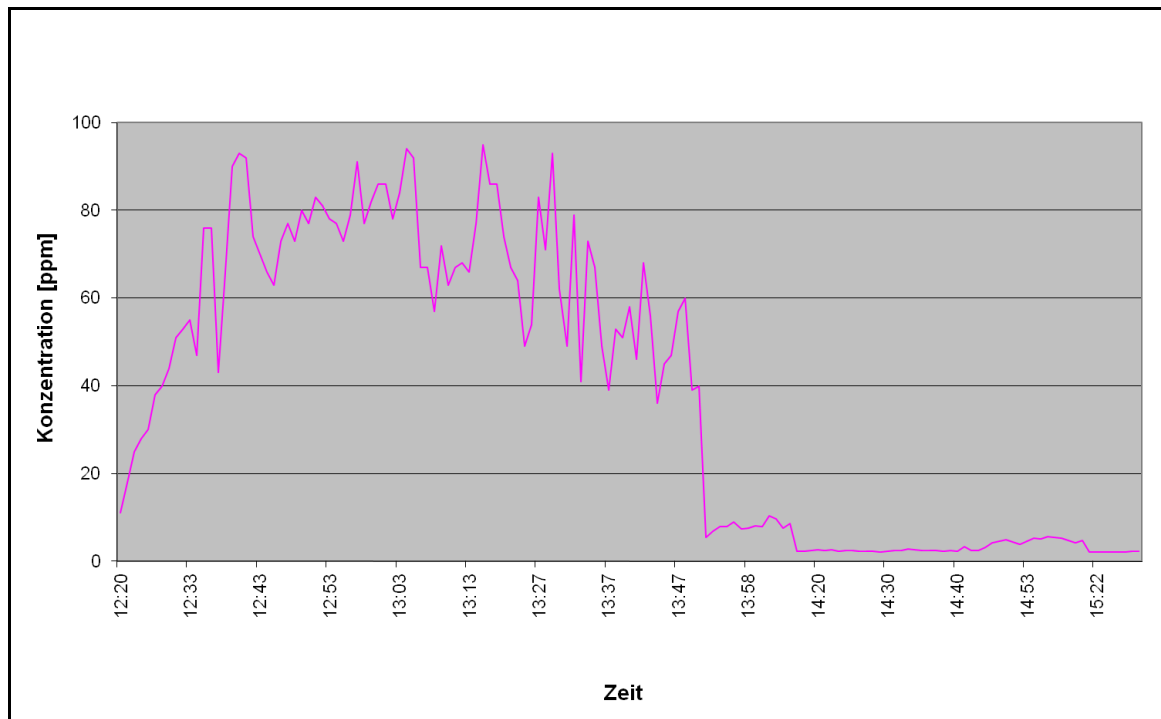


Abb. 7.22: Ergebnis einer Messung während der Vorerkundung.

Beobachtungen während der Messungen zeigten, dass die Konzentrationen in der Box sanken, wenn Wind aufkam. Die Konzentration stieg erst wieder, wenn der Wind abflaute. Es wurde klar, dass der Wind eine wichtige Rolle bei den Messungen mit offener Box spielt. Deshalb sollten On-Site-Versuche mit geschlossener Box On-Site-Versuchen mit offener Box vorgezogen werden.

Eine Berechnung der Methan-Emissionsrate war bei diesen Messungen nicht möglich.

Nach Rettenberger und Metzger (1992) sollten zur Implementierung der Boxmessungen vorher Methanmessungen mit einem FID durchgeführt werden.

Die Messkampagne mit der Büsnau-Box mit Umluftsystem im Oktober 2011 wurde daher durch eine FID-Rasterbegehung begleitet (vgl. Abschnitt 7.1). Die Messpunkte wurden anhand der Informationen aus der FID-Begehung ausgewählt. Die eine Hälfte der Punkte lag auf Hotspots und die andere Hälfte lag in Gebieten, von denen, relativ gesehen, geringere Emissionen ausgingen. Die Messungen wurden bei aktiver Belüftung durchgeführt. Eine grafische Darstellung der Messpunkte und der FID-Messwerte zeigt **Abb. 7.23**.

Den Aufbau der Experimente bei diesen Vor-Ort-Messungen zeigt **Abb. 7.24**. Die Gaspumpe sorgte für die Rezirkulation des Gases, indem sie das Gas vom oberen Ende der Box absaugte und es zurück in den unteren Teil der Box pumpte. Der eingebaute Ventilator wurde nicht benutzt. Der Übergang von der Box zur Oberfläche des Projektgebiets war zunächst nicht abgedichtet. Die minimale Messzeit betrug 30 min.

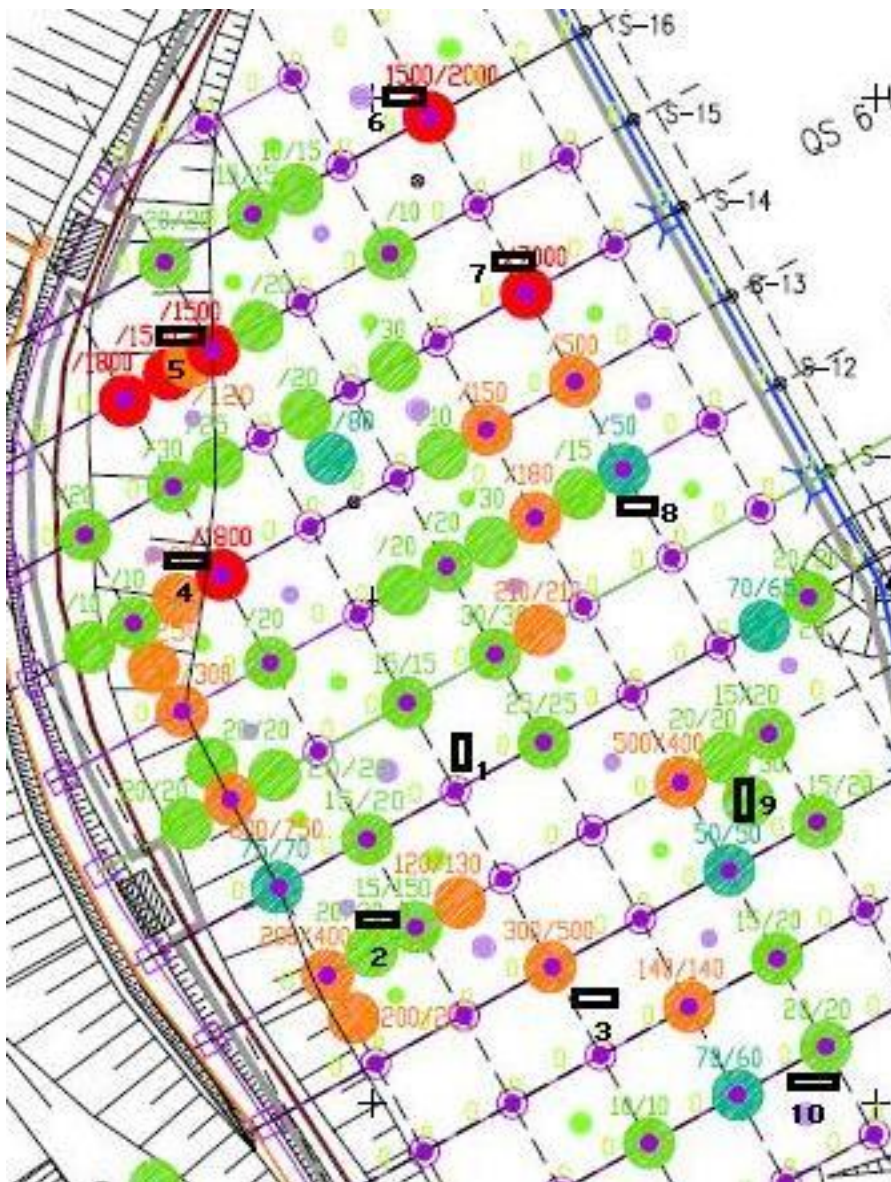


Abb. 7.23: FID-Messwerte und Anordnung der Box-Messpunkte (schwarz umrahmt).



Abb. 7.24: Aufbau der Büsnau Box Messung vor Ort im Oktober 2011.

Als Beispiel für die mit diesem Aufbau gemessenen Ergebnisse zeigt **Abb. 7.25** die Konzentrationskurve am Messpunkt 5. Die resultierende Kurve war keine Gerade mit konstanter Steigung. Vielmehr enthielt die Messkurve eine Vielzahl an Spitzen und Tälern. Die Ursache liegt wiederum an einer Verdünnung des Gases unter der Haube durch vom Wind hineingedrückte Luft. Die Oberflächenschicht der Projektfläche besteht aus einer 30 cm mächtigen Schicht aus Heidekraut. Diese ist so porös, dass der Wind hindurch mitigieren kann. Der untere Rand der Box war zur Oberfläche hin nicht abgedichtet und so blieben Lücken, durch die der Wind eindringen konnte. So wurde auch während der Messungen beobachtet, dass bei aufkommendem Wind die gemessene Konzentration steil abfiel, während bei Windstille der erwartete nahezu lineare Anstieg zu beobachten war. Bei ausreichend langer Zeit ohne Störeinflüsse ist eine Auswertung der Messungen dennoch möglich.

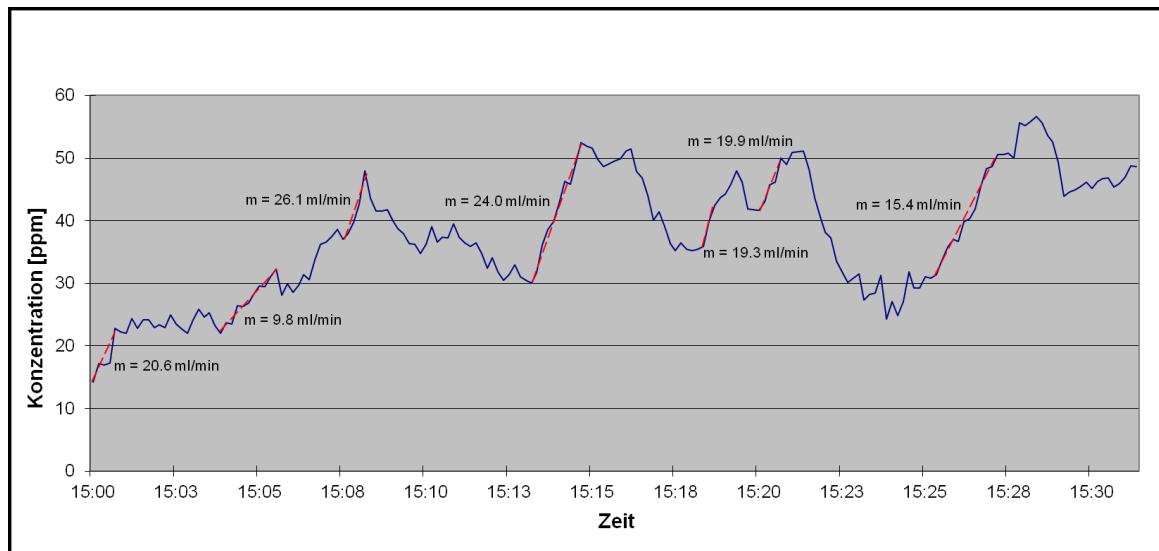


Abb. 7.25: Konzentrationsverlauf am Messpunkt 5.

Eine genaue Berechnung der Emissionsrate unter Berücksichtigung weiterer Parameter wie Luftdruck und Temperatur kann nach der Gleichung von Maciel und Juca (2011) erfolgen. Ihre Berechnungsmethode gilt jedoch zunächst nur für statische Kammermessungen. Dort gilt:

$$Q_{CH_4} = \frac{V}{A} \times \frac{\Delta C_{CH_4}}{\Delta t} \times \frac{273.15}{(273.15+T)} \times \frac{P_{atm}}{1000} \quad (7.1)$$

$$J_{CH_4} = Q_{CH_4} \times \rho_{CH_4} \quad (7.2)$$

Q_{CH_4} ist die oberflächliche volumetrische Durchflussmenge von CH_4 [$NL/s \cdot m^2$], J_{CH_4} ist der oberflächliche Massenstrom von CH_4 [$g/s \cdot m^2$], V ist das innere Kammervolumen [L], A die bedeckte Bodenfläche [m^2], $\frac{\Delta C_{CH_4}}{\Delta t}$ ist der CH_4 -Konzentrationsanstieg [% vol.] mit der Zeit [s], T ist die Gastemperatur im Innern der Kammer [$^{\circ}C$], P_{atm} ist der Atmosphärendruck [mbar] und ρ_{CH_4} ist die Dichte von CH_4 [g/L].

Um die Gleichung auf die Bünsau-Boxmethode anzuwenden, muss Gleichung 7.1 entsprechend angepasst werden. Dann gilt:

$$\dot{Q}_{CH_4} = \frac{V}{A} \times \frac{\Delta C_{CH_4}}{\Delta t} \times \frac{273.15}{(273.15+T)} \times \frac{P_{atm}}{1000} \times 10^{-3} \times 60 \quad (7.3)$$

\dot{Q}_{CH_4} entspricht dem Volumenstrom von CH₄ [L/h*m²], V ist das Volumen der Box, also 1.6 m³, A die Grundfläche der Box mit 2 m², $\frac{\Delta C_{CH_4}}{\Delta t}$ die CH₄-Konzentrationssteigerung [ppm] mit der Zeit [min], T die Gastemperatur in der Box [°C] und P_{atm} der Atmosphärendruck [mbar].

Bei Anwendung von Gleichung 7.3 auf die Messergebnisse am Messpunkt 5 ergibt sich:

Mittlere Steigung: 12.1 ppm/min (entspricht der mittleren Steigung 19.3 ml/min in **Abb. 7.25**)

T_(Umgebung): 19 °C (Annahme: T_(Umgebung) = T_(Box))

P_{atm}: 1 023 hPa

Als flächenbezogene Methanfracht ergibt sich damit am **Punkt 5** ein Wert von 0.58 L/h*m² bzw. **5.8 m³/h*ha**. Verglichen mit dem von Stegmann (2006) postulierten Wert von 5 m³/h*ha für stabilisierte Deponien ist zu erkennen, dass hier ein plausibler Wert gemessen wurde.

Genau genommen muss hier jedoch noch beachtet werden, dass die Messung oberhalb des Biofilters stattgefunden hat, für den im Rahmen des Belüftungsprojekts ein Methanminderungsgrad zwischen 50% und 60% errechnet wurde. Die tatsächlich auf der Oberfläche (bei aktiver Belüftung) austretende Fracht beträgt somit an diesem Messpunkt ca. 10 m³/h ha.

Abb. 7.26 zeigt die Messergebnisse an **Punkt 3**. Von Beginn bis 11:55 Uhr wurden die Messungen mit der Box-Methode durchgeführt. Nach 11:55 Uhr wurde die Box versuchsweise entfernt, der GasFinder und der Reflektor verblieben jedoch an der selben Position. Die gemessene Konzentration war sofort viel geringer, eine Auswertung der durch den Wind verursachten Konzentrationsschwankungen ergab jedoch auch relativ plausible Werte:

Die berechnete Methanemissionsrate während der Messungen mit der Box betrug demnach **1.6 L/h*m²**, die Emissionsrate nach Entfernen der Box 1.1 L/h*m².

Diese Erkenntnis bezüglich der GasFinder-Messungen auf kurze Distanzen ohne Messhaube sollten in weiteren Experimenten auf ihre Anwendbarkeit in der Praxis überprüft werden.

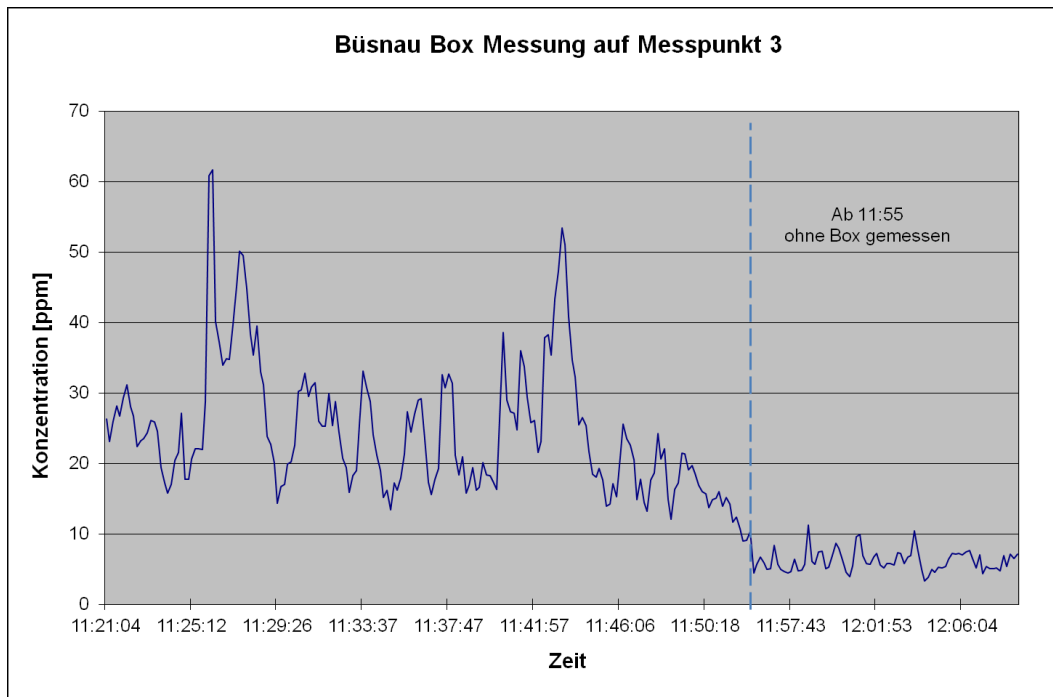


Abb. 7.26: Konzentrationsverlauf am Messpunkt 3, Messungen mit Box (bis 11:55 Uhr) und ohne Box (ab 11:55 Uhr).

Eine grafische Darstellung aller Methanfrachten an den Messpunkten 1 bis 10 zeigt **Abb. 7.27**. Am Punkt 4 war der Wert mit über $3.6 \text{ L/h}\cdot\text{m}^2$ am höchsten.

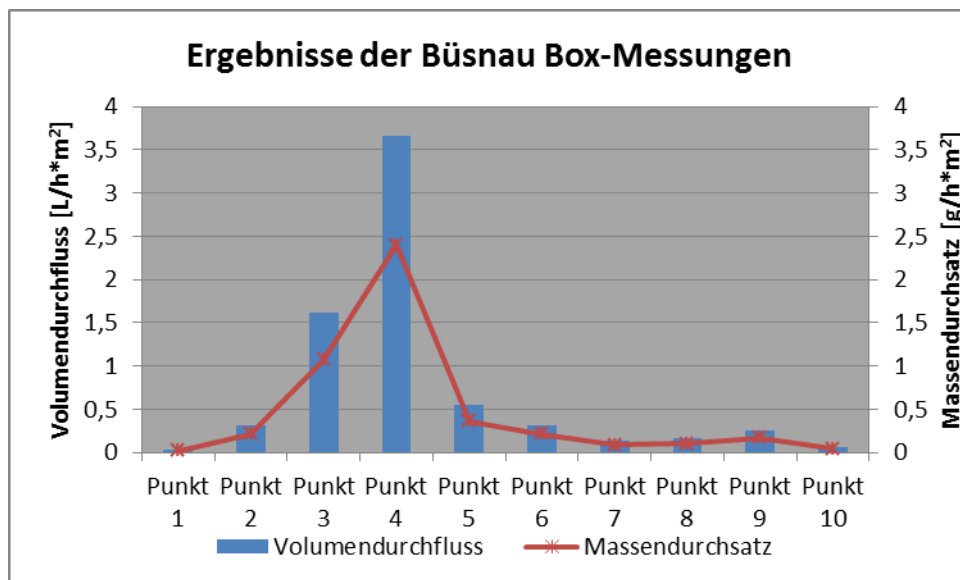


Abb. 7.27: Ergebnisse der Box-Messungen an allen Punkten.

Der Vergleich mit den bei der FID-Begehung gemessenen Konzentrationen (siehe **Tab. 7.4**) zeigt, dass an nahezu allen Punkten mit hohen Konzentrationen auch relativ hohe Frachten gemessen wurden. Eine deutliche Abweichung gibt es lediglich am Punkt 7.

Rasterpunkt	FID-Wert	Box-Messung
	Konzentration Methan	flächenbezogene Me- thanfracht
	[ppm]	[l/h m ²]
1	0	0
2	400	0.3
3	500	1.6
4	1 800	3.6
5	1 500	0.6
6	1 500/2 000	0.4
7	7 000	0.1
8	50	0.2
9	50	0.3
10	20	0.1

Tab. 7.4: Vergleich FID-Messung und Box-Messung.

Rettenberger et al. (1996) hat dafür folgende Erklärung: „Zuallererst unterliegen Emissionen großen zeitlichen und außerordentlichen Schwankungen. An einem Messpunkt mit starken Emissionen könnten nächstes Jahr gar keine Emissionen gefunden werden. Zum Zweiten hängen die Gasemissionen während der Boxmessung eng mit meteorologischen Parametern, wie Luftdruck etc., zusammen. Unter unterschiedlichen Wetterbedingungen können die gemessenen Gasemissionen um den Faktor 10 abweichen.“

Dieser Befund am Punkt 7 und die hier angeführte Einschätzung aus der Literatur bezüglich der Emissionen an Deponieoberflächen untermauert nochmals eindrücklich die Notwendigkeit einer Messmethode, die eine von Punktquellen unabhängige, flächenhafte Emissionsrate zum Ergebnis hat. Eine solche Methode ist darum auch das Ziel dieses Projekts.

Die mit der Büsnau Box Methode bestimmten Quellstärken passen betragsmäßig gut zu den auf anderen Wegen ermittelten Werten (siehe **Abb. 8.6**). Für die Übertragung der Werte auf den gesamten Deponieabschnitt oder auf andere Zeiträume muss jedoch berücksichtigt werden, dass bei dieser Methode verfahrensbedingt Windeinflüsse nahezu ausgeschlossen sind.

Für das jeweils untersuchte Teilstück der Deponieoberfläche von 2 m² kann jedoch festgehalten werden, dass es mit dieser Methode gelingt, die Emissionsrate von Methan ohne den Einfluss von „Störungen“ recht genau zu messen.

Aufgrund der Erkenntnisse beim Einsatz auf Deponien wird die „Büsnau-Box“ für zukünftige Messungen nochmals modifiziert.

8 METHAN-FRACHTBERECHNUNGEN

In diesem Kapitel werden die mittels eher klassischer, teilweise oben beschriebener Methoden bestimmten Emissionswerte zusammengefasst. Diese Werte dienen der Einordnung der aus den GasFinder-Messungen mithilfe des Ausbreitungsmodells LASAT errechneten Daten (siehe Kapitel 10).

8.1 Methanfrachtberechnung basierend auf Materialanalysen aus den Schurfen im Deponiekörper

Im Rahmen der Vorerkundung zum Pilotprojekt zur Aerobisierung des BA IV der Deponie Dorfweiher wurden Baggerschurfe durchgeführt und an verschiedenen Stellen abgelagertes Material entnommen (siehe Kapitel 6). Aus den Ergebnissen des Gärtests (GB_{21}), der für 2 der Materialproben durchgeführt wurde, lassen sich Methanemissionsraten berechnen. Es muss dabei jedoch berücksichtigt werden, dass es sich bei den untersuchten Materialien um die Feinfraktionen handelt, die nur weniger als 10% des Abfalls ausmachen, jedoch sicherlich einen Hauptanteil an abbaubarer Organik auf sich vereinigen. Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass nur zwischen 30 und 50% des produzierten Gases tatsächlich „verfügbar sind“, also austreten. Die abgeschätzten Werte zeigt **Tab. 8.1**:

Material	Anteil am Abfall	GB_{21}	Quellstärke
	[%]	[l/kg TS]	[g/s]
S 1, dunkel, fein	5	23	4.0
S 2, dunkel, fein	5	45	8.2

Tab. 8.1: Methanemissionen berechnet aus den Gärtest-Ergebnissen.

Gemittelt ergibt sich damit folgende **Methan-Quellstärke**: 6.1 g/s oder 38.5 m³/h ha

8.2 Methanfrachtberechnung basierend auf der Berechnung der Gasproduktion mit einem Gasprognose-Modell

Das Gasprognose-Modell von Rettenberger und Metzger (1992) ist eine allgemein anerkannte Methode zur Berechnung der Menge an „verfügbarem Deponiegas“ aus einem Deponiekörper. Es kombiniert physikalische/chemische Zusammenhänge und mathematische Modellrechnungen. Danach gilt:

$$G_t = 1.868 \times C_{\text{org}} \times (0.014 \times T + 0.28) \times (1 - 10^{-kt}) \quad (8.1)$$

Mit:

G_t : die gesamte gebildete Gasmenge bis zum Zeitpunkt t in m^3 ,

C_{org} : organische Kohlenstofffraktion im abgelagerten Deponiekörper in Mg,

T : Temperatur im Deponiekörper in $^{\circ}\text{C}$,

k : Abbaukonstante,

t : Zeit in Jahren.

Als Durchschnittstemperatur im Deponiekörper werden 35°C angenommen; C_{org} wird im Ganzen auf 2 014 Mg geschätzt und k ist, unter Berücksichtigung des Müll-Typs, 0.04.

Die nach diesem Deponiegasprognosemodell berechneten Gasmengen sind in **Abb. 8.1** dargestellt.

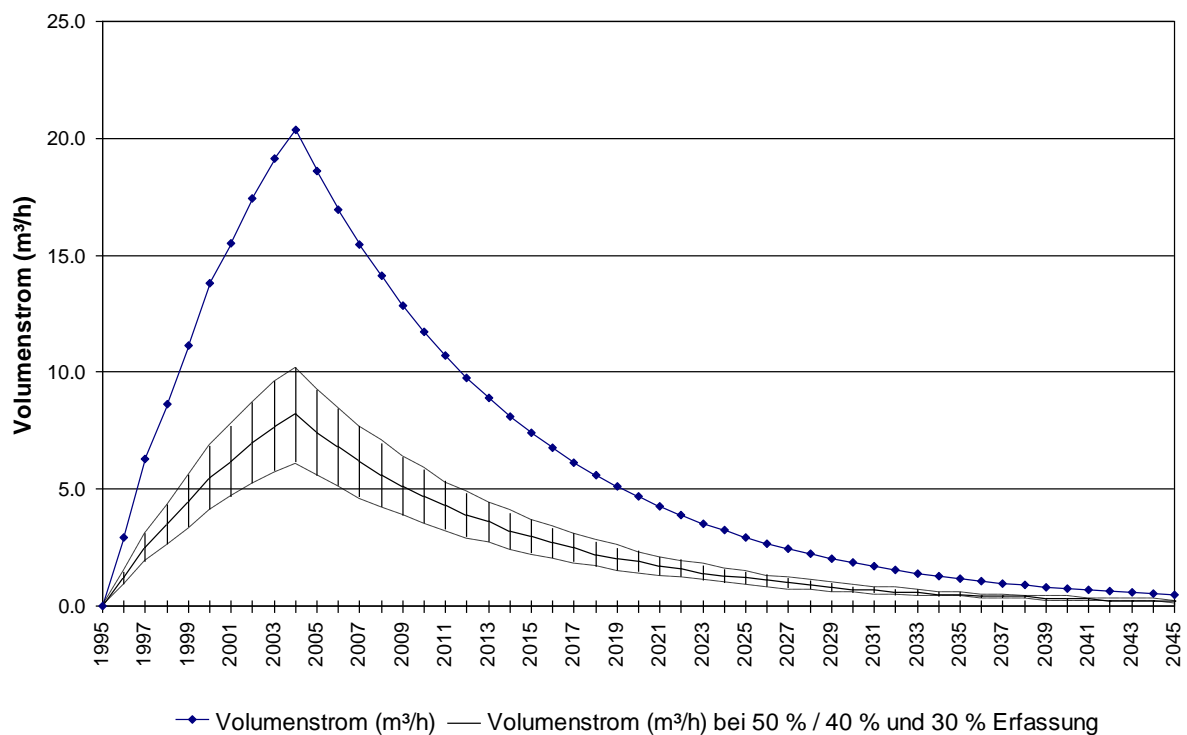


Abb. 8.1: Ergebnisse der Deponiegasprognose für den Deponiebereich BA IV.

Damit ergibt sich für das Jahr 2010 eine spezifische Gasmenge von 11.7 m³/h und im Jahr 2011 von 10.7 m³/h. Mit der Annahme, dass 60% des Deponiegases Methan ist und der Biofilter 50% davon eliminiert, ergibt sich ein monatlich emittiertes Methanvolumen von ca. 2 500 m³ im Jahr 2010 und ca. 2 300 m³ im Jahr 2011.

Umgerechnet ergeben sich damit folgende **Methan-Quellstärken (bei 50% Minderung durch den Biofilter)**:

2010: 0.7 g/s oder 4.4 m ³ /h ha
2011: 0.6 g/s oder 4.0 m ³ /h ha

8.3 Methanfrachtberechnung basierend auf gemessenen Methankonzentrationen im Biofilter während der Belüftung

Mit den Methan-Konzentrationen, die im Gas aus den im Biofilter platzierten Entnahmesonden (Anordnung siehe **Abb. 6.6**) gemessen wurden und dem Volumenstrom der Belüftungsluft ist ebenfalls eine Berechnung der emittierten Methanfracht möglich. In **Abb. 8.2** sind die Monatsdurchschnittskonzentrationen von Methan im Biofilter dargestellt.

Die gemessenen Methankonzentrationen im Biofilter waren alle unter 1%. Als Wirkungsgrad für den Biofilter wurden 50% bis 60% ermittelt. Der Durchschnittswert für die aus der Deponiefläche austretende Methankonzentration liegt somit bei ca. 0.5% oder 5 000 ppm. Verglichen mit den Werten der FID-Rasterbegehung (ebenfalls oberhalb des Biofilters) scheint dieser Wert realistisch oder möglicherweise etwas zu hoch gegriffen.

Die berechnete monatliche Methanfracht aus dem Deponiekörper und dem Biofilter im Vergleich zur Belüftungsluftmenge kann aus **Abb. 8.3** entnommen werden.

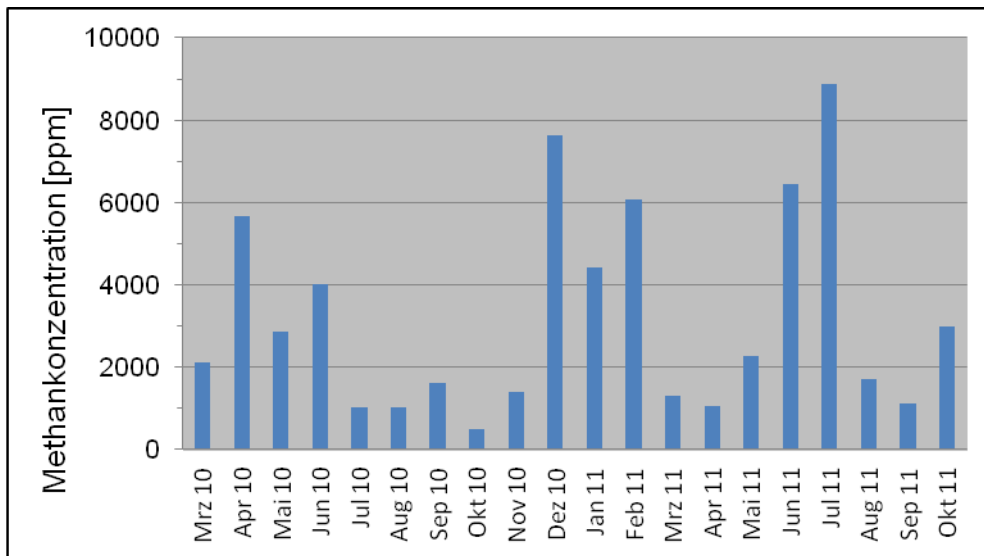


Abb. 8.2: Durchschnittliche Methankonzentration im Biofilter.

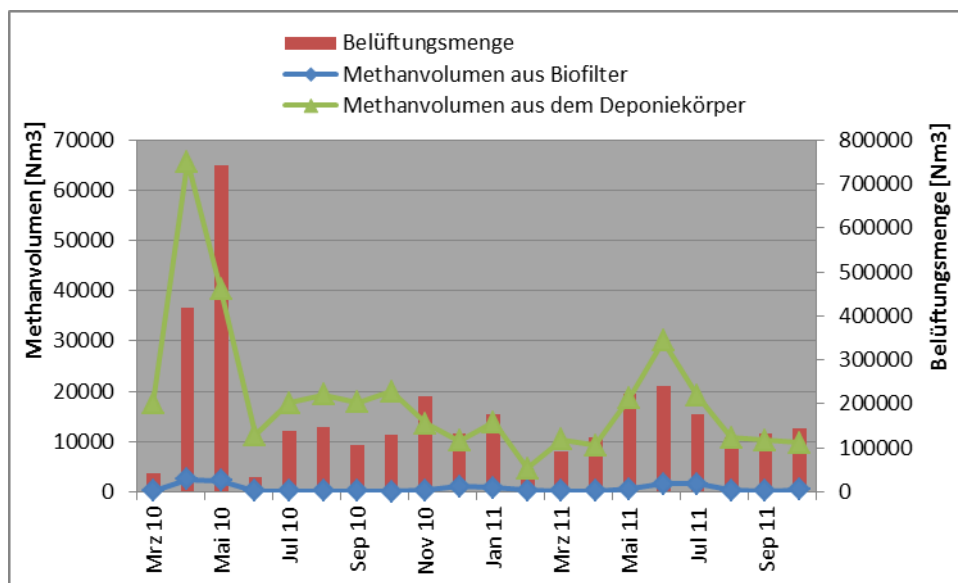


Abb. 8.3: Monatlich emittiertes Methanvolumen aus dem Biofilter und dem Deponiekörper.

2010 betragen die durchschnittlichen Methan-Emissionsraten aus dem Biofilter 657 m³/Monat, im Jahre 2011 566 m³/Monat.

Umgerechnet ergeben sich damit folgende **Methan-Quellstärken**:

2010: 0.18 g/s oder 1.2 m ³ /h ha
2011: 0.16 g/s oder 1.0 m ³ /h ha

Die mittlere monatliche Methanemissionsrate über den ganzen Messzeitraum ist in **Abb. 8.4** dargestellt.

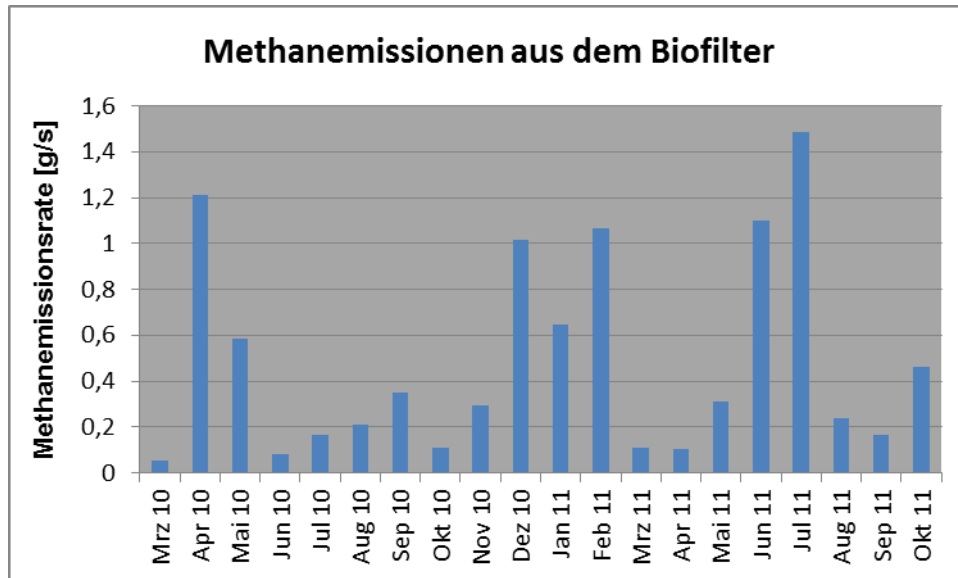


Abb. 8.4: Mittlere monatliche Methanquellstärken aus dem Biofilter bei aktiver Belüftung.

8.4 Mittels der Bünsau-Box gemessene Methanfrachten auf dem Biofilter während der Belüftung

Die über die Messhaube „Bünsau-Box“ gemessenen Methanfrachten (siehe Abschnitt 7.3.2), umgerechnet in die Quellstärke des BA IV, sind in **Tab. 8.2** dargestellt.

Rasterpunkt	flächenbezogene Methanfracht	Quellstärke BA IV
	[m ³ /h ha]	[g/s]
1	0	0
2	3	0.5
3	16	2.5
4	36	5.7
5	6	1.0
6	4	0.6
7	1	0.2
8	2	0.3
9	3	0.5
10	1	0.2

Tab. 8.2: Methanfrachten ermittelt mit der Box-Messung

Als Mittelwert über alle Rasterpunkte ergeben sich folgende Methan-Quellstärken:

1.1 g/s oder 7.2 m³/h ha

8.5 Methanfrachtberechnung basierend auf FID-Rasterbegehungen

Mit FID-Messungen im Rahmen von Rasterbegehungen kann im Prinzip die Methankonzentration auf der Oberfläche von Deponien bestimmt werden. Wie bereits beschrieben (siehe Kapitel 7) hat diese Vorgehensweise verschiedene systematische Schwachstellen. Trotzdem ist es theoretisch möglich, aus diesen Messergebnissen auf die austretende Methanfracht zu schließen. Nach Tabasaran und Rettenberger (1987) bewirkt eine Emissionsrate von $5,78 \times 10^{-5}$ m³ Deponiegas /h m² eine Methankonzentration von 1 ppm.

In **Abb. 8.5** sind die gemessenen Methankonzentrationen auf der Oberfläche des BA IV dargestellt.

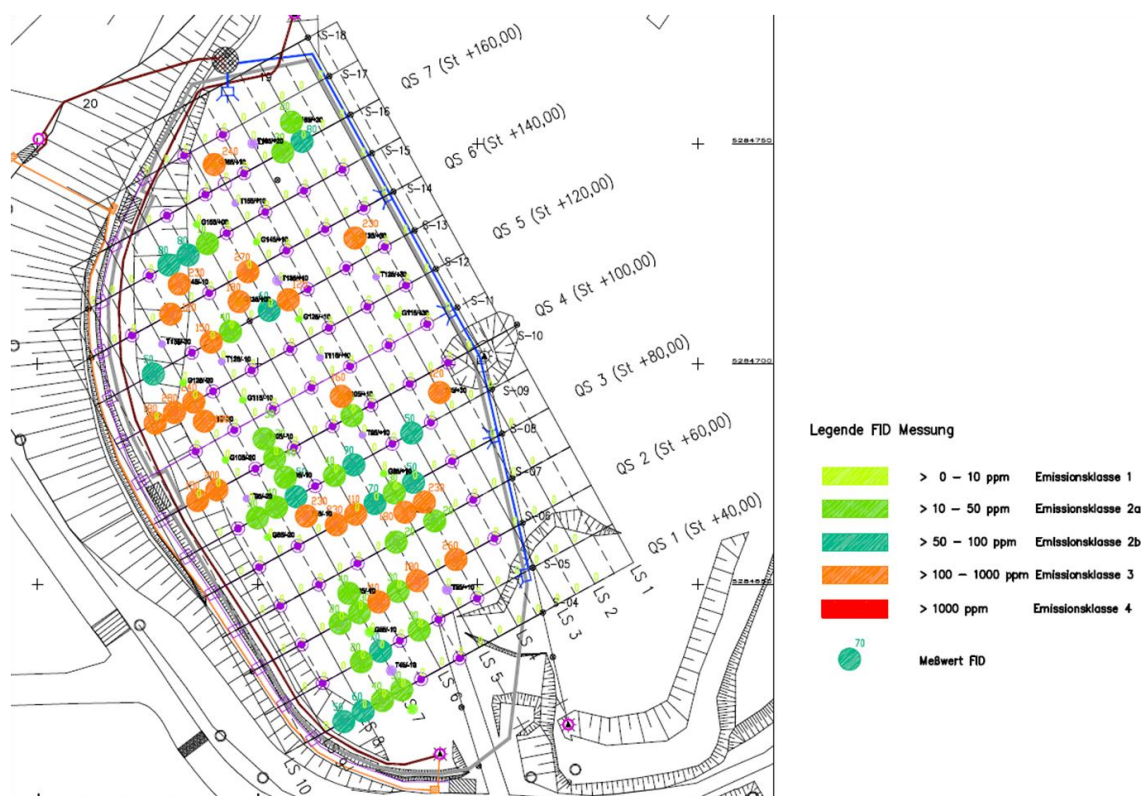


Abb. 8.5: Übersicht der Messergebnisse einer FID-Rasterbegehung vom 22.11.2011 bei aktiver Belüftung

Als Mittelwert über alle Mess- und Rasterpunkte ergab sich eine mittlere Methankonzentration von 63 ppm und damit folgende Methan-Quellstärken:

3.5 g/s oder 22.0 m³/h ha

8.6 Vergleich mit Literatur und Diskussionen

Im Rahmen dieses Projekts und mit Daten aus dem Pilotprojekt zur Aerobisierung wurden mit fünf völlig verschiedenen Methoden Quellstärken für den Versuchsabschnitt der Deponie ermittelt. In **Abb. 8.6** sind die Werte grafisch dargestellt:

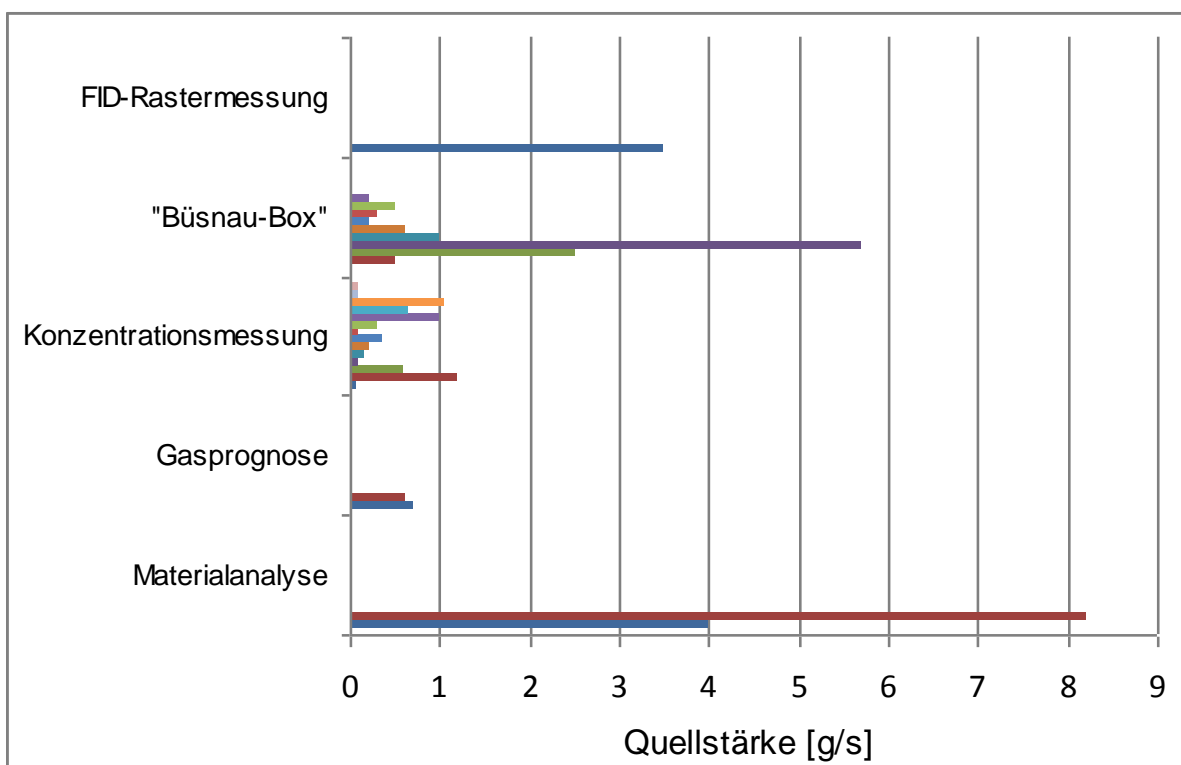


Abb. 8.6: Vergleich der mit 5 verschiedenen Methoden ermittelten Quellstärken. Die verschiedenen Farben stehen für verschiedene Messtage.

Dabei sind die Werte aus den Materialanalysen mit der größten Unsicherheit behaftet. Wird dies berücksichtigt, zeigen die Werte doch deutlich eine Häufung bei Werten knapp unter 1 g/s.

Der Vergleich mit der nach Stegmann (2006) noch tolerierbaren Emission von 5 m³ CH₄/h*ha bzw. 0.8 g/s bezogen auf die Fläche des BA IV lässt diesen Wert recht plausibel erscheinen.

Insbesondere die Frachtmessungen mit der Bünau-Box und die berechneten Werte aus den Konzentrationsmessungen im Biofilter bewegen sich auch in diesem Bereich.

Ein Vergleich mit Literaturwerten gestaltet sich etwas schwierig, da im vorliegenden Fall oberhalb einer Methanoxidationsschicht (Biofilter) gemessen wurde, während Literaturstudien häufig Emissionen direkt auf der Deponiefläche angeben. So z. B. Babilotte et al. (2010), sie bestimmen die mittlere Methanfracht einer 18 ha großen Mülldeponie im Südwesten Frankreichs. Die Deponie ist je zur Hälfte mit Industrie- und Siedlungsabfällen gefüllt; ihre verschiedenen Abschnitte weisen ein Alter zwischen 0-2 und ca. 10 Jahren auf, ein Teil der Deponie ist noch in Betrieb. Umgerechnet auf das 8 000 m² große Projektgebiet BA IV der Deponie Dorfweiher liefern fünf verschiedene Methoden zur Bestimmung der Methanquellstärken eine Spanne zwischen 0.5 und 7.2 g/s.

9 SENSITIVITÄTSUNTERSUCHUNGEN

Bei den Methan-Konzentrationsmessungen und bei der Modellierung der Methanausbreitung gibt es zahlreiche Einflussgrößen bzw. Freiheitsgrade, deren Einfluss auf das Endergebnis, die modellierte Methan-Quellstärke, nicht von vorneherein bekannt ist. In diesem Kapitel wird beschrieben und bewertet, wie sensitiv das Endergebnis auf diese Einflussgrößen reagiert. Im folgenden werden auf dieser Grundlage Festlegungen getroffen, welche Werte für die Einflussgrößen in Kapitel 10 beim Vergleich mit anderen Methoden anzusetzen sind.

Beispielsweise muss schon die Messstrecke so liegen (Höhe, Länge, Position und Orientierung), dass die Messung alle benötigten Informationen zur Quelle korrekt widerspiegelt. Abschnitte 9.2 und 9.3 untersuchen und bewerten die Auswirkungen der Lage und Höhe der Messstrecke auf das Endergebnis.

Auch für die Durchführung der Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell LASAT müssen verschiedene Annahmen getroffen werden, z.B. die mittlere Landnutzung im Modellgebiet und die thermischen Eigenschaften der Atmosphäre und der Quelle. Die Auswirkungen dieser Eingangsparameter der Ausbreitungsmodellierung auf das Endergebnis werden in den Abschnitten 9.6 und 9.7 untersucht und bewertet.

Insgesamt dienen die Sensitivitätsuntersuchungen in den Abschnitten 9.2 bis 9.8 der Verbesserung des Versuchsaufbaus der Messungen und der Ausbreitungsrechnungen sowie der Bewertung der Ergebnisse. Diese Untersuchungen erfolgen teils nur mittels Ausbreitungsrechnungen mit dem Ausbreitungsmodell LASAT, teils jedoch auch im Zusammenspiel mit den TDLAS-Messungen. Den Sensitivitätsuntersuchungen vorangestellt ist in Abschnitt 9.1 eine kurze Einführung in die Ausbreitungsmodellierung, speziell mit dem Modell LASAT.

9.1 Ausbreitungsmodellierung mit LASAT

Dieser Abschnitt gibt eine kurze Einführung in die Ausbreitungsmodellierung mit dem Lagrangeschen Ausbreitungsmodell LASAT (Janicke und Janicke, 2000) in Anlehnung an die offizielle Modellbeschreibung (<http://www.janicke.de/de/lasat.html>).

LASAT berechnet die Ausbreitung von passiven Spurenstoffen in der unteren Atmosphäre auf der sogenannten Mikro- und Mesoskala, d.h. bis zu Entfernungen von wenigen Dekametern bis ca. 150 km von der Quelle und bis zu Höhen von ca. 2 km über der Erdoberfläche.

Aus rechenökonomischen Gründen wird die Ausbreitung nur für eine repräsentative Gruppe passiver Partikel berechnet. Transport und Diffusion dieser Partikel werden im Modell durch einen Lagrangeschen Zufallsprozess simuliert. Die zeitliche Verlagerung der passiven Partikel im Modell beschreibt die Ausbreitung des passiven Spurenstoffes in der Realität. Die Ausbreitungsrechnung liefert als Ergebnis zeitabhängige, dreidimensionale Konzentrationsfelder des passiven Spurenstoffes.

Als Eingangsparameter für die Beschreibung der Emission werden folgende Informationen über die Emissionsquelle(n) benötigt: Quelltyp, Form, Position, Höhe, Quellstärke und -verteilung. Mögliche Quelltypen sind Punkt-, Linien-, Flächen- und Volumenquellen. Quellen mit einer Ausdehnung in einer oder mehreren Richtungen (alle außer Punktquellen) können eine homogene oder inhomogene Quellverteilung haben, d.h. die Quellstärke kann sich innerhalb der Quelle räumlich ändern oder nicht.

Als Eingangsdaten für die Berechnung der Ausbreitung im Modell werden ein oder mehrere dreidimensionale Windfelder benötigt. Diese stellt LASAT bei ebenem Gelände ohne Hindernisse aus einem ebenen Grenzschichtmodell zur Verfügung, ansonsten können sie über ein in LASAT integriertes diagnostisches Windfeldmodell erzeugt werden. Die Zuordnung zu realen Messbedingungen kann durch die Erfassung von externen Windmessungen z.B. von einem Ultraschallanemometer erfolgen, die Messfrequenz muss festgelegt werden. Auch die thermische Schichtung der Atmosphäre kann aus externen Windmessungen abgeleitet und passenden Windfeldern zugeordnet werden.

Das diagnostische Windfeldmodell erzeugt unter Vorgabe der Topographie (Gelände und/oder Strömungshindernisse) ein divergenzfreies, massenkonsistentes Windfeld. Thermische Windsysteme bleiben dabei ebenso unberücksichtigt wie turbulente Fluktuationen des Windfeldes oder Ablösezone im Nahfeld von Hindernissen.

Weitere Eingangsdaten sind die mittlere Rauigkeitslänge im Modellgebiet, die thermische Schichtung der Atmosphäre sowie die thermischen Eigenschaften der Quelle (Temperaturdifferenz zwischen freigesetztem Spurengas und der Umgebung).

Das dreidimensionale Modellgebiet ist in Gitterboxen unterteilt. Unter den in LASAT zur Verfügung stehenden Gittern wurde für dieses Projekt ein Gitter ausgewählt, bei dem in jeder horizontalen Gitterschicht alle Gitterboxen gleich hoch sind. Diese Information ist wichtig zum Verständnis der nachfolgenden Ergebnisse. Die Gitterboxen sind an die untere Modellberan-

dung angepasst, d.h. die unterste Gitterschicht legt sich wie eine Einhüllende über den unteren Modellrand, die nächste Schicht darüber, usw. Da alle Schichten jeweils gleich hohe Gitterboxen haben, ist der Modelloberrand zwangsläufig genauso geformt wie der Modellunterrand. Dieses Gitter wird schematisch in **Abb. 9.1** skizziert. Das bedeutet auch, dass eine in einer horizontalen Ebene verlaufende Messstrecke über der gewölbten Deponieoberfläche durchaus in verschiedenen Gitterschichten liegen kann (z.B. untere Messstrecke in **Abb. 9.1**).

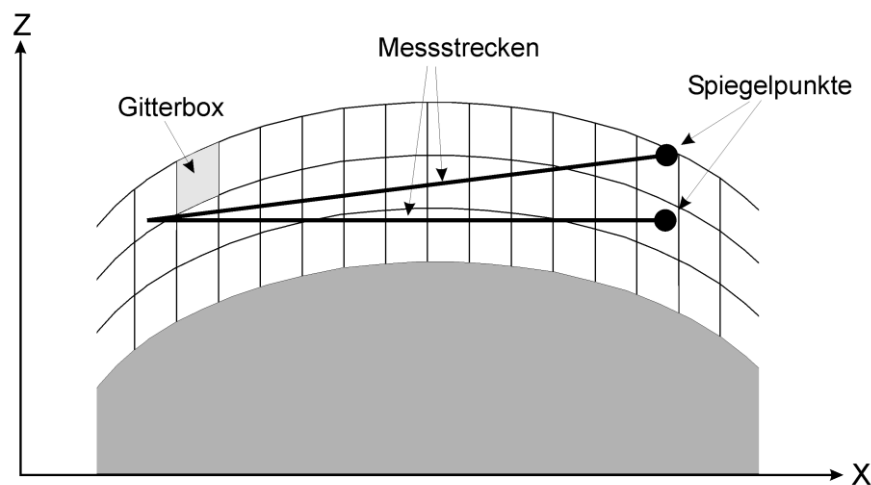


Abb. 9.1: Schematischer Vertikalschnitt durch das LASAT-Modellgitter über der gewölbten Deponieoberfläche. Zwei Messstrecken führen zu Spiegelpunkten auf verschiedenen Höhen.

In einem nachgelagerten Arbeitsschritt nach Ende der Ausbreitungsrechnung mit LASAT wird mit Hilfe der vom Ingenieurbüro Lohmeyer eigens erstellten Auswertesoftware das Liniintegral entlang der virtuellen Messstrecke im Modell berechnet (vgl. Abschnitt 5.4), und zwar als zeitliches Mittel über alle Zeitintervalle der Ausbreitungsrechnung.

Lage und Höhe der Messstrecke sind aus zwei Gründen wichtige Eingangsparameter für die TDLAS-Messung und für die Quelltermberechnung. Erstens muss die Messung die Ausbreitungsfahne möglichst repräsentativ erfassen. Dies hängt von der Lage und der Höhe der Messstrecke ab. Zweitens kann kein Modell die Realität exakt abbilden, d.h. die Ausbreitungsfahnen im Modell und in der Realität sind i.d.R. nicht exakt identisch. Auch dies bedeutet, dass die Lage und Höhe der Messstrecke das Endergebnis beeinflussen können.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass für Messung, Ausbreitungsmodellierung und Quelltermberechnung zahlreiche Eingangsgrößen festgelegt werden müssen. Diese werden in den folgenden Abschnitten dieses Kapitels einzeln diskutiert.

9.2 Lage der Messstrecken: Quellstruktur

Wie eingangs dieses Kapitels erwähnt, ist die gemessene Methankonzentration für unterschiedliche Gebiete repräsentativ, je nachdem, wo die Messstrecke liegt. Im folgenden wird daher untersucht, wie sehr die Wahl der Messstrecke die Güte des Verfahrens beeinflussen kann.

In einer Prinzipstudie zur Lage der Messstrecken mit realen Winddaten (Westwind, 24.2.2010) wurden die modellierten Konzentrationen entlang von drei hypothetischen Messstrecken dahingehend untersucht, wie repräsentativ sie auch bei inhomogener Quellstruktur sind. **Abb. 9.2** zeigt die Lage der Messstrecken AB, CD und CE sowie den nur für diese Prinzipstudie als Rechteck vereinfachten Quellumriss (blaue Umrandung).

Die Lage der Messstrecken CD und CE wurde in Anlehnung an das ursprüngliche Messkonzept (vgl. **Abb. 5.2** und **Abb. 7.5a**) eher kurz und nicht zwingend quer, sondern auch eher parallel zur Richtung des mittleren Windes festgelegt. Die Messstrecke AB hingegen wurde in Anlehnung an die Ergebnisse der Literaturrecherche in Kapitel 4 möglichst lang und nahezu quer zur Richtung des mittleren Windes gewählt.

In **Abb. 9.2a** emittiert die Quelle mit einer horizontal homogenen Quellverteilung und einer Quellstärke von 1 g/s. In **Abb. 9.2b** emittiert das südliche Viertel der Quelle 0.5 g/s, die restlichen drei Viertel emittieren zusammen ebenfalls 0.5 g/s, so dass sich über das gesamte Rechteck dieselbe Gesamtquellstärke von 1 g/s ergibt wie in **Abb. 9.2a**. Das emittierte Gas wird mit dem mittleren Wind nach Ost-südost verfrachtet. Als Beispiel ist das Konzentrationsfeld für die Gitterschicht 1-2 m über Grund dargestellt. Schon die Abbildung legt nahe, dass die Messstrecke AB aufgrund ihrer Lage (im Lee), Länge (mgl. lang) und Orientierung (fast quer zum Wind) eine repräsentativere Messung der mittleren Konzentration erwarten lässt als die Messstrecken CD und CE.

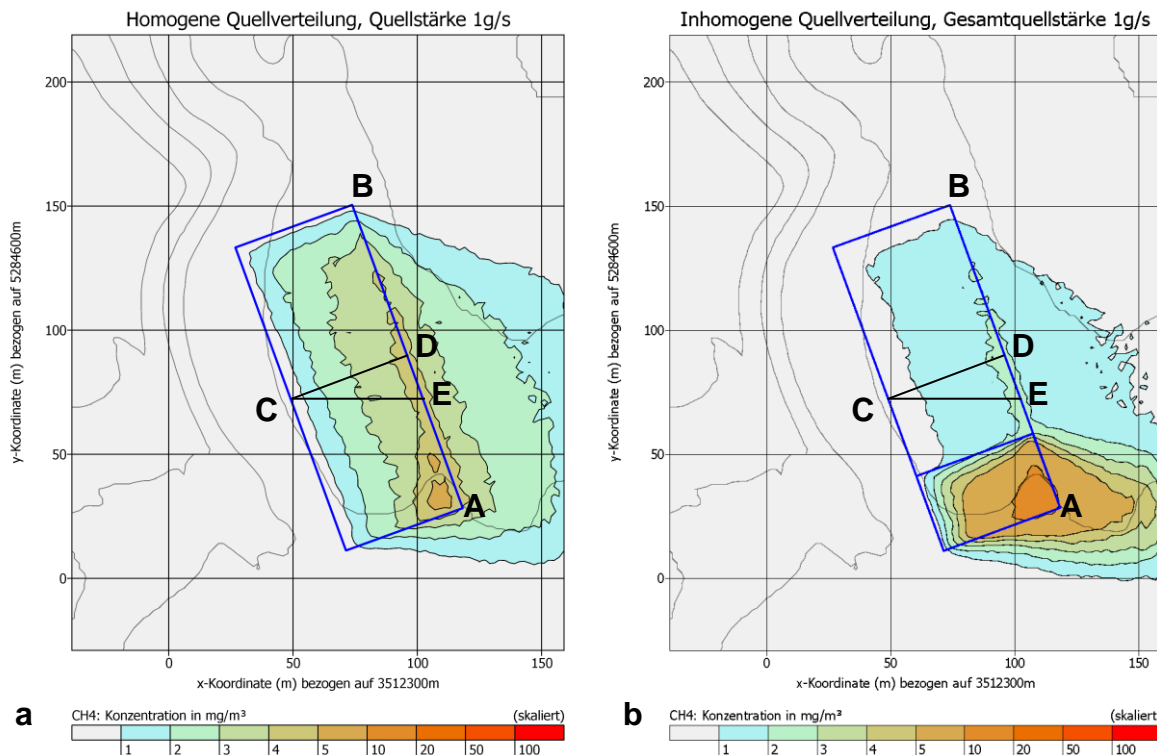


Abb. 9.2: Prinzipstudie zur Lage der Messstrecken.

Tab. 9.1 listet die modellierten Konzentrationen integriert entlang der drei Strecken für eine angenommene Höhe der Mess- und Spiegelpunkte von 4.0 m über Grund. (Die Werte in **Tab. 9.1** und **Abb. 9.2** sind nicht direkt vergleichbar, denn **Abb. 9.2** zeigt die Werte in der Gitterschicht 1-2 m über Grund, **Tab. 9.1** hingegen listet die Werte der Linienintegrale, die mehrere Gitterschichten durchschneiden können, vgl. **Abb. 9.1**.) Im direkten Vergleich ($C_{\text{inhomogen}} - C_{\text{homogen}}) / C_{\text{homogen}}$ zeigt sich der Vorteil der Strecke AB, deren modellierte Konzentration mit 20.1% deutlich weniger stark vom homogenen Vergleichswert abweicht als die modellierten Konzentrationen entlang der beiden anderen Strecken CD und CE mit knapp 50% Abweichung.

Die vorliegenden Daten führen zu der Empfehlung, immer möglichst quer zum Wind entlang einer möglichst langen Messstrecke zu messen. Diese Empfehlung wurde bei den TDLAS-Messungen seit November 2010 umgesetzt (vgl. **Abb. 7.5b**). **Abb. 9.2b** zeigt, dass Messstrecken im echten Lee der Quelle mit einer Ausdehnung größer als die Ausdehnung der Quelle quer zum Wind die Fahne noch besser erfassen würden und somit noch repräsentativere Ergebnisse erwarten lassen. Die Messbedingungen auf der Deponie ließen solche Messstrecken jedoch nicht zu: der nach Ostnordost angrenzende, alte Deponiekörper im Lee emittierte selber Methan und war zudem mit teils hohem Gras und Gestrüpp überwuchert.

	C_{homogen} [mg/m ³]	$C_{\text{inhomogen}}$ [mg/m ³]	$\frac{C_{\text{inhomogen}} - C_{\text{homogen}}}{C_{\text{homogen}}}$ [%]
Strecke AB	2.89	2.31	-20.1
Strecke CD	1.15	0.62	-46.1
Strecke CE	1.23	0.67	-45.5

Tab. 9.1: Modellierte Konzentrationen entlang hypothetischer Messstrecken für Fälle mit homogener bzw. inhomogener Quellverteilung bei gleicher mittlerer Quellstärke.

9.3 Höhe der Messstrecke

Wie die Lage der Messstrecke in Abschnitt 9.2, so könnte auch die Höhe der Messstrecke das Endergebnis, die modellierte Methan-Quellstärke, beeinflussen. Im ursprünglichen Messkonzept waren daher Messungen auf zwei verschiedenen Messhöhen vorgesehen (vgl. **Abb. 5.1**), um dieser Frage nachzugehen. Da die Messressourcen und damit die Zahl möglicher Messungen pro Messtag insgesamt begrenzt sind – es steht nur ein TDLAS zur Verfügung –, ist bei der Wahl der Messstrecken und -höhen eine sorgfältige Auswahl bzw. Abwägung geboten, um die Ressourcen optimal einzusetzen.

Die 2010er TDLAS-Messungen erfolgten quellnah (nicht im Lee, sondern über der Quelle) i.d.R. auf zwei Messhöhen je Messstrecke. Am Beispiel der Messung MP1-TP2 vom 26.05.2010 zeigt **Tab. 9.2** bei 17% Unterschied der TDLAS-Messwerte (C_{real}) nur 5% Unterschied in den berechneten Quellstärken (Q_{real}). Diese Werte deuten darauf hin, dass sich die Ausbreitungsfahnen im Nahfeld der Quelle in Modell und Realität praktisch kaum unterscheiden und die Messung in der zweiten Höhe keine signifikante Zusatzinformation bringt. Dazu kommt, dass auf Grund der messtechnisch vorgegebenen Versuchsanordnung die Aufpunkte (MP) aller Strecken je Messtag immer auf derselben Höhe waren und nur die Höhen der Spiegelpunkte (TP) variiert werden konnten. Im konkreten Fall liegen die beiden Messstrecken bei der verwendeten vertikalen Gitterweite von 1.0 m modelltechnisch kaum signifikant entfernt, teils in denselben Gitterboxen, teils nur ein bis zwei Gitterboxen entfernt (vgl. **Abb. 9.1**). Durch Messungen in zwei so nah benachbarten Messhöhen wird also keine Zusatzinformation gewonnen, die hier den Einsatz der begrenzten Ressourcen auf zwei Messhöhen je Messstrecke rechtfertigen würde. Diese Erkenntnis wurde bei den TDLAS-Messungen seit November 2010 umgesetzt, indem auf die jeweils unteren Messhöhen der bisherigen Messstrecken zugunsten zusätzlicher Messstrecken verzichtet wurde.

	z_{MP1} [m]	z_{TP2} [m]	C_{real} [mg/m ³]	Q_{real} [g/s]
Obere Strecke	1.2	4.0	4.0	5.5
Untere Strecke	1.2	1.7	4.8	5.8

Tab. 9.2: Konzentration und Quellstärke auf zwei Messhöhen (vgl. Versuchsanordnung in **Abb. 7.6**) der Messung MP1-TP2 vom 26.05.2010.

9.4 Quellhöhe

In Abschnitt 9.1 wurde bereits von der Notwendigkeit berichtet, für Ausbreitungsrechnungen den genauen Quelltyp zu spezifizieren. Der Freiheitsgrad, den LASAT dem Anwender bietet, zwingt den Anwender zu einer Festlegung, ob die Deponieoberfläche angesichts der porösen Biofilterauflage besser als Flächenquelle (in welcher Höhe?) oder als auf dem Boden aufliegende Volumenquelle (welcher Dicke?) modelliert werden soll. Dieser Frage wurde daher ebenfalls eine eigene Sensitivitätsstudie gewidmet.

Am Beispiel des 26.05.2010 wurden verschiedene LASAT Ausbreitungsrechnungen durchgeführt, um die Relevanz der Quellhöhe zu bestimmen. Getestet wurden flächenhafte Quellen in Höhen von 0.01 m und 0.1 m über Grund und eine Volumenquelle in der ersten Gitterschicht über Grund (0.0 m bis 1.0 m über Grund). Die Abweichungen zwischen den drei Realisierungen der Quelle in den jeweils resultierenden Konzentrationsfeldern von C_{mod} waren mit < 0.1% verschwindend gering. Daher wurde die genaue Quellhöhe innerhalb der ersten Gitterschicht als irrelevant bewertet. Bei allen nachfolgenden LASAT Ausbreitungsrechnungen wird eine Flächenquelle in Höhe von 0.1 m über Grund angesetzt.

9.5 Messintervall USA-1

Wie in Abschnitt 9.1 beschrieben, kann die Zuordnung von diagnostisch berechneten Windfeldern zu realen Messsituationen über externe Messdaten erfolgen. Dazu dienen auf der Deponie Dorfweiher USA-1-Windmessungen, die auf der Böschung am Rande des Deponieabschnitts BA IV durchgeführt wurden. Offen ist jedoch die zu wählende Messfrequenz dieser externen Windmessungen.

Für die Messungen im Zeitraum vom 16.02.2011 bis 18.03.2011 wurden für jede Messung Sensitivitätsrechnungen mit LASAT durchgeführt, um den Einfluss der USA-1 Messfrequenz und deren Berücksichtigung bei der Modellierung auf die berechnete Quellstärke zu erfassen. Die Testrechnungen wurden mit einer hohen USA-1 Messfrequenz mit einem Messintervall von 10 s und einer „normalen“ USA-1 Messfrequenz mit einem Messintervall von 10 min durchgeführt. Die niederfrequente USA-1 Zeitreihe wurde aus der hochfrequenten USA-1 Zeitreihe durch LASAT entsprechend gemittelt. **Abb. 9.3** zeigt das Verhalten des Modells exemplarisch für alle Messungen im oben genannten Zeitraum. Bei der aus den USA-1 Messungen abgeleiteten thermischen Schichtung („wie gemessen“) sind die Quellstärken der niederfrequenten USA-1 Zeitreihe systematisch um rund 10-15% niedriger als bei der hochfrequenten USA-1 Zeitreihe. Grund hierfür ist die realistischere Aufweitung der von LASAT modellierten Ausbreitungsfahne, denn die hochfrequente USA-1 Zeitreihe enthält mehr turbulente Fluktuationen von Windrichtung und -geschwindigkeit. Bei der hochfrequenten USA-1 Zeitreihe ist C_{mod} geringer und Q_{real} folglich größer als bei der niederfrequenten USA-1 Zeitreihe. Daher wurde für alle Messungen ab 2011 ein USA-1 Messintervall von 10 s festgelegt. Auf die Frage, ob die Turbulenzparametrisierung in LASAT auf das 10 s Messintervall angepasst werden müsste, wurde hier nicht eingegangen.

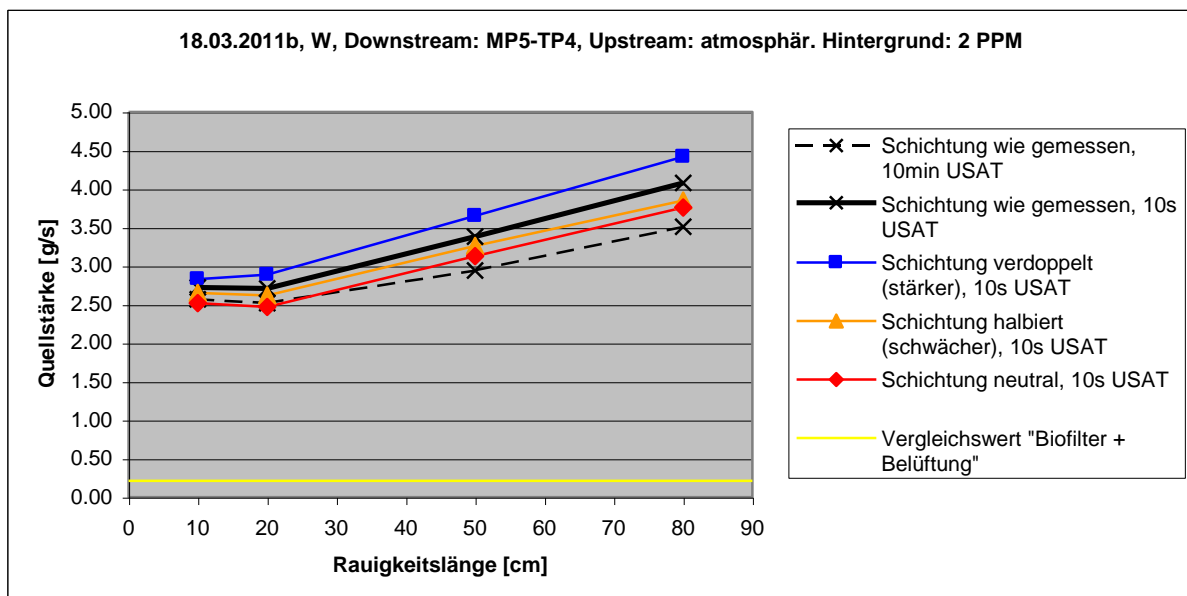


Abb. 9.3: Berechnete Quellstärke für 20 Fälle einer Sensitivitätsstudie für Messung 20110318b bzgl. USA-1 Messintervall, Rauigkeitslänge und thermischer Schichtung.

9.6 Rauigkeitslänge

Die mittlere Landnutzung, charakterisiert durch die mittlere Bodenrauigkeit bzw. Rauigkeitslänge z_0 , ist ein wichtiger Einflussfaktor für die Ausbreitung des emittierten Methans sowohl im Modell als auch in der Realität. Eine rauere Oberfläche (z.B. Büsche, Wälder) bremst die bodennahe Strömung stärker durch Reibung ab als eine glattere Oberfläche (z.B. englischer Rasen). Die stärkere Reibung wiederum bewirkt eine stärkere turbulente Durchmischung des emittierten Methans, führt somit zu einer stärkeren Aufweitung der Ausbreitungsfahne und folglich zu niedrigeren Konzentrationen C_{mod} und einer größeren Quellstärke Q_{real} . Die Rauigkeitslänge hat also einen signifikanten Einfluss auf den Ausbreitungsprozess.

Sensitivitätsstudien zum Einfluss der Bodenrauigkeit wurden ebenfalls für alle Messungen im Zeitraum vom 22.04.2010 bis 18.03.2011 mit LASAT durchgeführt. Für das Untersuchungsgebiet wurde nach einer Vor-Ort-Begutachtung die Rauigkeitslänge $z_0 = 50$ cm angesetzt. In den Sensitivitätsstudien wurde untersucht, wie groß der Einfluss auf die berechnete Quellstärke ist, wenn für die Ausbreitungsrechnung stattdessen eine glattere Oberfläche ($z_0 = 10$ oder 20 cm) oder eine rauere Oberfläche ($z_0 = 80$ cm) gewählt wird. Die mit dem TDLAS gemessene Methankonzentration bleibt hierbei unverändert.

Das Ergebnis ist ebenfalls in **Abb. 9.3** zu sehen und bestätigt erwartungsgemäß den signifikanten Einfluss der Rauigkeitslänge z_0 auf den Ausbreitungsprozess: würde eine rauere Oberfläche ($z_0 = 80$ cm) angesetzt, so würde dies eine ca. 40-60% größere Quellstärke bedeuten als bei einer glatteren Oberfläche ($z_0 = 10$ cm).

Als Empfehlung sollte die Oberflächenbeschaffenheit bei Ausbreitungsrechnungen immer sorgfältig geprüft werden, um eine repräsentative mittlere Bodenrauigkeit ansetzen zu können. Im vorliegenden Fall wurde wie eingangs erwähnt die Rauigkeitslänge $z_0 = 50$ cm angesetzt.

9.7 Thermische Effekte

Ein wesentlicher Prozess bei der Ausbreitung, der die Aufweitung der Fahne fördert, ist die atmosphärische Turbulenz, diese kann dynamisch (durch Windscherung) und/oder thermisch (durch Auftrieb) erzeugt werden. Eine stabile atmosphärische Schichtung hingegen unterdrückt die Turbulenz und damit die Aufweitung der Fahne. Für eine realitätsgetreue Ausbreitungsmodellierung ist daher sowohl die Kenntnis der atmosphärischen Hintergrundschi-

tung wichtig als auch die Kenntnis, ob das austretende Methan und ggf. die Oberfläche des Biofilters einen Temperaturunterschied zur Umgebung aufweisen. Beide Effekte werden in diesem Abschnitt anhand zweier Sensitivitätsuntersuchungen quantifiziert.

Sensitivitätsstudien zum Einfluss der thermischen Schichtung wurden ebenfalls für alle Messungen im Zeitraum vom 22.04.2010 bis 18.03.2011 mit LASAT durchgeführt. Das Ergebnis ist wieder in **Abb. 9.3** zu sehen. Dabei wurde die thermische Schichtung aus den USA-1 Messungen abgeleitet („wie gemessen“) und mit drei hypothetischen Schichtungen verglichen, einer neutralen Schichtung, sowie zwei Schichtungen mit jeweils doppelt bzw. halb so starken vertikalen Temperaturgradienten wie die gemessene („verdoppelt (stärker)“ bzw. „halbiert (schwächer)“). Erwartungsgemäß zeigt sich eine Sensitivität der Quellstärken zur Schichtung mit einem ähnlichen Mechanismus wie bei der Bodenrauigkeit. Eine stärker konvektive Schichtung sorgt mit mehr Turbulenz für eine stärkere Aufweitung der Fahne, niedrigere Konzentrationen C_{mod} und eine größere Quellstärke Q_{real} . Bei einer schwächer konvektiven oder gar neutralen Schichtung ist der Effekt entsprechend umgekehrt. Allerdings ist die Sensitivität der Quellstärken zur Schichtung etwas schwächer ausgeprägt als die zur Bodenrauigkeit.

Exemplarisch wurde zudem untersucht, wie sensitiv das Ergebnis der Ausbreitungsrechnung mit LASAT auf thermische Eigenschaften der Quelle selbst reagieren kann. In mehreren Testrechnungen wurde verglichen, wie sehr sich das Ausbreitungsverhalten des ausgetretenen Methans ändert, wenn statt einer thermisch neutralen Quelle (Quelltemperatur gleich der Lufttemperatur) eine „warme Quelle“ angesetzt wird, bei der die Quelltemperatur wärmer als die Lufttemperatur ist und für zusätzlichen Auftrieb sorgt. **Tab. 9.3** zeigt, dass die Ausbreitungsrechnung sehr stark auf den Auftrieb reagiert. Grund ist die starke vertikale Aufweitung der Ausbreitungsfahne. Bei den LASAT-Ausbreitungsrechnungen wurde mangels Messdaten jedoch weiterhin eine thermisch neutrale Quelle angesetzt.

Als Empfehlung sollte daher künftig nicht nur wie schon bisher die atmosphärische Hintergrundschichtung aus den USA-1 Messungen abgeleitet werden, sondern es sollte auch der von der Deponie an die Atmosphäre abgegebene Wärmestrom bestimmt werden. Dazu müssen u.a. Messungen der Temperaturdifferenz zwischen dem austretenden Deponiegas und der Umgebung durchgeführt werden. Dabei könnten z.B. Wärmebildkameras zum Einsatz kommen (vgl. **Abb. 7.1**).

Messung	Neutrale Quelle, kein Bodenwärmestrom	„Warme Quelle“, Bodenwärmestrom 250 W/m ²	„Warme Quelle“, Bodenwärmestrom 500 W/m ²
20110310	5.98	24.6	29.0
20110318a	1.56	14.2	17.0
20110318b	3.38	19.7	23.4

Tab. 9.3: Berechnete Quellstärke [g/s] für thermisch neutrale und warme Quellen.

9.8 Einschalten der Belüftung

Das Einschalten der Belüftung wurde nicht systematisch untersucht, es liegen aber im Vorlauf der Messungen 20110310 und 20110318a TDLAS-Messungen aus einem Zeitraum vor, als die Belüftung noch nicht aktiviert war. Um wenige Minuten verzögert nach Einschalten der Belüftung steigt die stromab gemessene Methankonzentration C_{real} allmählich an und erreicht nach ca. 20-30 min wieder einen quasi-stationären Zustand. Die quasi-stationären Methankonzentrationen nach Einschalten der Belüftung sind um den Faktor 2-2.5 höher als vor dem Einschalten. Das Einschalten der Belüftung hat demnach einen signifikanten Einfluss auf das Emissionsverhalten der Quelle.

Als Empfehlung sollte daher sorgfältig auf das Erreichen eines quasi-stationären Zustandes nach Aktivierung bzw. Deaktivierung der Belüftung geachtet werden.

9.9 Fazit der Sensitivitätsuntersuchungen

Im Kapitel 9 wurden insgesamt rund 400 Sensitivitätsuntersuchungen durchgeführt, um den Einfluss der zahlreichen Einflussgrößen bzw. Freiheitsgrade bei den Methan-Konzentrationsmessungen und bei der Modellierung der Methan-Ausbreitung auf das Endergebnis, die modellierte Methan-Quellstärke, zu untersuchen und um Festlegungen zur Durchführung des Verfahrens zu treffen. Als Fazit ist festzuhalten, dass die meisten der untersuchten Parameter einen messbaren, teils signifikanten Einfluss auf das Endergebnis haben und daher sorgfältig festgelegt werden müssen. Um bei der späteren praktischen Anwendung an verschiedenen Standorten untereinander vergleichbare Ergebnisse zu produzieren, muss die Festlegung der Parameter nach einer standardisierten, reproduzierbaren Vorgehensweise erfolgen.

Die Untersuchung zur **Lage der Messstrecke** führte zu der Empfehlung, immer möglichst quer zum Wind entlang einer möglichst langen Messstrecke zu messen, möglichst im echten Lee der Quelle mit einer Ausdehnung größer als die Ausdehnung der Quelle quer zum Wind. Die **Höhe der Messstrecke** konnte messtechnisch nur wenig variiert werden und lieferte somit keine wesentlichen Zusatzinformationen, so dass hier auf die zweite Höhe verzichtet werden kann. Beide Erkenntnisse wurden bei den TDLAS-Messungen seit November 2010 umgesetzt. Die genaue **Quellhöhe** innerhalb der ersten Gitterschicht wurde als irrelevant bewertet. Für alle LASAT Ausbreitungsrechnungen wird eine Flächenquelle in Höhe von 0.1 m über Grund angesetzt. Hochfrequente USA-1 Winddaten enthalten mehr Turbulenzinformationen und führen zu einer realistischeren Fahnenaufweitung als niederfrequente USA-1 Winddaten. Daher wurde für alle Messungen ab 2011 ein **USA-1 Messintervall von 10 s** festgelegt. Die **mittlere Bodenrauigkeit** hat einen signifikanten Einfluss auf die durch Bodenreibung erzeugte Turbulenz und damit auch auf die Fahnenaufweitung, sie sollte daher an jedem Standort sorgfältig geprüft werden. Gleiches gilt für die **thermische Hintergrund-schichtung**, sie wird bei allen LASAT-Ausbreitungsrechnungen aus den USA-1 Daten abgeleitet. Wenn die Quelle nicht thermisch neutral, sondern wärmer als die Umgebung ist, führt der thermische Auftrieb zu einem signifikant anderen Endergebnis. Daher sollte künftig auch der von der Deponie abgegebene Wärmestrom ermittelt werden, dazu muss die **Temperaturdifferenz zwischen dem austretenden Deponiegas und der Umgebung** erfasst werden. Da keine Daten zur Temperaturdifferenz vorliegen, wird bei allen LASAT-Ausbreitungsrechnungen eine thermisch neutrale Quelle angesetzt. Bei Deponiekörpern mit nur **zeitweise aktiver Belüftung** sollte bei den TDLAS-Messungen sorgfältig auf das Erreichen eines quasi-stationären Zustandes nach Aktivierung bzw. Deaktivierung der Belüftung geachtet werden.

Das Ergebnis der Sensitivitätsuntersuchungen ist die Basis für die Messungen und LASAT-Ausbreitungsrechnungen für den Vergleich verschiedener Methoden im Kapitel 10.

10 ERGEBNISSE DES VERFAHRENS

Für alle Messtage mit aktiver Belüftung des Deponiekörpers wurden Quelltermberechnungen gemäß Abschnitt 5.4 mit folgender Versuchsanordnung durchgeführt:

- Messungen:
 - Messintervall der USA-1-Windmessungen: 10 s (Ausnahme 2010: 10 min)
 - Messintervall der TDLAS-Messungen: ca. 10 s
- Ausbreitungsrechnung:
 - Rauigkeitslänge $z_0 = 0.5$ m
 - Thermische Schichtung berechnet aus den USA-1-Messungen
 - Thermisch neutrale Quelle
 - Homogene Quellstruktur
 - Quellhöhe 0.1 m über Grund
- Quelltermberechnung:
 - CH_4 -Hintergrundkonzentration: $C_{real,0} = 2$ ppm (vgl. Gleichung 5.2).

Abb. 10.1 zeigt die Ergebnisse der Quelltermberechnung und unabhängige Vergleichsdaten, die mit den in Kapitel 8 beschriebenen alternativen Methoden zur Methan-Frachtberechnung ermittelt wurden. Bei der Zeitachse wird aus Gründen der Übersichtlichkeit auf eine gleichmäßige Zeiteinteilung verzichtet, stattdessen wird jede einzelne Messung gleich stark gewichtet dargestellt. Die Daten der Methode „Biofilter + Belüftung“ sind Monatsmittelwerte, ebenso die Daten der Haubenmessungen, die nur für Oktober 2011 vorliegen. Für die Gasprognose liegen Jahresmittelwerte für 2010 und 2011 vor, für die Materialanalyse nur ein Wert für den Gesamtzeitraum.

Bei der Ermittlung der Eingangsparameter der traditionellen Methoden zur Abschätzung der Methanfracht von Deponien gibt es zahlreiche Unsicherheiten und vereinfachende Annahmen, so dass letztlich nicht bekannt ist, welche der hier zur Verfügung stehenden Alternativmethoden die wahre Quellstärke am besten beschreibt. Daher gab es keine konkrete Zielvorgabe für das Ergebnis der Berechnungen der hier neu entwickelten Methode. Die Messungen, die Ausbreitungsmodellierung und die Quelltermberechnung wurden „nach bestem Wissen“ durchgeführt, d.h. insbesondere die Erkenntnisse der Sensitivitätsuntersuchungen in Kapitel 9 wurden soweit möglich berücksichtigt.

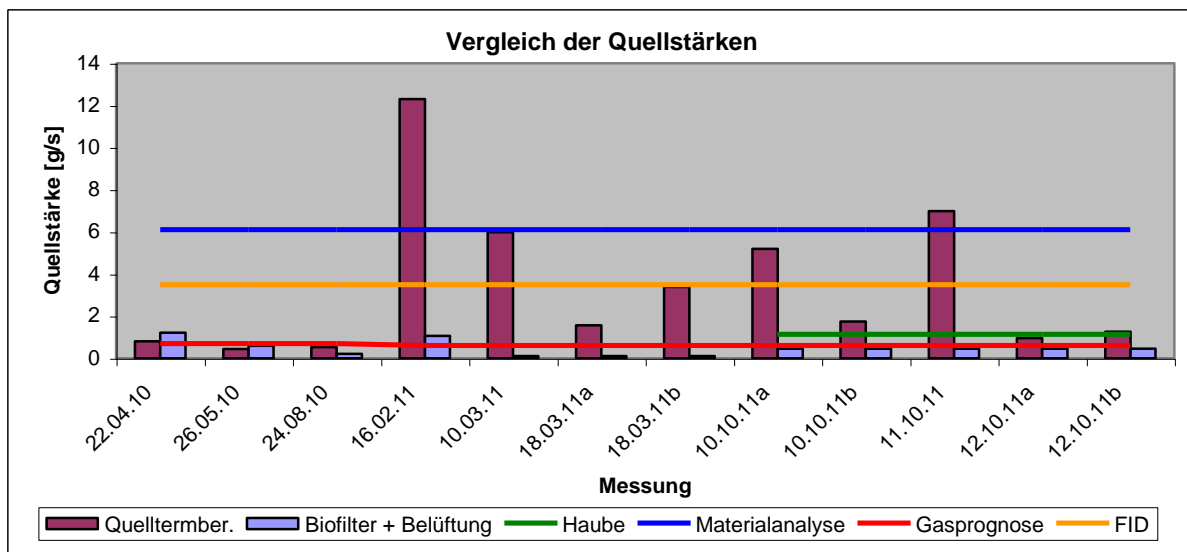


Abb. 10.1: Vergleich der Quelltermberechnung mit 5 verschiedenen Alternativmethoden zur Methan-Frachtberechnung.

Abb. 10.1 zeigt, dass sich die modellierten Quellterme meist innerhalb der Schwankungsbreite der verschiedenen Vergleichsdaten bewegen, allerdings eher im oberen Bereich und mit teils deutlichen Unterschieden zwischen den einzelnen Messungen.

Die größte Abweichung außerhalb der Schwankungsbreite ist am 16.2.11 zu verzeichnen, sie lässt sich jedoch als Ausreißer erklären. Bei dem an diesem Messtag vorherrschenden Ostnordostwind ist der stromauf nach Ostnordost angrenzende alte Deponiekörper eine relevante zusätzliche Hintergrundquelle, welche durch die bei der Quelltermberechnung ange-setzte CH_4 -Hintergrundkonzentration $C_{real,0} = 2$ ppm nur unzureichend abgebildet wird (vgl. Diskussion in Abschnitt 5.4). Diese These wird unterstützt durch eine zusätzliche Methanmessung entlang einer weiteren Messstrecke, die sich weiter östlich, also weiter stromauf, teils am Rand, überwiegend aber noch über der Testdeponie befindet. Entlang dieser Messstrecke MP3-TP4 wurde am gleichen Messtag eine Methankonzentration von 11.7 ppm gemessen. Mit einer Hintergrundkonzentration von $C_{real,0} = 11.7$ ppm statt 2 ppm würde sich die Quellstärke von 12.3 g/s auf 7.1 g/s reduzieren.

Abb. 10.1 zeigt weiterhin, dass für das Jahr 2010 insgesamt deutlich niedrigere Quellterme ($Q_{real} < 1$ g/s) berechnet wurden als für das Jahr 2011. Dieser Unterschied fällt zeitlich zusammen mit Änderungen der Lage und Länge der Messstrecken ab November 2010 (vgl. **Abb. 7.5**) und der Länge des USA-1 Messintervalls (2010: 10 min, 2011: 60 s). Ein mögli-

cher Erklärungsansatz hierfür ist, dass die 2010er Messungen nicht im Lee, sondern noch direkt über der Quelle durchgeführt wurden. Dort ist, wie in Abschnitt 0 diskutiert, prinzipiell von einer schlechten Qualität von Lagrangemodellen auszugehen. Aufgrund des diagnostischen Windfeldmodells kann sich die Ausbreitungsfahne im unmittelbaren Nahbereich der Quelle im Modell nicht so schnell aufweiten wie in der Realität, d.h. die Konzentration ist dort noch zu hoch. Erschwerend kommt hinzu, dass die Daten zu Windrichtung und -geschwindigkeit für 2010 nur als 10 min Mittel vorliegen, was die modellierte Aufweitung der Fahne gegenüber 2011 ebenfalls einschränkt. Wahrscheinlich resultiert daher, dass die für 2010 modellierte Methankonzentration C_{mod} zu hoch ist, was nach Gleichung (5.2) zu einer Unterschätzung der wahren Quellstärke Q_{real} führt. Mit einer stärker aufgeweiteten modellierten Fahne wäre C_{mod} niedriger und Q_{real} größer. Ab dem Jahr 2011 wurden gezielt auch Messungen entlang einer längeren Messstrecke im Lee der Quelle durchgeführt, um dieses Problem zu umgehen.

Beim Vergleich zwischen der Quelltermberechnung und den zeitabhängigen Vergleichsdaten (Methode „Biofilter + Belüftung“) ist in **Abb. 10.1** keine Korrelation zu erkennen. In der Literatur werden verschiedene Abhängigkeiten zwischen der Methanemission und externen Parametern diskutiert, welche durch die alternativen Methoden zur Methanfrachtberechnung möglicherweise nicht komplett erfasst werden. Dies könnte den scheinbar unkorrelierten zeitlichen Verlauf der Quellstärken zumindest teilweise erklären.

Poulsen und Møldrup (2006) beschreiben drei verschiedene Prozesse des Gastransports, die bei der Physik der Methanemission von Bedeutung sind:

1. Gastransport induziert durch Diffusion,
2. Advektiver Gastransport induziert durch großskalige Druckgradienten, z.B. auf Grund der Passage von großräumigen Wettersystemen,
3. Advektiver Gastransport induziert durch Wind bzw. kleinskalige Turbulenz, z.B. durch Böen einzelner Turbulenzwirbel.

In zwei Fallstudien kommen Poulsen und Møldrup (2006) zu der Erkenntnis, dass der windinduzierte Gastransport bis zu 60% der Gesamtemission ausmachen kann und somit – je nach Kombination weiterer Einflussgrößen wie Bodenfeuchte, Bodentemperatur, Porosität und Luftdurchlässigkeit – sogar der dominante Transportprozess sein kann.

Die Prozesse Nr. 2 und 3 erzeugen vertikale Druckgradienten zwischen der oberflächennahen Deponieschicht und der bodennahen Atmosphäre, sie unterscheiden sich in der räumlichen und zeitlichen Skala der Prozesse, die diese Gradienten erzeugen. Zu den Auslösern von Nr. 3 zählen auch quasi-stationäre Druckfelder durch Überströmung von irregulärem Gelände (Takle et al., 2003), hier z.B. der Saugeffekt durch Unterdruck bei Überströmung der nach oben gewölbten Deponieoberfläche (vgl. **Abb. 6.2** und **Abb. 7.5**).

Solche vertikalen Druckgradienten konnten auf verschiedenen Skalen durch Messungen nachgewiesen werden. So zeigt eine Fallstudie von Takle et al. (2003), dass hochfrequente Druckschwankungen mit einer Frequenz < 2 Hz ungedämpft in die obersten Zentimeter eines trockenen Lehmbodens eindringen. Für eine alte Hamburger Hafenschlickdeponie konnten Gebert und Gröngröft (2006) und Rachor et al. (2012) signifikante vertikale Druckgradienten mit wechselnden Vorzeichen mit einem Betrag bis max. 1.6 hPa auf verschiedenen zeitlichen Skalen von 10 min bis hin zu Jahreszeiten nachweisen.

Für die TDLAS-Messung im Lee der Quelle und die Quelltermberechnung ist es nicht relevant, welche Anteile die drei Prozesse an der momentanen Methanfreisetzung haben, solange sie die Ausbreitung und die Messung selbst nicht beeinflussen. Die relativen Anteile können bei der bestehenden Datenlage nur qualitativ verglichen werden, um die alternativen Methoden zur Methanfrachtberechnung zu bewerten.

Die hohe Porosität und Luftdurchlässigkeit des Biofilters begünstigen nach Poulsen und Møldrup (2006) den diffusiven Gastransport.

Gemäß den Anforderungen zur Durchführung der Quelltermberechnung (Abschnitt 5.3) wurden bei der Auswahl der Messtage Schwachwindtage mit einer mittleren bodennahen Windgeschwindigkeit < 1.5 m/s ausgeschlossen. Die Messungen mit aktiver Belüftung des Deponiekörpers in **Abb. 10.1** weisen Windgeschwindigkeiten zwischen 2 m/s und 6.5 m/s in der Anemometerhöhe von 4.5 m über Grund auf (Ausnahme: 24.08.2010: 0.8 m/s), womit auch der advective Transport induziert durch Wind bzw. kleinskalige Turbulenz begünstigt wird. Die Vorgabe der VDI Richtlinie 4285 Blatt 1 (VDI, 2005), nur bis zu einer bodennahen Windgeschwindigkeit < 4.0 m/s zu messen (1.5-2 m über Grund), wird damit eingehalten (6.5 m/s in 4.5 m über Grund entsprechen nach dem logarithmischen Windprofil etwa 3 m/s in 2 m über Grund).

Bei der Methode „Biofilter + Belüftung“ in Abschnitt 8.3 erfolgt die Berechnung der monatlichen Methanfracht aus dem Deponiekörper über den in Abschnitt 0 beschriebenen Belüftungsvolumenstrom. Dieser entspricht einer mittleren Gasaustrittsgeschwindigkeit von lediglich ca. 0.1 mm/s an der Deponieoberfläche. Bei diesem Ansatz bleibt der wind- bzw. turbulenzinduzierte advektive Transport unberücksichtigt. Damit wird die wahre Methanfracht durch diese Methode bei den während der Messungen vorherrschenden Windgeschwindigkeiten unterschätzt. Gleiches gilt für die Methode der Haubenmessungen in Abschnitt 8.4. Die Haube stört das Emissionsverhalten der Quelle, da sie den windinduzierten Methanaustausch an der Deponieoberfläche mindert. Beide Methoden stellen demnach für die Validierung in **Abb. 10.1** untere Schranken dar, da sie im Mittel eher optimistische (niedrige) Werte liefern. Sie sind daher besser für windschwache Tage geeignet.

Zudem erfolgten die Konzentrationsmessungen im Biofilter für die Methode „Biofilter + Belüftung“ lt. FID-Messung vom 03.05.2011 in einem emissionsarmen Gebiet (vgl. **Abb. 6.6** und **Abb. 7.2**). Die an diesem Ort im Biofilter gemessene Methankonzentration wird bei der Methode „Biofilter + Belüftung“ für die gesamte Quellfläche angesetzt. Emissionsreiche Flächenanteile wie „Hot spots“ und Risse bleiben unberücksichtigt. Auch dies spricht für eine Unterschätzung der wahren Methanfracht durch die Methode „Biofilter + Belüftung“.

Hingegen wurden die Messorte für die Haubenmessungen im Oktober 2011 nach Kenntnis der FID-Ergebnisse bewusst ausgewogen ausgewählt (vgl. Abschnitt 7.3.2, **Abb. 7.23**).

Eine weitere Möglichkeit zur Bewertung der Gesamtmethode bieten direkte Gegenüberstellungen der ermittelten Quellstärke zu einzelnen hier bzw. in der Literatur bereits diskutierten möglichen Einflussfaktoren. **Abb. 10.2** vergleicht die Ergebnisse der Quelltermberechnung (a) mit der Methan-Konzentrationsdifferenz $C_{real} - C_{real,0}$, (b) mit der mit dem USA-1 gemessenen Windgeschwindigkeit und (c) mit der stündlichen Drucktendenz während der jeweiligen TDLAS-Messung. In **Abb. 10.2a** ist eine direkte Proportionalität der Quellstärke zur Konzentrationsdifferenz $C_{real} - C_{real,0}$ zu erkennen, sie spiegelt die vorgegebene Berechnungsvorschrift, Gleichung (5.2), wider.

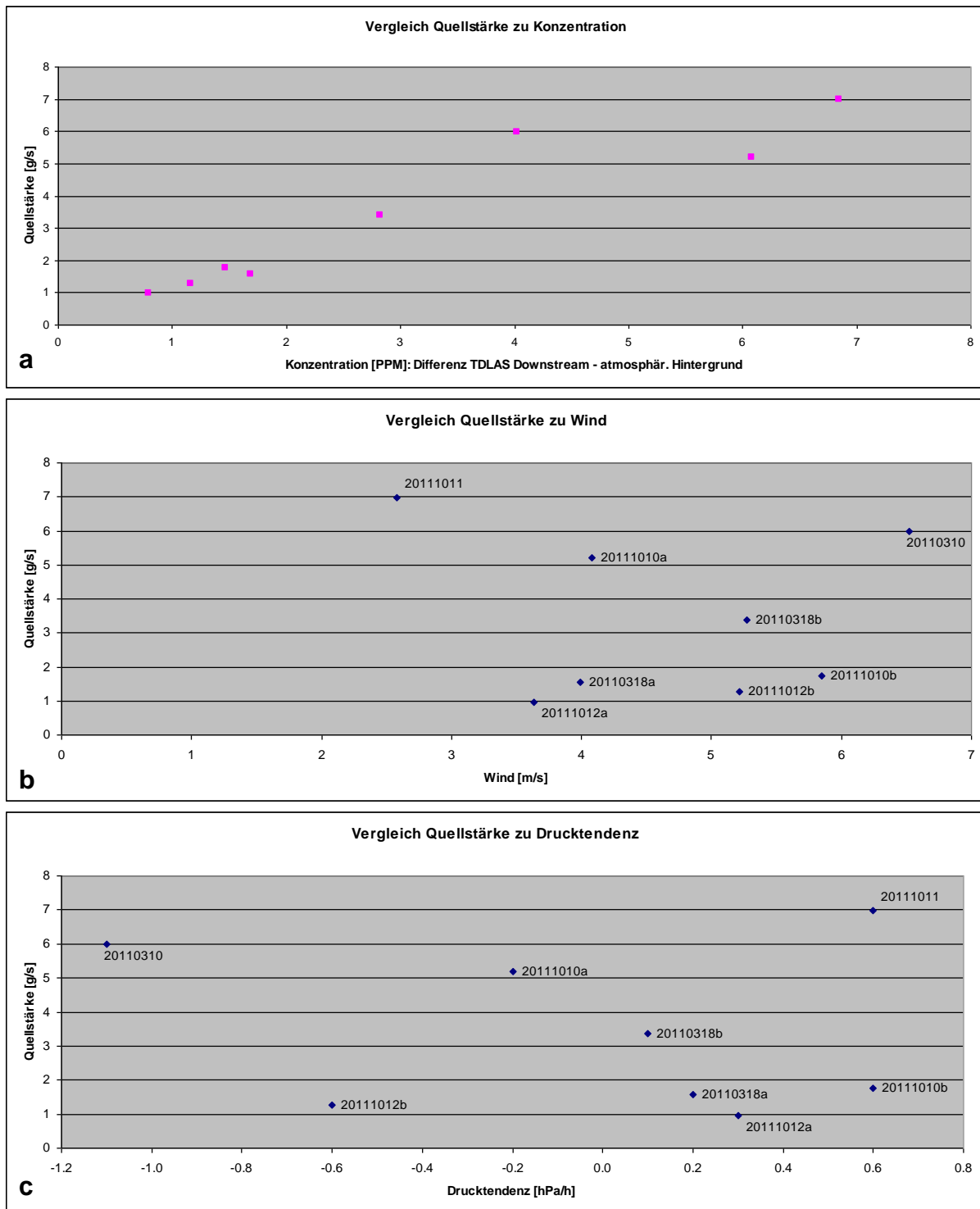


Abb. 10.2: Vergleich der Ergebnisse der Quelltermberechnung mit (a) der mit dem TDLAS gemessenen Konzentration, (b) der mit dem USA-1 gemessenen Windgeschwindigkeit und (c) der stündlichen Drucktendenz während der TDLAS-Messung.

Zur besseren Vergleichbarkeit beschränken sich **Abb. 10.2b** und **c** auf Messungen mit gleicher Windrichtung (Westwind) und gleicher Messstrecke (MP5-TP4). Alle Datenpunkte sind mit dem Label der jeweiligen Messung aus **Abb. 10.1** beschriftet, damit im folgenden Text direkt auf die einzelnen Messungen Bezug genommen werden kann.

Abb. 10.2b und **c** deuten auf komplexe Zusammenhänge hin. In **Abb. 10.2b** sind möglicherweise zwei gegenläufige Abhängigkeiten der Quellstärke vom Wind zu erkennen. Die Messungen der Gruppe 20111012a, 20110318a,b und 20110310 deuten auf eine positive Abhängigkeit. Hingegen deuten die Messungen der Gruppe 20111011, 20111010a, 20110318b und 20111010b auf eine negative lineare Abhängigkeit. Eine positive Abhängigkeit ließe sich durch den wind- bzw. turbulenzinduzierten advektiven Gastransport erklären. Eine negative Abhängigkeit hingegen deutet auf andere dominante Prozesse, z.B. den von klassischen gefassten Quellen (z.B. Schornsteinen) bekannten Verdünnungseffekt: die gemessene Konzentration nimmt erfahrungsgemäß mit steigender Windgeschwindigkeit ab. Auffällig ist eine relative Häufung der März- bzw. Oktobermessungen in den jeweiligen Gruppen.

Der Vergleich der Quellstärke zur stündlichen Drucktendenz während der jeweiligen TDLAS-Messung in **Abb. 10.2c** liefert ein uneindeutiges Bild. Wäre die Drucktendenz der einzige dominante Auslöser der Methanemission, so wären bei negativen Drucktendenzen hohe Quellstärken, bei positiven Drucktendenzen hingegen niedrige Quellstärken zu erwarten. Ausreißer wären in diesem Fall die beiden Oktobermessungen 20111012b und 20111011.

Die geringen Fallzahlen lassen keine weiterführende Interpretation einzelner Abhängigkeiten in **Abb. 10.2b** und **c** zu. Wird nicht die Quellstärke wie in **Abb. 10.2b** und **c**, sondern die mit dem TDLAS gemessene Methankonzentration mit der Windgeschwindigkeit bzw. mit der Drucktendenz verglichen, so ergibt sich ein ähnliches Bild (nicht gezeigt).

Die Ergebnisse lassen sich am besten mit einem multivariaten System mit mehreren, je nach Umgebungsbedingungen konkurrierenden Abhängigkeiten erklären, so wie dies auch in der Literatur untersucht wird (Poulsen und Møldrup, 2006; Gebert et al, 2011; Rachor et al., 2012). Demnach können neben der Windgeschwindigkeit und der Drucktendenz u.a. auch Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Lufttemperatur die Methanemission beeinflussen.

Zusammenfassend lässt sich für die Validierung der Gesamtmethode festhalten, dass die modellierten Quellstärken innerhalb der durch die Alternativmethoden gesetzten Schwankungsbreite lagen, aber eher im oberen Bereich mit teils deutlichen Unterschieden zwischen

den einzelnen Messungen. Ein detaillierter Vergleich mit Ergebnissen der alternativen Methoden zur Methanfrachtberechnung konnte nicht eindeutig zeigen, welche aus der Literatur bekannten Parameter letztlich hauptverantwortlich sind für die v.a. bei den 2011er Messungen beobachtete zeitliche Variabilität der Quellstärken. Für eine Hochrechnung der Jahresemission wäre diese Information jedoch erforderlich.

Aus technischer Sicht ist die Entwicklung der neuen Methode zur Ermittlung von Emissionsraten von klimarelevanten Gasen aus Flächenquellen abgeschlossen. Die im Rahmen dieses Projekts erstellte Software ist einsatzbereit, sie besteht aus einem zusätzlichen Prä- und Postprozessor mit grafischer Benutzeroberfläche für Eingabe- bzw. Ausgabedaten des Lagrangeschen Ausbreitungsmodells LASAT. Die Software unterstützt den LASAT-Anwender beim Import der USA-1 Winddaten, sie berechnet aus den LASAT-Konzentrationsfeldern die Linienintegrale entlang der virtuellen Messstrecken, ggf. zeitlich gemittelt, und sie führt die Quelltermberechnung zur Ermittlung der Quellstärke durch.

Aus praktischer Sicht ist ein besseres Verständnis der zeitlichen Variabilität der Quellstärken wünschenswert, denn dies würde zukünftig eine genauere Hochrechnung der Jahresemission und damit auch eine genauere Quantifizierung des Erfolgs von Emissionsminderungsmaßnahmen erlauben. Das folgende Kapitel 11 gibt Handlungsempfehlungen dazu.

11 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Seitens der Quelltermberechnung und ihrer Validierung ergeben sich nach Abschluss dieses Forschungsprojektes drei offene Fragenkomplexe, die eng miteinander verbunden sind und die Grundlage für eine mögliche Fortführung der Untersuchungen bilden.

1. Validierung der neuen Methode „TDLAS + Quelltermberechnung“

Eine weitergehende Validierung der neuen Methode „TDLAS + Quelltermberechnung“ sollte das Ziel haben, die in **Abb. 10.1** festgestellte, starke zeitliche Variabilität der berechneten Quellstärken zu klären. Erste Ansatzpunkte für mögliche Abhängigkeiten der Quellstärke von externen Parametern liefern die Sensitivitätsuntersuchungen in Kap. 9 sowie die Diskussion der Ergebnisse von **Abb. 10.2**. Die Klärung etwaiger Abhängigkeiten wirkt sich auch direkt auf den dritten Fragenkomplex aus, die Berechnung der Jahresemission (s.u.). Nachweisstrategien sind in **Tab. 11.1** aufgelistet.

2. Kriterien für die Anwendbarkeit der Methode

In Abschnitt 5.3 werden verschiedene Einschränkungen der Methode genannt, verbunden mit Kriterien für die Auswahl der Messtage. Ausgeschlossen sind signifikante Wetterereignisse mit Winddrehungen, Schwachwindtage mit Windgeschwindigkeiten < 1.5 m/s sowie stromauf gelegene Strömungshindernisse. Zu vermeiden sind stromauf gelegene oder unmittelbar benachbarte „Hintergrundquellen“. Diese Kriterien zielen auf Bedingungen für eine korrekte Durchführung der einzelnen TDLAS-Messung und der zugehörigen Ausbreitungsrechnung, sie treffen aber keine Aussage hinsichtlich der Eignung der Messbedingungen für die Ermittlung einer repräsentativen Jahresemission.

Um die Methode auch auf Standorte mit den o.g. „Hintergrundquellen“ anwenden zu können, muss eine Strategie für die Berücksichtigung dieser Quellen entwickelt werden.

3. Strategie für die Ermittlung der Jahresemission

Das in der Einleitung genannte Fernziel des Verfahrens, die Ermittlung der Jahresemission, verlangt nicht nur korrekte, sondern auch für das Jahr repräsentative Messungen und Ausbreitungsrechnungen. Für bisher übliche Verfahren werden hierzu bevorzugt Messtage „ohne störenden Windeinfluss“ gewählt. Die beobachteten Abhängigkeiten der berechneten Quellstärke von der Windgeschwindigkeit und der Drucktendenz legen jedoch den Schluss nahe, dass eine Beschränkung auf wind-

schwache Tage keine repräsentative Basis für die Ermittlung der Jahresemission schafft.

In erster Näherung dürfte der Einfluss der Windgeschwindigkeit gegenüber der Drucktendenz dominieren, da positive und negative Drucktendenzen sich übers Jahr hin ausgleichen bzw. um Null herum schwanken, wohingegen der mittlere Betrag der Windgeschwindigkeit übers Jahr immer positiv ist.

Eine denkbare Strategie zur Ermittlung der Jahresemission wäre dann die Hochrechnung mit Hilfe einer synthetischen Windrose, d.h. einer für den Standort gültigen, künstlich berechneten Jahreswindzeitreihe.

Abhängigkeit(en)	Ansatz
Windgeschwindigkeit, Quelltemperatur	Künstliche Methanquelle mit regelbarer Emissionsstärke, regelbarer Temperatur
Drucktendenz und -differenz	Simultane Druckmessungen über und im Biofilter, Auswahl von Messtagen mit positiven und negativen Drucktendenzen
Weitere Hintergrundquelle stromauf, Einflussbereich Nachbarquelle	Eine stationäre TDLAS-Messung und zusätzlich simultane, „mobile“ Konzentrationsmessungen zur 2D/3D-Erkundung, nicht nur bei Westwind, sondern auch bei Ostwind
Belüftung	Erste TDLAS-Messung jedes Messtages noch bei abgeschalteter Belüftung durchführen

Tab. 11.1: Strategien zum Nachweis einzelner Abhängigkeiten aus Kap. 9 bzw. 10.

12 AUSBLICK

Im Rahmen dieses Forschungsprojekts konnte eine neue Methode zur Bestimmung der Methan-Quellstärke einer Flächenquelle entwickelt und erprobt werden. Aus den Ergebnissen von relativ einfach durchführbaren Langstreckenmessungen mit einem Laser-Absorptionsspektrometer (TDLAS-Messungen) war es möglich, über eine Ausbreitungsrechnung (Quelltermberechnung) die Methan-Quellstärke eines Deponieabschnitts zu berechnen. Die Ergebnisse konnten über verschiedene Alternativmethoden zur Quellstärkenbestimmung verifiziert werden und waren plausibel. Besonders die im Rahmen dieses Projektes weiterentwickelte Methode zur Messung der Quellstärke über eine Messhaube („Büsnau-Box“), die auch zeitgleich zu den TDLAS-Messungen durchgeführt wurde, erbrachte für sich genommen, zuverlässige Emissionsraten. Der Vergleich der Werte und die für die Quelltermberechnung durchgeführte Sensitivitätsanalyse führten jedoch zu folgenden Erkenntnissen:

- Die für einzelne Messpunkte mit der Büsnau-Box ermittelten Quellstärken sind geringer als die durch Quelltermberechnung bestimmten Gesamt-Quellstärken.
- Die Randbedingungen wie Wind, Luftdruck und Turbulenz wirken sich in erheblichem Maß auf die Quellstärke aus.
- Die Emissionsrate von (passiven) Flächenquellen wie z. B. Deponien unterliegt dadurch so erheblichen Schwankungen, dass die Angabe einer „mittleren Quellstärke“ (z. B. Jahresmittel) nicht ohne weiteres möglich ist.

Die im Rahmen des Forschungsprojekts entwickelten Werkzeuge können durch weitere Forschungen zur Klärung der jetzt noch offenen Fragen eingesetzt werden. Neue, auf den jetzigen Erkenntnissen basierende Untersuchungen wären folgendermaßen denkbar:

- TDLAS-Messungen auf dem bisherigen Deponiebereich bei meteorologischen Bedingungen, die bisher nicht möglich waren
- Eine stationäre TDLAS-Messung und zusätzlich simultane, „mobile“ Konzentrationsmessungen zur 2D/3D-Erkundung, nicht nur bei Westwind, sondern auch bei Ostwind
- Vergleichsmessungen mit einer modifizierten Haube mit veränderter Strömungsgeometrie und Berücksichtigung von Temperatureffekten
- Beurteilungskriterien für die Eignung der Messergebnisse als Momentaufnahme oder als für den Standort repräsentativen Wert

Aufgrund der bisherigen Ergebnisse scheint klar, dass die Ermittlung der „tatsächlichen“ Emission einer Flächenquelle wie z.B. einer Deponieoberfläche durch Messungen wesentlich aufwendiger ist, als bisher angenommen. So ist davon auszugehen, dass mit einer Messhaube, die den „störenden Windeinfluss“ ausschließen soll, eben gerade nicht die wirkliche Emissionsrate ermittelt wird. Für eine Abbildung der tatsächlichen Emissionen ist die Berücksichtigung der meteorologischen Faktoren unerlässlich.

13 LITERATUR

- Babilotte, A., Lagier, T., Fiani, E., Taramini, V., (2010): Fugitive Methane Emissions from Landfills: Field Comparison of Five Methods on a French Landfill. *J. Environmental Engineering*, **136**, 777-784.
- Denmead, O.T. (2008): Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil*, **309**, 5-24.
- Deponie Verordnung 2009 (Stand 17.10.2011) Teil 2, §12 Absatz 3.2.
- Flesch, T.K., Wilson, J.D., Yee, E. (1995): Backward-time Lagrangian stochastic dispersion models and their application to estimate gaseous emissions. *J. Appl. Meteorol.*, **34**, 1320-1332.
- Flesch, T.K., Wilson, J.D., Harper, L.A., Crenna, B.P., Sharpe, R.R. (2004): Deducing ground to air emissions from observed trace gas concentrations: a field trial. *J. Appl. Meteorol.*, **43**, 487-502.
- Flesch, T.K., Wilson, J.D., Harper, L.A. (2005): Deducing ground to air emissions from observed trace gas concentrations: a field trial with wind disturbance. *J. Appl. Meteorol.*, **44**, 475-484.
- Flesch, T.K., Harper, L.A., Desjardins, R.I., Gao, Z., Crenna, B.P. (2009): Multi-source emission determination using an inverse-dispersion technique. *Boundary-Layer Meteorol.*, **132**, 11-30.
- Gamperling, O., Lechner, P., (2006): Methanoxidation zur Verminderung der Gasemissionen bei aerober In-Situ Stabilisierung von Altdeponien. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien, Praxistagung Deponie 2006.
- Gebert, J., Gröngröft, A., (2006): Passive landfill gas emission - Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management*, **26**, 245-251.
- Gebert, J., Rachor, I., Gröngröft, A., Pfeiffer, E.-M., (2011): Temporal variability of soil gas composition in landfill covers. *Waste Management*, **31**, 935-945.

- Janicke, L., Janicke, U., (2000): Vorschlag eines meteorologischen Grenzschichtmodells für Lagrangesche Ausbreitungsmodelle. Ber. zur Umweltphysik, Nr. **2**, 27 pp.
- Maciel, F.J., Juca, J.F.T., (2011): Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste Management*, **31**, 966-977.
- Poulsen, T.G., Møldrup, P., (2006): Evaluating effects of wind-induced pressure fluctuations on soil-atmosphere gas exchange at a landfill using stochastic modelling. *Waste Manag. Res.*, **24**, 473-481.
- Rachor, I.M., Gebert, J., Gröngroft, A., Pfeiffer, E.-M., (2012): Variability of 2 methane emissions from an old landfill on different time scales. *European Journal of Soil Science*. In Begutachtung.
- Rachor, I., Streese-Kleeberg, J., Gebert, J., (2009): Spatial and temporal variability of gas emissions from old landfills. *Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 5 – 9 October 2009. CISA Publisher, Italy.
- Reiser, M., Zhu, H., Kranert, M. (2008). Neue Methode zur berührungslosen Methanmessung auf Deponien. *Türkisch-Deutsche Abfalltage 2008, Izmir (Türkei)*. Tagungsband S. 99-110.
- Rettenberger, G., (1982). Forschungsbericht 103 02 207 Teil II: Untersuchung zur Entstehung, Ausbreitung und Ableitung von Zersetzungsgasen in Abfallablagerungen. *Texte des Umweltbundesamtes 13/1982*.
- Rettenberger G., Metzger H., (1992): Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen – Leitfaden Deponiegas-. *Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), pp 8-14.
- Rettenberger G., (2004): Untersuchung zur Charakterisierung der Gasphase in Abfallablagerungen. *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*. Band 82. Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft, sowie Abfallwirtschaft e. V. (FEI).

- Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Willand, Achim., (2006): Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. Schlussbericht zum UBA-FB UFOPLAN-Nr. 204 34 327, 172 S.
- Tabasaran, O, Rettenberger, G., (1987): "Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen"; in: Müllhandbuch, Kennziffer 4547.
- Takle, E.S., Brandle, J.R., Schmidt, R.A., Garcia, R., Litvina, I.V., Massman, W.J., Zhou, X., Doyle, G., Rice, C.W., (2003): High-frequency pressure variations in the vicinity of a surface CO₂ flux chamber. *Agricultural and Forest Meteorol.*, **114**, 245-250.
- VDI (2005): Messtechnische Bestimmung der Emissionen aus diffusen Quellen – Grundlagen. Richtlinie VDI 4285, Blatt 1. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Juni 2005.
- VDI (2008): Messen von Deponiegasen - Messungen von Oberflächenemissionen. Richtlinie VDI 3860E, Blatt 3.: Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Januar 2008.
- Weber, K., Fischer, C., van Haren, G., Bothe, K., Laue, M., Pisirtsidis, S., Gonzales Ramos, Y., Barrancos, P., Hernández, P., Pérez, N. M., Pabel, K., Sosef, M., (2008): Ground-based optical remote sensing techniques for the investigation of volcanic gases at the volcano Teide (Tenerife, Spain). VDI-Berichte 2040 – Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität, VDI-Verlag Düsseldorf, 2008, S. 285-290.