

# MASTERARBEIT

Möglichkeiten und Grenzen der beschleunigten In-situ-Stabilisierung  
von Deponieinventar durch Sickerwasserinfiltrationsmaßnahmen  
im Rahmen der Stilllegungs- und Nachsorgephase

Annemarie Menzel

Matrikelnr.: 3700307

Erstprüfer: Prof. Dr.-Ing. habil. Christina Dornack (TU Dresden, IAK)

Zweitprüfer: Dipl.-Ing. Knut Fritzsche (Abfallwirtschaftszweckverband Ostthüringen)

Betreuer: Dr.-Ing. Christoph Wünsch (TU Dresden, IAK)

Termin der Abgabe: Dresden, 15.10.2018

## Aufgabenstellung

Hier wird eine Kopie bzw. für das Bibliotheksexemplar das Original der ausgereichten Aufgabenstellung eingeordnet.



# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>VIII</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>IX</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>X</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2 Grundlegende Prozesse im Deponiekörper</b>	<b>3</b>
2.1 Stoffaustrag aus Deponien . . . . .	3
2.2 Wasserhaushalt und Sickerwasserbildung . . . . .	4
2.2.1 Wasserverteilung und -bewegung im Deponiekörper . . . . .	7
2.2.2 Zusammensetzung des Sickerwassers . . . . .	8
2.3 Biochemische Prozesse . . . . .	11
2.3.1 Aerobe Prozesse . . . . .	11
2.3.2 Anaerobe Prozesse . . . . .	12
2.3.3 Einflussfaktoren für den biologischen Abbau . . . . .	14
2.4 Chemisch-physikalische Prozesse . . . . .	17
<b>3 Beschleunigte Stabilisierung des Deponieinventars</b>	<b>20</b>
3.1 Konzept der Reaktordeponie . . . . .	20
3.2 Rechtliche Rahmenbedingungen . . . . .	21
3.2.1 Phaseneinteilung nach DepV . . . . .	21
3.2.2 Stabilisierungsmaßnahmen in der Ablagerungs- und Stilllegungsphase	22
3.2.3 Stabilisierungsmaßnahmen während der Nachsorgephase . . . . .	24
3.3 Varianten der technischen Umsetzung . . . . .	26
3.3.1 Infiltrationsmedium . . . . .	26

---

3.3.2	Infiltrationsvolumen . . . . .	28
3.3.3	Bautechnische Ausführung . . . . .	30
3.4	Voraussetzungen für Infiltrationsmaßnahmen . . . . .	32
<b>4</b>	<b>Beurteilung der Infiltration am Standort Untitz während der Stilllegungsphase</b>	<b>34</b>
4.1	Beschreibung des Standortes und des allgemeinen Deponieaufbaus . . . . .	34
4.2	Basisabdichtung . . . . .	35
4.2.1	Ausführung der Basisabdichtung . . . . .	35
4.2.2	Funktionstüchtigkeit der Basisabdichtung . . . . .	36
4.3	Abfallinventar . . . . .	39
4.3.1	Ostfeld . . . . .	39
4.3.2	Altkörper . . . . .	46
4.4	Sickerwasserfassung . . . . .	47
4.4.1	Ausführung des Sickerwasserfassungssystems . . . . .	47
4.4.2	Funktionstüchtigkeit der Sickerwasserfassung . . . . .	48
4.5	Sickerwasseraufbereitung . . . . .	49
4.6	Technische Umsetzung der Infiltration . . . . .	51
4.7	Einfluss der Infiltration auf den Wasserhaushalt . . . . .	53
4.7.1	Verteilung des Infiltrats im Deponiekörper . . . . .	53
4.7.2	Langfristige Entwicklung der Sickerwassermenge . . . . .	68
4.7.3	Kurzfristige Veränderung des Rohwasserzufflusses . . . . .	70
4.7.4	Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung . . . . .	72
4.8	Deponiegas . . . . .	76
4.8.1	Ausführung der Deponieentgasung . . . . .	76
4.8.2	Funktionstüchtigkeit der Entgasung . . . . .	77
4.8.3	Entwicklung der Gasqualität und -quantität . . . . .	79
4.9	Temperaturentwicklung im Deponiekörper . . . . .	86
4.10	Stabilität des Deponiekörpers . . . . .	88
4.10.1	Beeinträchtigungen der Standsicherheit . . . . .	88
4.10.2	Setzungen . . . . .	88
4.11	Kosten für die Infiltration . . . . .	93
4.12	Nachhaltigkeit . . . . .	95

---

4.13	Fazit zur Infiltration während der Stilllegung . . . . .	95
<b>5</b>	<b>Fortführung der Infiltration während der Nachsorge</b>	<b>97</b>
5.1	Veränderte Bedingungen während der Nachsorgephase . . . . .	97
5.2	Aufbau und Wirkung der Oberflächenabdichtung . . . . .	97
5.3	Voraussetzungen zur Weiterführung der Infiltration . . . . .	98
5.4	Anpassung des Infiltrationsbetriebes . . . . .	105
5.4.1	Infiltrationsmedium . . . . .	105
5.4.2	Infiltrationsvolumen . . . . .	105
5.5	Kosten . . . . .	106
5.6	Ende der Infiltration . . . . .	107
5.7	Fazit zur Weiterführung der Infiltration während der Nachsorge . . . . .	108
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>109</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>117</b>
	<b>Anhang</b>	<b>118</b>
	<b>Eidesstattliche Erklärung</b>	<b>154</b>
	<b>Datenträger</b>	<b>155</b>

# Abbildungsverzeichnis

2.1	Mechanismen des Stoffaustrages aus Deponien [12] . . . . .	4
2.2	Wasserhaushalt einer Deponie [30] . . . . .	5
2.3	Fließweg des Wassers durch den Deponiekörper [12] . . . . .	8
2.4	Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung [12] . . . . .	10
2.5	Stufen des anaeroben Abbaus von Biomasse [46] . . . . .	13
2.6	Entwicklung der Deponiegaszusammensetzung [12] . . . . .	13
2.7	Einflussfaktoren auf biologischen Abbau und Gasbildung [12] . . . . .	14
2.8	Relative Mobilität von Schwermetallen [12] . . . . .	19
3.1	Zeitphasen einer Deponie [38] . . . . .	22
3.2	Zuzuführende Wassermenge in Abhängigkeit vom Behandlungsziel . . . . .	29
3.3	Technische Umsetzung einer vertikalen Infiltration [12] . . . . .	31
3.4	Technische Umsetzung einer horizontalen Infiltration [12] . . . . .	32
4.1	Schematischer Aufbau der Deponie Untitz . . . . .	35
4.2	Lage der Grundwassermessstellen am Standort Untitz [18] . . . . .	37
4.3	Zusammensetzung des Abfallinventars auf dem Ostfeld . . . . .	41
4.4	Glühverlust der Proben aus den Bohrungen (2011) . . . . .	45
4.5	Wassergehalt der Proben aus den Bohrungen (2011) . . . . .	45
4.6	Prinzip der Umkehrosmose [11] . . . . .	50
4.7	Disc-Tube-Membranmodul der Sickerwasseraufbereitungsanlage [26] . . . . .	51
4.8	Schnittdarstellung eines Infiltrationsschachtes mit Sickerrigolen [20] . . . . .	53
4.9	Messprinzip für geoelektrische Messungen . . . . .	55
4.10	Messprinzip für 2D-Widerstandstomografie . . . . .	56
4.11	Positionierung der Messsonden in den Sickerwasserschächten . . . . .	62

---

4.12	Spezifische Leitfähigkeit im Sickerwasser der einzelnen Haltungen am 16. Juli 2018 [mS/cm] . . . . .	64
4.13	Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung in den Sickerwasserhaltungen . . . . .	66
4.14	Ergebnisse der Temperaturmessung in den Sickerwasserhaltungen . . . . .	67
4.15	Entwicklung von Niederschlags-, Rohwasser- und Infiltrationsmengen am Ostfeld	69
4.16	Anteil des Rohsickerwassers am gefallenem Niederschlag in den Sommermonaten	69
4.17	Anteil des Rohsickerwassers am gefallenem Niederschlag in den Wintermonaten	70
4.18	Täglicher Rohwasserzulauf im Vergleich zur Infiltration . . . . .	72
4.19	Ergebnisse der FID-Begehung 2014 [25] . . . . .	78
4.20	Entwicklung des monatlich erfassten Gasvolumens (gesamter Standort) . . . .	80
4.21	Prognostizierten Gasbildung im Vergleich zum erfassten Gasvolumen (gesamter Standort) . . . . .	82
4.22	Entwicklung der Gesamtgaszusammensetzung . . . . .	84
4.23	Entwicklung der Temperatur an der Deponiebasis . . . . .	87
4.24	Durchschnittstemperatur in den einzelnen Haltungen im August 2017 . . . .	88
4.25	Verlauf der Setzungen an den Setzungspegeln VSP02 und VSP16 . . . . .	90
4.26	Verlauf der Setzungen nahe dem Infiltrationsschacht VS1 . . . . .	91
4.27	Verlauf der Setzungen nahe den übrigen Infiltrationsschächten . . . . .	92
5.1	Regelaufbau für die Oberflächenabdichtung [22] . . . . .	99
5.2	Integration der Infiltrationsschächte in die Oberflächenabdichtung [24] . . . .	100
6.1	Organikhaltiges Material nach Einbauabschnitten [Mg] . . . . .	118
6.2	Organikhaltiges Material nach Einbauabschnitten [%] . . . . .	119
6.3	Interpolierte Mächtigkeit organikhaltiger Schichten im Altkörper[m] . . . . .	120
6.4	Interpolierte Anteil organikhaltigem Materials im Altkörper [%] . . . . .	121
6.5	Aufbringung der Zwischenabdichtung auf dem Ostfeld (1997) . . . . .	122
6.6	Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005) . . . . .	122
6.7	Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005) . . . . .	123
6.8	Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005) . . . . .	123
6.9	Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005) . . . . .	124
6.10	Einbau von Abfällen mittels Kompaktor (2004) . . . . .	124

---

6.11	Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005) . . . . .	125
6.12	Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005) . . . . .	125
6.13	Freigelegte Abfälle im Altkörper aus dem Jahr 1997 (2018) . . . . .	126
6.14	Freigelegte Abfälle im Altkörper aus dem Jahr 1997 (2018) . . . . .	126
6.15	Freigelegter Abfall auf dem Ostfeld (2011) . . . . .	127
6.16	Freigelegter Abfall auf dem Ostfeld (2011) . . . . .	127
6.17	Freigelegter Abfall auf dem Ostfeld (2012) . . . . .	128
6.18	Lageplan Versickerungsschächte . . . . .	128
6.19	Bau der Versickerungsschächte und Rigolen (2012) . . . . .	129
6.20	Bau der Versickerungsschächte und Rigolen (2012) . . . . .	129
6.21	Randbedingungen im Versuchszeitraum . . . . .	130
6.22	Lage der geoelektrischen Messprofile [17] . . . . .	131
6.23	Ergebnisse der Widerstandsmessung Messprofil P2 [17] . . . . .	131
6.24	Ergebnisse der Widerstandsmessung Messprofil P2[17] . . . . .	132
6.25	Ergebnisse der IP-Messung Messprofil P2[17] . . . . .	133
6.26	Ergebnisse der Widerstandsmessung Messprofil P1 [17] . . . . .	134
6.27	Ergebnisse der IP-Messung Messprofil P1[17] . . . . .	135
6.28	Entwicklung der spezifischen Leitfähigkeit des Rohsickerwassers . . . . .	136
6.29	Entwicklung des pH-Wertes des Rohsickerwassers . . . . .	136
6.30	Entwicklung des CSB- und BSB-Gehaltes im Rohsickerwasser . . . . .	136
6.31	Entwicklung der AOX-Konzentration im Rohsickerwasser . . . . .	137
6.32	Entwicklung des Stickstoffgehaltes im Rohsickerwasser . . . . .	137
6.33	Entwicklung der Phosphorkonzentration des Rohsickerwassers . . . . .	137
6.34	Entwicklung der Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Rohsickerwasser . . .	138
6.35	Entwicklung der Borat-Bor-Konzentration im Rohsickerwasser . . . . .	138
6.36	Entwicklung der Natrium-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen im Rohsickerwasser . . . . .	139
6.37	Entwicklung der Kupfer- und Arsenkonzentrationen im Rohsickerwasser . . .	139
6.38	Entwicklung der Chrom-, Nickel- und Zinkkonzentrationen im Rohsickerwasser	140
6.39	Entwicklung der Eisen- und Mangankonzentrationen im Rohsickerwasser . . .	140
6.40	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	141

---

6.41	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	142
6.42	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	143
6.43	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	144
6.44	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	145
6.45	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	146
6.46	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	147
6.47	Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen . . . . .	148
6.48	Plan der Gasbrunnen . . . . .	148
6.49	Setzungspegel und Setzungsisolines auf dem Ostfeld (Stand 2015) . . . . .	149

## Tabellenverzeichnis

2.1	Überschlägliche Massenbilanz für Sickerwasserinhaltsstoffe aus Hausmülldeponien ([39] in [12]) . . . . .	9
2.2	Wirkung des Wassergehaltes auf biologische Prozesse[14] . . . . .	15
2.3	Schwermetallkonzentrationen bei denen eine Hemmung festgestellt wurde [10]	17
4.1	Aufbau Basisabdichtung [41] . . . . .	36
4.2	Auslöseschwellenwerte für das Grundwasser [36] . . . . .	38
4.3	Übersicht der Infiltrationsbrunnen . . . . .	52
4.4	Übersicht geoelektrische Messtermine . . . . .	58
4.5	Bau- und Instandhaltungsmaßnahmen am Entgasungssystem . . . . .	77
4.6	Emissionsklasse nach VDI-Richtlinie 3860 Blatt 3 [31] . . . . .	78
4.7	Kosten, die im Zusammenhang mit der Infiltration im Zeitraum von 2010 bis 2017 angefallen sind . . . . .	94
6.1	Spezifikation der Messsonden [33] . . . . .	150
6.2	Gemessene Temperaturen während der Kamerabefahrung in den einzelnen Haltungen[°C]	151
6.3	Abgelagerte Abfallmengen nach Fraktionen [Mg] . . . . .	152
6.4	Angenommene Zusammensetzung der einzelnen Fraktionen . . . . .	152
6.5	Schätzung der Masse des abgelagerten biologisch abbaubaren Materials [Mg] .	153



## Abkürzungsverzeichnis

AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
AVV	Abfallverzeichnisverordnung
BHKW	Blockheizkraftwerk
biol.	biologisch
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DepV	Deponieverordnung
DK	Deponieklasse
el.	elektrisch
EU	Europäische Union
FID	Flammenionisationsdetektor
Gew.-%	Gewichtsprozent
GSS	Gassammelstation
GWM	Grundwassermessstelle
IP	Induzierte Polarisation
KDB	Kunststoffdichtungsbahn
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
künstl.	künstlich
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
org.	organisch
oTS	organische Trockensubstanz
P	Pegel
PE	Polyethylen
PEHD	Polyethylen hoher Dichte
S	Sickerleitung
spez.	spezifisch
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
Vol.-%	Volumenprozent
VS	Versickerungsschacht
VSP	Setzungspunkt

# 1 Einleitung

Eine Deponie dient in der Regel der langfristigen Ablagerung von Abfällen. Dabei ist es die Aufgabe der modernen Deponietechnik, schädliche Umweltauswirkungen, die von diesen Abfällen ausgehen können, zu vermeiden. Dazu gehören technische Maßnahmen, die die Emission von Schadstoffen in die Atmosphäre, den Boden oder das Grundwasser verhindern. Zudem sollte bereits bei der Ablagerung das Emissionspotential verschiedener Abfallarten berücksichtigt und durch eine geeignete Vorbehandlung vermindert werden. Diese Vorbehandlung ist seit 2005 durch die damalige TA Siedlungsabfall (TASi)[2] bzw. heute die Deponieverordnung (DepV)[5] gesetzlich vorgeschrieben. So ist unter anderem die Ablagerung von Abfällen mit signifikantem Organikgehalt, wie zum Beispiel Hausmüll, heutzutage unzulässig, wodurch keine Emissionen infolge eines biologischen Abbaus entstehen können.

Das Abfallinventar von klassischen Siedlungsabfalldeponien, die vor 2005 betrieben wurden, ist dagegen in der Regel durch einen hohen Anteil organischen Materials charakterisiert. Dies hat zur Folge, dass auch Jahrzehnte nach der Ablagerung noch biochemische Prozesse im Deponieinneren ablaufen, bei denen unter anderem belastetes Sickerwasser und das Treibhausgas Methan entstehen. Um langfristig den Aufwand für die Aufbereitung des anfallenden Sickerwassers und die Gasverwertung bzw. -beseitigung zu minimieren und potentielle Emissionen nicht auf zukünftige Generationen zu verschieben, sollen sogenannte Stabilisierungsverfahren dazu führen, den biologischen Abbau des organischen Materials zu beschleunigen. Die Verfahren beruhen darauf, dass durch eine gezielte Wasser- oder Luftzufuhr die Milieubedingungen für den biologischen Abbau optimiert werden.

Am Standort Untitz wird seit 2010 die gezielte Infiltration von deponieeigenem Sickerwasser zur Optimierung des Wassergehaltes im Deponiekörper durchgeführt, mit dem Ziel, die biochemische Umsetzung des abgelagerten Abfalls zu intensivieren und so die langfristige Stabilisierung zu fördern. Die Deponie befindet sich derzeit in der Stilllegungsphase und soll 2019

durch die Fertigstellung der Oberflächenabdichtung in die Nachsorgephase überführt werden. Diese Arbeit soll klären, inwieweit eine Fortführung der Infiltrationsmaßnahmen in der Nachsorge möglich und sinnvoll ist.

Dazu werden ausgehend von naturwissenschaftlichen, technischen und rechtlichen Grundlagen zunächst die Voraussetzungen für die Durchführbarkeit und den Erfolg von Infiltrationsmaßnahmen im Allgemeinen herausgearbeitet. Basierend darauf soll die aktuelle Infiltrationssituation am Standort Untitz beurteilt werden. Dazu dient die Auswertung einer umfangreichen bereits existierenden Datengrundlage ebenso wie zusätzliche im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte bzw. in Auftrag gegebene Messungen. Ausgehend von der aktuellen Situation kann dann anschließend eine Prognose für die zukünftige Nachsorge abgegeben werden.

## 2 Grundlegende Prozesse im Deponiekörper

### 2.1 Stoffaustrag aus Deponien

Insbesondere in Siedlungsabfalldeponien ist die Entwicklung und Veränderung des Deponieinventars nach der Ablagerung geprägt durch eine Vielzahl von ablaufenden chemischen, biologischen und physikalischen Prozessen. Für die Bearbeitung deponietechnischer Fragestellungen ist es wichtig, diese zu kennen und ihre Zusammenhänge zu verstehen. Im Hinblick auf den Schutz vor potentiellen schädlichen Deponieemissionen, sind vor allem die Mechanismen entscheidend, die zu einem (Schad-)Stoffaustrag, vorwiegend auf dem Gas- oder Wasserpfad, führen können. Dazu werden im Folgenden die relevanten Vorgänge und Hintergründe erläutert, die die Entstehung und die Zusammensetzung von Sickerwasser und Deponiegas beeinflussen. Es ist zu berücksichtigen, dass die beschriebenen Prozesse nicht voneinander entkoppelt stattfinden, sondern vielmehr durch ein komplexes Zusammenwirken gekennzeichnet sind.

Abbildung 2.1 veranschaulicht die wichtigsten Vorgänge in einer Hausmülldeponie und ihren Einfluss aufeinander. Organisches Material wird demnach im Wesentlichen durch biochemische Prozesse umgesetzt. Der Austrag anorganischer Komponenten erfolgt dagegen auf chemisch-physikalischem Weg. Als Endprodukte dieser Prozesse entstehen Deponiegas, Sickerwasser und ggf. künstliches Sediment. Anhand ihrer Quantität und genauen Zusammensetzung, welche im Rahmen des Deponiemonitorings ermittelt werden, lässt sich der Zustand einer Deponie beschreiben.

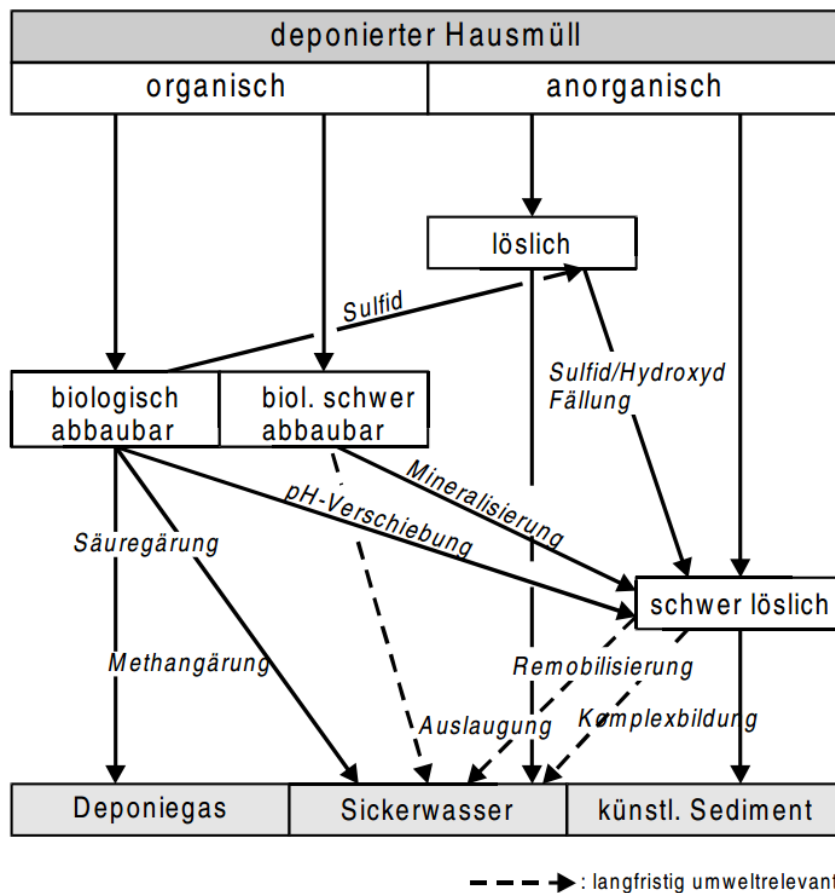


Abbildung 2.1: Mechanismen des Stoffaustrages aus Deponien [12]

## 2.2 Wasserhaushalt und Sickerwasserbildung

Der Begriff Deponiesickerwasser bezeichnet jenes Wasser, welches an der Basis einer Deponie bzw. eines Deponieabschnittes anfällt. Dort wird es in der Regel gefasst und abgeleitet und in Sammelbecken zwischengespeichert. Für die Einleitung des gefassten Sickerwassers in ein Fließgewässer bestehen rechtliche Vorschriften und Grenzwerte. Um diese Vorgaben einhalten zu können, ist häufig eine Sickerwasserbehandlung notwendig, die zeitlich auch über das Ende der Abfallablagerungen hinaus erfolgen muss.

Ein wesentlicher Anteil des Sickerwassers resultiert aus dem Niederschlag, der am Depo- niestandort anfällt. In Abhängigkeit von der Abdichtungssituation der Deponieoberfläche infiltriert das Niederschlagswasser in den Deponiekörper, wo es mit den abgelagerten Ab- fallbestandteilen in Kontakt tritt. Dabei laufen verschiedene physikalische, chemische und biochemische Prozesse ab, bevor das Wasser gravitationsbedingt schließlich die Deponiebasis



Die Berechnung der Sickerwasserbildung bzw. des Abflusses an der Deponiebasis kann über eine Wasserhaushaltsbilanz erfolgen. Nach [30] gilt die folgende Bilanzgleichung:

$$A_B = N - V_E - V_T - A_O - S \pm R \pm W_B + W_K$$

mit

$A_B$	... Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis
$N$	... Niederschlag
$V_E$	... Evaporation
$V_T$	... Transpiration
$A_O$	... Oberflächenabfluss
$S$	... Speicherung
$R$	... Rückhalt
$W_B$	... Wasserbedarf/ -freisetzung aus biologischer Umsetzung
$W_K$	... Konsolidation

Die Bildung von Sickerwasser aufgrund klimatischer und lokaler Bedingungen wird auch als klimatische Sickerwasserbildung bezeichnet. Sie wird nicht nur vom Niederschlag, sondern auch von Verdunstung und Oberflächenabfluss beeinflusst, die wiederum durch die Abdichtungssituation der Deponie bestimmt werden. Für eine Bilanzierung ist folglich zu berücksichtigen, ob und in welcher Form eine Deponie oder ein Deponieabschnitt offen, abgedeckt, abgedichtet oder rekultiviert ist. Bei einer vollständigen Oberflächenabdichtung kann angenommen werden, dass die klimatische Sickerwasserbildung gleich Null ist [12].

Der Wasserrückhalt beschreibt die zeitliche Verzögerung des Abflusses. Im Gegensatz dazu versteht man unter Speicherung die dauerhafte Bindung von Wasser. Beide Komponenten hängen von Faktoren, wie Deponiehöhe, Anfangswassergehalt, Abfallzusammensetzung, Abfalldichte, Gefüge und Abbauzustand, ab. So verringert sich zum Beispiel die Speicherkapazität, wenn Bauschutt und Bodenaushub abgelagert werden oder wenn bestimmte Fraktionen wie Organik oder Papier abgetrennt werden. Der Einbau gering verdichteter Abfälle hat ein erhöhtes Porenvolumen zur Folge, was eine geringe Speicherkapazität und damit einen geringen Rückhalt bewirken kann. Dies zeigt sich dann in einer stark ansteigenden Sickerwassermenge, da eine schnelle Versickerung mit einer geringen Verdunstung einhergeht.

### 2.2.1 Wasserverteilung und -bewegung im Deponiekörper

Die Inhomogenität der abgelagerten Abfälle auf Siedlungsabfaldeponien bestimmt maßgeblich das Fließverhalten des Wassers im Deponiekörper. Die Beschreibung der Wasserbewegungen gestaltet sich deshalb dahingehend als schwierig, als dass sich Korngrößenverteilung und Durchlässigkeiten für beispielsweise Hausmüll, Gewerbeabfälle, verschiedenste Industrieabfälle oder Bauschutt deutlich unterscheiden. Dazu kommt, dass aufgrund des horizontalen Schichteinbaus der Abfälle die vertikale Wasserdurchlässigkeit in der Regel geringer ist als die horizontale. Dabei spielt auch die Art der Verdichtung / Kompaktierung, die beim Einbau durchgeführt wird, eine Rolle. In der Folge entstehen bevorzugte Sickerwege, weshalb lokal sehr trockene aber auch intensiv durchfeuchtete Bereiche entstehen können. Wasserdurchlässige Materialien, wie zum Beispiel Kunststofffolien, können eine dauerhafte Absperrewirkung haben. Sie verursachen einen sogenannten „Dachpfanneneffekt“, wie er schematisch in Abbildung 2.3 dargestellt ist [37] [12]. Dennoch verändern sich Fließwege mit der Zeit durch Setzungen und weitere Strukturänderungen, die durch den voranschreitenden biologischen Abbau bewirkt werden. Organische Abfallbestandteile können durch die Umsetzung mit steigendem Deponiealter eine Humusstruktur annehmen, welche durch ein hohes Wasserrückhaltevermögen gekennzeichnet ist, wohingegen andere Abfallbestandteile einen geringen Wasserrückhalt aufweisen. Die damit räumlich und zeitlich veränderliche Kombination aus mehr oder weniger wasserdurchlässigen Bereichen bedingt, dass eine realitätsnahe Beschreibung der Verhältnisse schwer möglich ist. In der Literatur zu findende Werte für Sickergeschwindigkeiten von  $0,6 \frac{m}{a}$  bis  $0,1676 \frac{m}{a}$  schwanken stark und können deponiespezifisch sehr unterschiedlich sein.



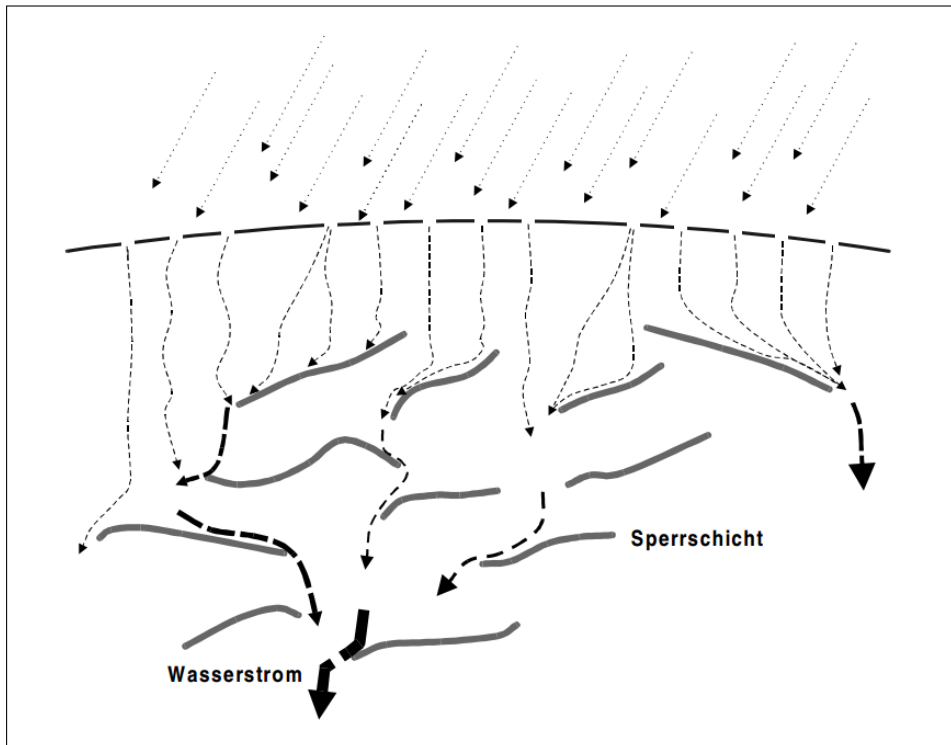


Abbildung 2.3: Fließweg des Wassers durch den Deponiekörper [12]

### 2.2.2 Zusammensetzung des Sickerwassers

Aufgrund der unterschiedlichen abgelagerten Abfallfraktionen ist Sickerwasser von Siedlungsabfalldeponien durch eine komplexe chemische Zusammensetzung mit einer Vielzahl von Inhaltsstoffen gekennzeichnet. Zu den Hauptkomponenten gehören:

- Organische Substanzen, die durch die Summenparameter CSB, BSB<sub>5</sub>, AOX und TOC bestimmt werden
- Stickstoff, welcher in Form von NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N oder N<sub>org</sub> vorliegen kann
- Salzbildner wie zum Beispiel Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Hydrogencarbonat, Magnesium oder Calcium und
- Schwermetalle

Tabelle 2.1 fasst die Gewichtsanteile dieser Komponenten an einem Kilogramm Sickerwasser einer typischen Hausmülldeponie zusammen.

**Tabelle 2.1:** Übersichtliche Massenbilanz für Sickerwasserinhaltsstoffe aus Hausmülldeponien ([39] in [12])

<b>organische Inhaltsstoffe:</b> 0,1 - 3 g (5 - 20 %) Summenparameter CSB, BSB <sub>5</sub> , TOC, AOX		
<b>anorganische Inhaltsstoffe:</b> 1,6 - 14,3 g (80 - 95 %) Parameter		
<b>Stickstoff</b> 0,3 - 2 g	<b>Salzbildner</b> 1,3 - 12,3 g	<b>Schwermetalle</b> 0,0005 - 0,004 g
NH <sub>4</sub> -N: 97 % NO <sub>2</sub> -N: 1 % NO <sub>3</sub> -N: 2 %	HCO <sub>3</sub> : 57 % Cl: 57 % Na: 57 % K: 8 % andere: 76 %	Cr: 15 % Zn: 15 % Ni: 15 % Pb: 12 % Cu: 12 % Cd: 5 % As: 4 % Hg: 2 %

Die verschiedenen Phasen des biologischen Abbaus von Deponieinhaltsstoffen (vgl. Abschnitt 2.3.2) sind auch mit einer Veränderung der Sickerwasserzusammensetzung über die Zeit verbunden. Eine erhöhte organische Belastung während der sauren Phase spiegelt sich z.B. in hohen CSB und BSB<sub>5</sub>- Werten wieder. Während der stabilen Methanphase treten im Vergleich dazu geringere organische Belastungen auf, die mit der Zeit weiter abnehmen. Ebenso nimmt die Stickstoffbelastung über die verschiedenen Phasen hinweg ab, bleibt aber auch langfristig auf einem hohen Niveau. Anhand der in Abbildung 2.4 dargestellten Entwicklung der Sickerwasserqualität lassen sich drei Phasen ableiten:

- Anstieg der Konzentrationen während der Betriebsphase
- Erreichen eines Maximalwertes nach Abschluss des Betriebes
- Abnahme der Konzentration aufgrund Fortschreiten des biochemischen Abbaus und Aufbringung von Abdeckungen

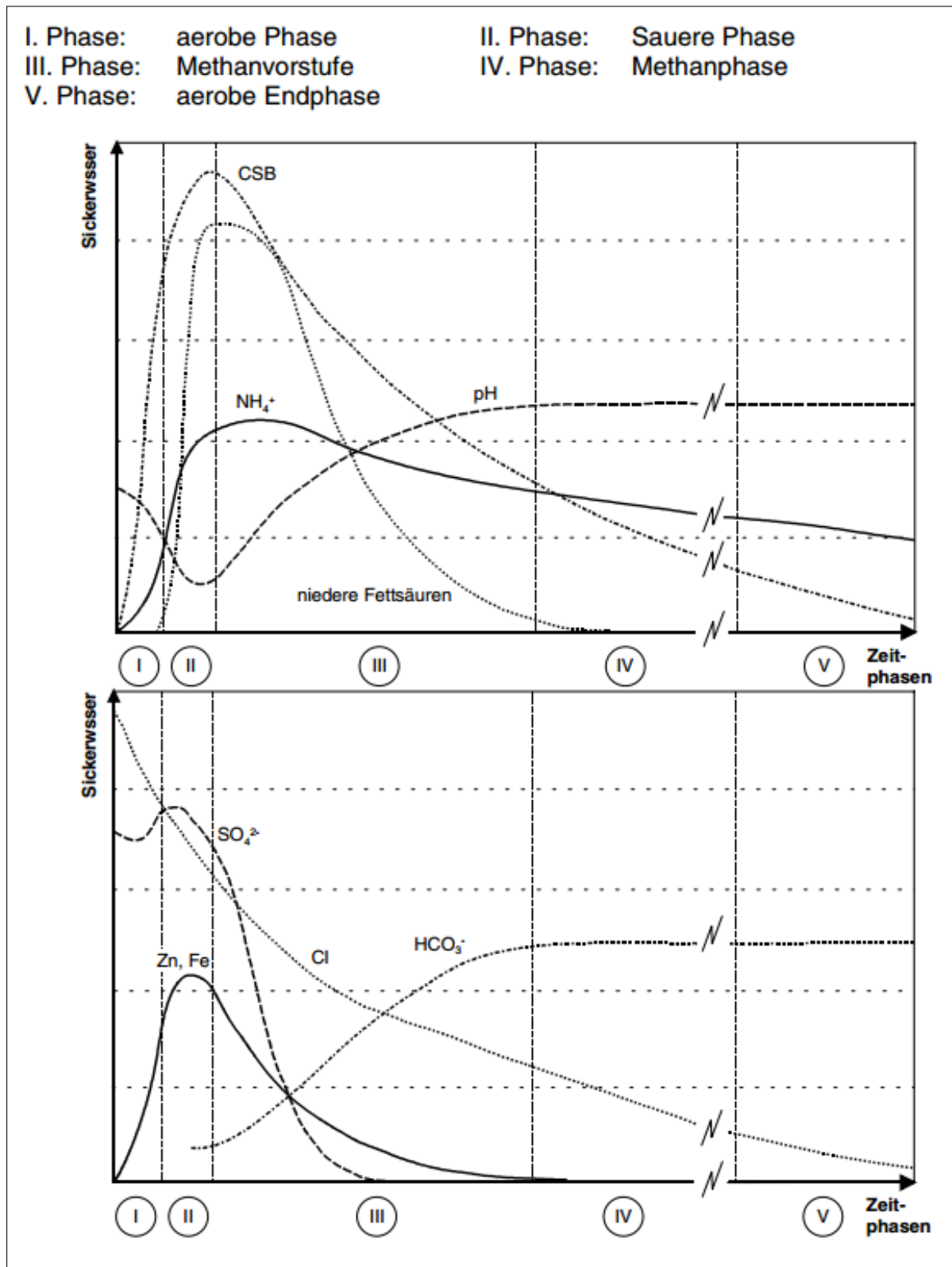


Abbildung 2.4: Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung [12]

Für die Prognose der zukünftigen Qualität des Sickerwassers wird eine Abbaufunktion erster Ordnung zu Grund gelegt. In ihrer einfachsten Form kann die Abnahme von Stoffkonzentrationen anhand folgender Gleichungen beschrieben werden [42]:

$$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

und

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$$

mit

$C$	... Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt $t$ [ $\frac{mg}{l}$ ]
$C_0$	... Ausgangskonzentration im Sickerwasser [ $\frac{mg}{l}$ ]
$k$	... Abbaukonstante [ $\frac{1}{a}$ ]
$t$	... Zeit [ $a$ ]
$t_{1/2}$	... Halbwertszeit

In dieser Gleichung werden jedoch Einflussgrößen, wie zur Verfügung stehende Stoffmassen, Niederschlags- bzw. Sickerwasserinfiltration und weitere deponiespezifische Faktoren nicht berücksichtigt.

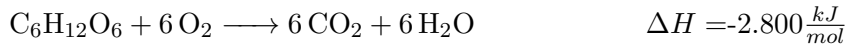
## 2.3 Biochemische Prozesse

Durch die Ablagerung von nicht vorbehandeltem Siedlungsabfall gelangen erhebliche Mengen an organischen Abfallfraktionen in den Deponiekörper. Vor allem Küchenabfälle, Grünschnitt, Papier, Pappe und Altholz, die durch einen hohen Organikgehalt gekennzeichnet sind, liefern organisch abbaubares Material. In Abhängigkeit vom Sauerstoffangebot kann die biochemische Umsetzung der Organik durch die entsprechenden Mikroorganismen auf aeroben oder anaeroben Weg stattfinden. Neben der Abfallzusammensetzung und der Verfügbarkeit von Sauerstoff beeinflussen auch der Wasserhaushalt und die Deponietechnik den Bioabbau.

### 2.3.1 Aerobe Prozesse

In frisch eingebauten Abfällen bzw. im oberflächennahen Bereich ist in der Regel ausreichend Sauerstoff vorhanden, sodass aerobe Prozesse an dieser Stelle dominieren. Die organische Ausgangssubstanz wird durch die Mikroorganismen mit Hilfe von Sauerstoff zu Kohlenstoffdioxid

und Wasser oxidiert. Dabei wird Energie frei, die durch Mikroorganismen genutzt oder in Form von Wärme freigesetzt wird. Die folgende Reaktionsgleichung beschreibt die Oxidation von Glucose als Beispiel für organische Ausgangsstoffe [7].



Der Aufschluss der Ausgangssubstanz erfolgt enzymatisch, wobei zunächst leicht abbaubare Substanzen umgesetzt werden. Erst danach erfolgen der Aufschluss und die Umsetzung mittel- bzw. schwer abbaubaren Materials unter der Voraussetzung, dass noch genügend Sauerstoff verfügbar ist. Dies ist jedoch meist nicht der Fall, da im Deponiebetrieb kontinuierlich weiterer Abfall abgelagert wird, der einen weiteren Luftzutritt zu darunter liegenden Abfallschichten weitgehend verhindert.

### 2.3.2 Anaerobe Prozesse

In den sauerstoffarmen Bereichen dominieren die anaeroben Abbauprozesse. Sie sind im Vergleich zu aeroben Abbauwegen für Deponien also auch langfristig relevant. Endprodukte des anaeroben Abbaus sind Kohlenstoffdioxid und Methan. Beispielhaft für Glucose gilt folgende Summengleichung [7]:



Mit  $409 \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$  ist die Energiebilanz des anaeroben Abbaus für die Mikroorganismen weniger günstig als beim aeroben Abbau.

Zunächst werden dabei durch fakultativ anaerobe Bakterien polymere Substanzen wie Fette, Zellulose und Proteine in ihre Bausteine (Fettsäuren, Monosaccharide, Aminosäuren, etc.) zerlegt. Diese werden weiter zu Formiat, Acetat, niedermolekularen Fettsäuren,  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2$  verstoffwechselt. Anschließend werden die Reaktionsprodukte von methanogenen Bakterien zu Methan verstoffwechselt (Abbildung 2.5)

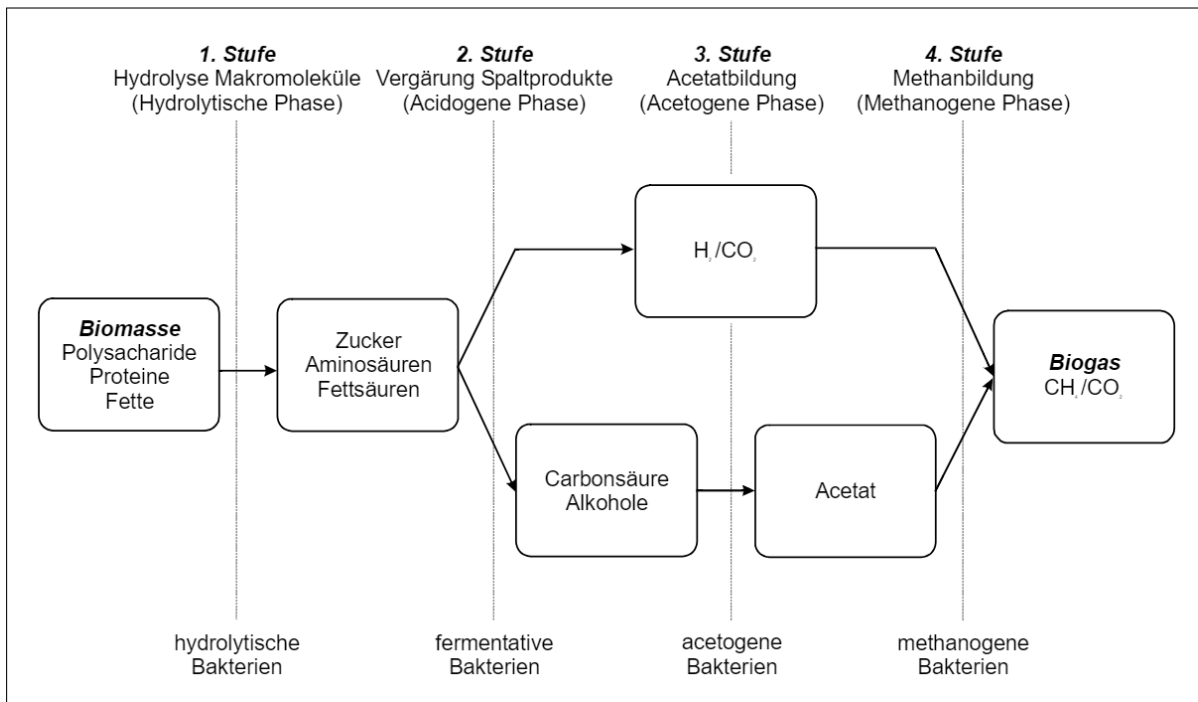


Abbildung 2.5: Stufen des anaeroben Abbaus von Biomasse [46]

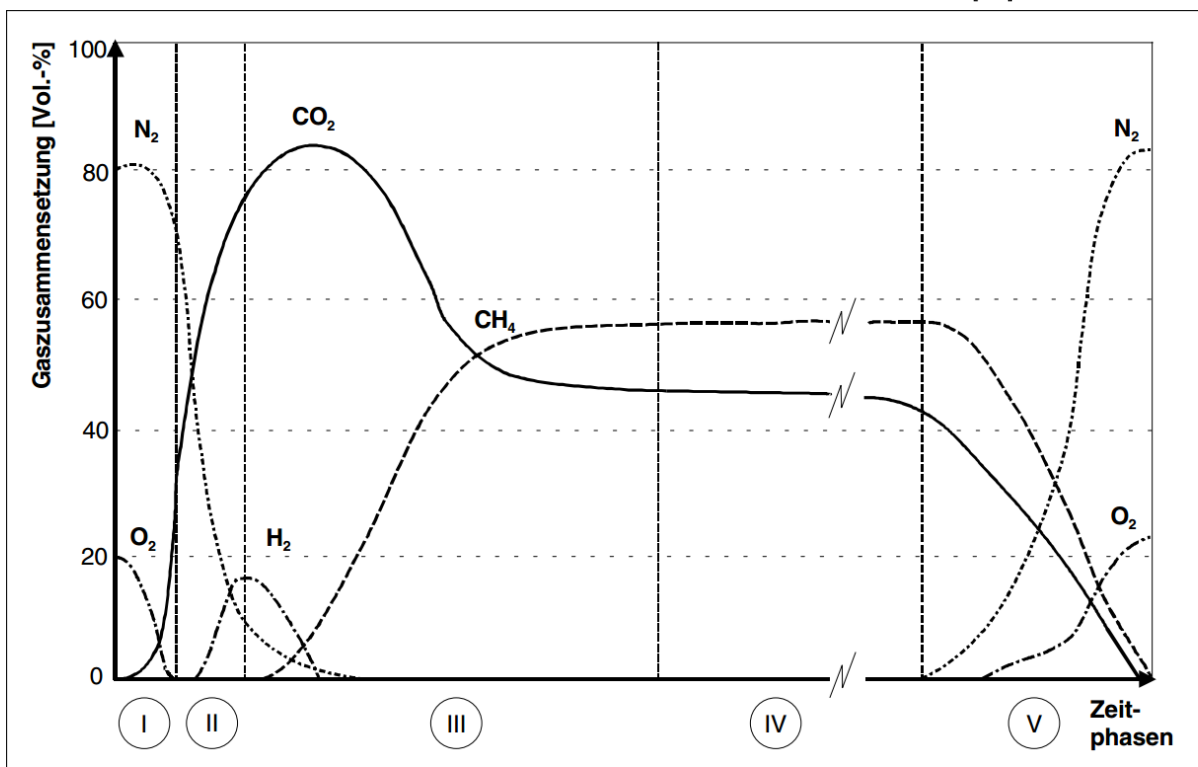


Abbildung 2.6: Entwicklung der Deponiegaszusammensetzung [12]

### 2.3.3 Einflussfaktoren für den biologischen Abbau

Die erläuterten Abbauwege gelten nur unter der Voraussetzung, dass die involvierten Mikroorganismen im Deponiekörper für sie optimale Milieubedingungen vorfinden. Diese sind neben dem Sauerstoffangebot durch verschiedene weitere Parameter gekennzeichnet, die im Folgenden beschrieben werden sollen. Abweichungen von den angegebenen Optimalbereichen können die Hemmung des mikrobiologischen Abbaus zur Folge haben. Wie aus Abbildung 2.7 hervorgeht, ist die Infiltration von Wasser in den Deponiekörper das zentrale Element im Bezug auf Abbau und Gasbildung.

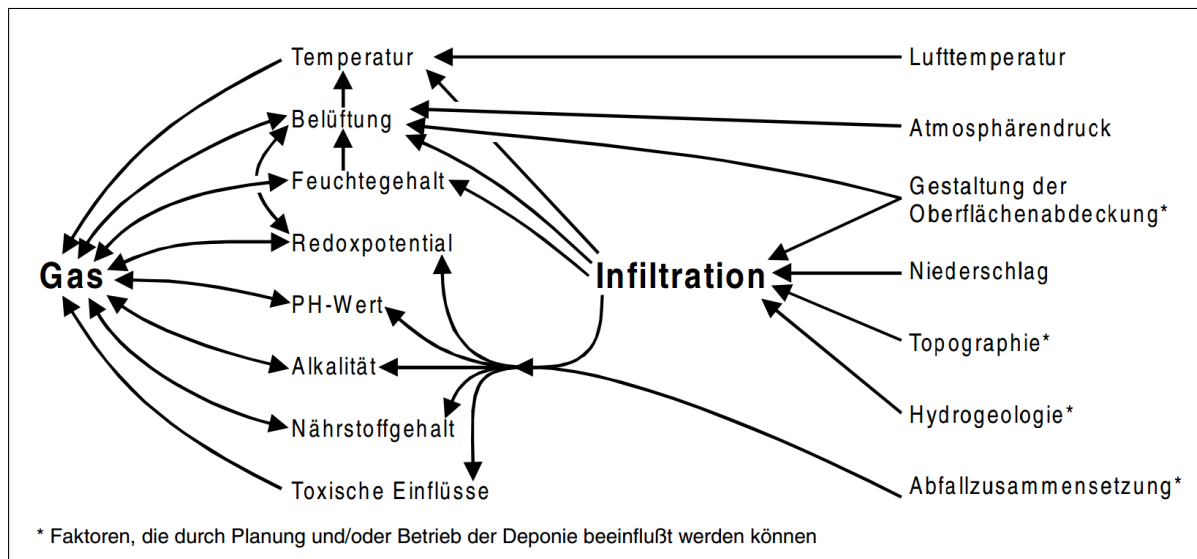


Abbildung 2.7: Einflussfaktoren auf biologischen Abbau und Gasbildung [12]

#### Wassergehalt

Der Wassergehalt im Deponiekörper ist von entscheidender Bedeutung für die biologische Aktivität der Mikroorganismen. Wasser dient dabei nicht nur als Ressource, sondern auch als Transportmedium für Nährstoffe sowie zur Abfuhr gebildeter organischer Säuren, die aufgrund der Senkung des pH-Wertes eine Hemmung des biologischen Abbaus zur Folge hätten. Tabelle 2.2 zeigt, bei welchem Wassergehalt biologische Prozesse im Deponiekörper optimal bzw. gehemmt oder gar nicht ablaufen. Messungen an Deponien ergaben, dass der Wassergehalt für einen optimalen biologischen Abbau oft zu niedrig ist und zudem an verschiedenen Stellen innerhalb des Deponiekörpers unterschiedlich sein kann.

**Tabelle 2.2:** Wirkung des Wassergehaltes auf biologische Prozesse[14]

aerobe Prozesse		anaerobe Prozesse
< 15%	unterbunden	< 15%
< 30% und > 60%	gehemmt	< 30%
40% bis 60%	optimal	> 40%

### Temperatur

Die meisten der an der Methansynthese beteiligten Bakterien sind mesophil. Das heißt, dass ihre optimalen Lebens- und damit Abbaubedingungen bei 30°C bis 37°C liegen. Zudem gibt es einen geringen Anteil an thermophilen Bakterien, deren Temperaturoptimum zwischen 55°C und 60°C liegt. Aus diesem Grund haben Jahreszeiten und natürliche Klimazonen einen entscheidenden Einfluss auf die Abbauvorgänge im Deponiekörper. Kurzfristige Veränderungen der Witterungsbedingungen sind dagegen weniger entscheidend.

### pH-Wert und Puffersystem

Der optimale pH-Wert für den biologischen Abbau liegt zwischen 6 und 8. Während der sauren Phase kann der pH-Wert jedoch sinken. Um hemmende oder toxische Bedingungen für die Mikroorganismen zu vermeiden, sind daher Puffersysteme wichtig. Bei einem ausreichenden CaCO<sub>3</sub>-Gehalt kann sich ein Puffersystem bilden, welches Schwankungen des pH-Wertes zu einem gewissen Grad entgegenwirkt.

### Nähr- und Spurenstoffe

Neben den biologisch abbaubaren Abfallbestandteilen als Substrat sind die Mikroorganismen auf zusätzliche Nährstoffe angewiesen. Ein Mangel an Nährstoffen hätte die Hemmung des Bioabbaus zur Folge. Phosphor stellt hier zumeist den limitierenden Faktor dar.

### Hemmende bzw. toxische Stoffe

Einige Stoffe können eine hemmende bzw. toxische Wirkung auf die am biologischen Abbau beteiligten Mikroorganismen haben. Dabei spielt neben der Stoffkonzentration auch die Emp-



---

findlichkeit der jeweiligen Mikroorganismen eine Rolle. Vor allem methanogene Bakterien, die entscheidend für den anaeroben Abbau sind, sind aufgrund ihres geringen Wachstums und der hohen Substratspezifität empfindlich gegenüber vorhandenen Substanzen. Allgemeingültige Grenzwerte für, im Bezug auf den Bioabbau, schädliche Stoffkonzentrationen gibt es jedoch nicht, da chemische und physikalische Prozesse auch potentiell toxische Stoffe binden und sich die Mikroorganismen zu einem gewissen Grad an die Milieubedingungen anpassen können. Dass neben der Stoffkonzentration auch andere Parameter beeinflussen, ob eine hemmende bzw. toxische Wirkung auftritt, zeigt die breite Streuung von berichteten Wirkkonzentrationen in der Literatur. So kann zum Beispiel durch das Vorhandensein anderer Stoffe die Konzentration, bei der eine Hemmung auftritt, im Vergleich zur Einzelsubstanz herabgesetzt werden. Dementsprechend muss für jeden Deponiestandort individuell untersucht werden, ob eine Hemmung der Mikroorganismen von bestimmten Substanzen ausgeht. Literaturwerte dienen dabei lediglich als Orientierungswerte. In [10] findet sich eine Zusammenstellung der Ergebnisse verschiedener Studien, die die Hemmung von vornehmlich methanogenen Bakterien durch verschiedene Substanzen unter Laborbedingungen untersucht haben. Zu den relevanten Stoffen zählen in diesem Zusammenhang vor allem Ammoniak bzw. Ammonium und verschiedene Schwermetalle. So wurde eine 50%-ige Reduktion der Methanproduktion ab einem  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsbereich von 1,7-14  $\frac{\text{g}}{\text{l}}$  [10] festgestellt. Für verschiedene Schwermetalle wurden unter verschiedenen Bedingungen ab den in Tabelle 2.3 zusammengestellten Konzentrationen eine Hemmung beobachtet.

**Tabelle 2.3:** Schwermetallkonzentrationen bei denen eine Hemmung festgestellt wurde [10]

Parameter	Wirkkonzentration
Cu	40 - 250 $\frac{mg}{l}$
Cd	20 - 600 $\frac{mg}{l}$
Zn	150 - 400 $\frac{mg}{l}$
Ni	10 - 300 $\frac{mg}{l}$
Pb	300 - 340 $\frac{mg}{l}$
CrIII	100 - 300 $\frac{mg}{l}$
CrVI	100 - 110 $\frac{mg}{l}$

### Sonstige Einflüsse

Neben den genannten Faktoren spielt auch das Redoxpotential eine Rolle. Außerdem wirken sich der Aufbau des Deponiekörpers und die Durchmischung des Abfalls auf den Bioabbau aus.

### Externe Einflüsse

Verschiedene externe Einflüsse können darüber hinaus indirekt auf den biologischen Abbau auswirken. So beeinflussen klimatische Bedingungen wie Luftdruck, Wind und Niederschlag z.B. den Wassergehalt und die Temperatur und damit den Bioabbau. Auf ähnliche Weisen können so auch geologische oder technische Randbedingungen, wie z.B. die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung, Auswirkungen auf die Millieubedingungen haben.

## 2.4 Chemisch-physikalische Prozesse

Zu den relevanten chemisch-physikalischen Prozessen innerhalb einer Deponie zählen vor allem Fällung und Auslaugung von Stoffen. Dabei werden die Reaktionsgleichgewichte maßgeblich durch das Redoxpotential und den pH-Wert beeinflusst. Diese wiederum hängen stark von den stattfindenden mikrobiologischen Abbauvorgängen ab. Zudem beeinflussen auch die ge-

bildeten Endprodukte des biologischen Abbaus das Lösungsgleichgewicht.

Sorptionsprozesse bestimmen die Mobilität von organischen Molekülen im Deponiekörper. Dabei beeinflussen die Art der funktionellen Gruppe, die Größe und Form des Moleküls sowie die Ladung die Sorptionseffekte an Feststoffoberflächen. Da diese Faktoren ebenfalls die Wasserlöslichkeit eines Stoffes bestimmen, lässt sich der Zusammenhang ableiten, dass die Sorption an Feststoffoberflächen mit abnehmender Wasserlöslichkeit zunimmt.

Die Mobilität von Salzen wird hauptsächlich durch den Wassergehalt bzw. den Wasserdurchsatz bestimmt. Untersuchungen zeigen, dass das freisetzbare Potential vieler Salze in Deponien so hoch ist, dass eine Abnahme zum Beispiel der Chloridkonzentration auch langfristig nicht zu erwarten ist.

Dabei hängt die Mobilisierbarkeit von Elementen wie Zink, Blei, Nickel, Kupfer, Cadmium, Chrom und Quecksilber weniger von ihrem Gesamtgehalt als vielmehr von der Art der chemischen Bindung an die Abfallmatrix, den Millieubedingungen und dem Wassergehalt ab. Schwermetalle können im Deponiekörper in gelöstem, festem oder adsorbierten Zustand sowie als organische oder anorganische Komplexe vorliegen. Im aquatischen Millieu sind im Wesentlichen Fällungsreaktionen löslichkeitsbestimmend. In nicht wassergesättigten Abfallbereichen wird die Löslichkeit der Schwermetalle in erste Linie durch Adsorptions- und Desorptionsprozesse bestimmt. Eine Veränderung der Bindungsform und eine Mobilisierung der Schwermetalle kann durch Absinken des pH-Wertes, eine Veränderung des Redoxpotential, durch biologische Aktivität, bei Erhöhung des Salzgehaltes oder durch den Eintrag von Chelatbildnern hervorgerufen werden.

Abbildung 2.8 stellt den Einfluss von Redoxpotential und pH-Wert auf die relative Mobilität von Metallen dar. Die Grafik zeigt, dass Blei, Kupfer und Quecksilber bei sinkendem pH-Wert und steigendem Redoxpotential, wie es in der sauren Phase der Fall ist, mobilisiert werden. Dagegen wird Chrom bei einem höheren pH-Wert eher mobilisiert. Eisen und Mangan werden bei einem niedrigeren Redoxpotential verstärkt mobilisiert. Ein wichtiger Mechanismus für die Begrenzung von Metallkonzentrationen im Sickerwasser ist die Ausfällung von Sulfidverbindungen. Metalle wie Kupfer, Silber, Zink, Cadmium, Quecksilber und Zinn können schwerlösliche Sulfide bilden. Dies geschieht, wenn mit zunehmender Methanproduktion aufgrund der Aufzehrung von Carbonsäuren Sulfate zu Schwefelwasserstoff reduziert werden, welcher dann mit Metallverbindungen reagiert.

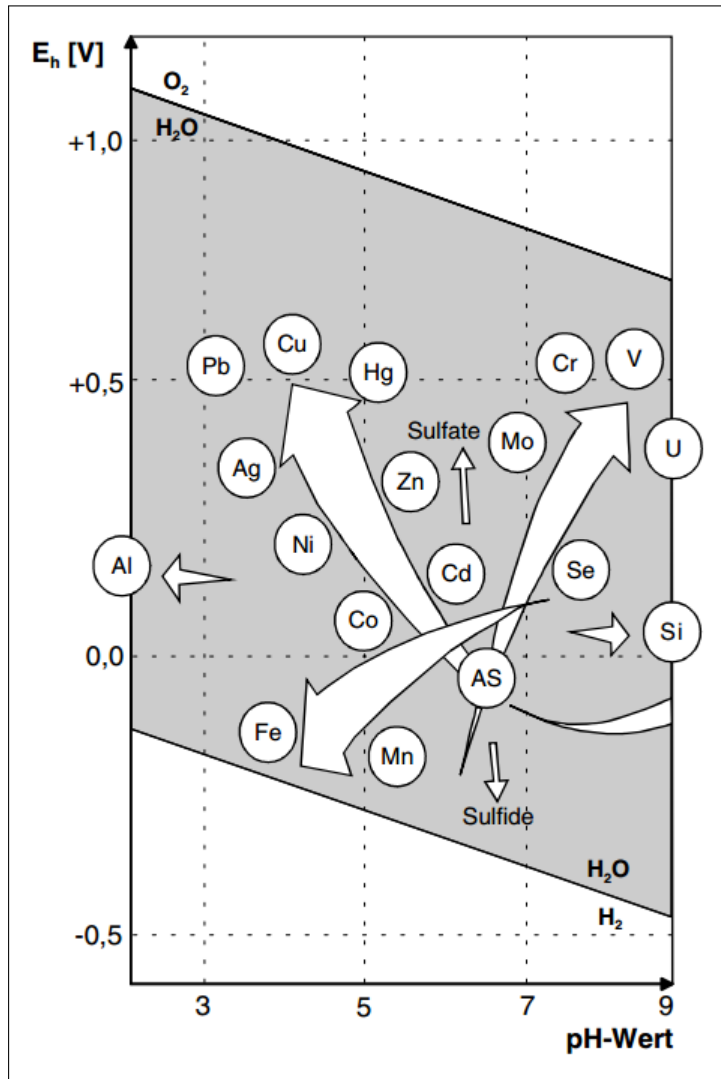


Abbildung 2.8: Relative Mobilität von Schwermetallen [12]

## 3 Beschleunigte Stabilisierung des Deponieinventars

### 3.1 Konzept der Reaktordeponie

Siedlungsabfalldeponien, die vor 2005 betrieben wurden und auf denen vorwiegend nicht vorbehandelte Abfälle abgelagert wurden, sind vor allem dadurch charakterisiert, dass auch heute noch verschiedene physikalische, chemische und biologische Prozesse ablaufen, die schädliche Emissionen verursachen können. Dabei ist es die Aufgabe der modernen Deponietechnik, diese Prozesse weitestgehend kontrollierbar zu machen, um Beeinträchtigungen für Mensch und Umwelt zu verhindern oder zu minimieren. Besonders entstehendes Sickerwasser und Deponiegas können aufgrund ihrer Eigenschaften Wasser, Boden und Atmosphäre beeinträchtigen. Demnach ist es unerlässlich, sowohl das Deponiegas als auch das Sickerwasser mit Hilfe technischer Einrichtungen zu erfassen und einer geeigneten Behandlung bzw. Verwertung zu unterziehen. Dies ist zum Teil mit einem erheblichen technischen und finanziellen Aufwand verbunden und kann für einen sehr langen Zeitraum erforderlich sein. Aus diesem Grund werden in der Praxis zwei verschiedene Ansätze verfolgt, die langfristig Nachsorgeaufwand und -dauer minimieren sollen.

Das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung kann dazu führen, dass der Zutritt von Wasser unterbunden wird. Einerseits wird so die Sickerwassermenge erheblich reduziert und andererseits werden durch das allmähliche Austrocknen des Deponiekörpers die biologischen Prozesse im Abfall gehemmt bzw. kommen vollständig zum Erliegen. Dementsprechend geht auch die gebildete Deponiegasmenge zurück. Bei dieser sogenannten Trockenstabilisierung können so die Gas- und Sickerwasseremissionen auf ein Minimum gesenkt werden, jedoch bleibt das reaktive Potential in Form von nicht abgebautem organischen Material erhalten. Es kann zum Beispiel durch einen Wasserzutritt infolge einer Beschädigung der Oberflächenabdichtung wieder

aktiviert werden, was dazu führen würde, das erneut belastetes Sickerwasser und Deponiegas entstehen. Das vorhandene Emissionspotential wird also auf diesem Weg nicht verringert, sondern vielmehr konserviert, da Umsetzungsprozesse lediglich verzögert und in die Zukunft verschoben werden.

Da dieser Aspekt dem Nachhaltigkeitsgedanken widerspricht, verfolgt das Konzept der Reaktordeponie im Gegensatz dazu eine Stabilisierung durch Beschleunigung und Intensivierung des biologischen Abbaus. Dazu kann eine zusätzliche Bewässerung des Abfallkörpers sinnvoll sein, um den für einen anaeroben Abbau förderlichen hohen Wassergehalt einzustellen. Eine aerobe In-situ-Stabilisierung zielt dagegen darauf ab, durch eine aktive Belüftung des Deponieinventars den aeroben Abbau organischen Materials zu fördern. Entscheidend für dieses Konzept ist, dass der Zutritt von Wasser bzw. Luft gezielt gesteuert werden kann. Das heißt, im Vergleich zu einer offenen Deponie können Bewässerung oder Belüftung hinsichtlich Menge, Zeit und örtlicher Verteilung optimiert und bei Bedarf angepasst werden. Dieses Konzept ist dann geeignet, wenn ein intaktes Sickerwasserfassungssystem und eine entsprechende Behandlung sowie eine zuverlässige Gassammlung und –verwertung bzw. -beseitigung vorhanden sind. Durch die Intensivierung des biologischen Abbaus muss also im Vergleich zur Trockenstabilisierung zunächst mit einem erhöhten Sickerwasser- und Gasaufkommen gerechnet werden. Langfristig wird aber das organische Potential schneller abgebaut sein.

Ein beschleunigter Stoffaustrag und damit eine Stabilisierung des Deponieinventars kann darüber hinaus auch durch eine gezielte Auslaugung erfolgen. Bei dieser Sonderform der Reaktordeponie, die auch flushing bioreactor genannt wird, steht ein erhöhter Wasseraustausch und eine damit verbundene erhöhte Sickerwasserbildung im Vordergrund. Das zukünftige Emissionspotential der Deponie wird dadurch gemindert, dass Schadstoffe und organisches Material gezielt ausgespült werden. [12]

## **3.2 Rechtliche Rahmenbedingungen**

### **3.2.1 Phaseneinteilung nach DepV**

Die Errichtung, der Betrieb sowie die Stilllegung und die Nachsorge von Deponien werden in Deutschland durch die Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung, DepV [5]) geregelt. Bei der Anwendung dieser Verordnung muss unterschieden werden, ob

sich eine Deponie in der Ablagerungs-, Stilllegungs- oder Nachsorgephase befindet.

Dabei ist die Ablagerungsphase im Sinne des §2 DepV der Zeitraum von der behördlichen Abnahme der für den Betrieb erforderlichen Deponieeinrichtungen bis zur Einstellung der Ablagerung von Abfällen.

An die Ablagerungsphase schließt sich die Stilllegungsphase an, welche definitionsgemäß mit der durch den Deponiebetreiber zu beantragenden und durch die Behörde festzustellende endgültigen Stilllegung endet. Dabei ist der entsprechende Antrag durch den Deponiebetreiber dann zu stellen, wenn die behördlich angeordneten Maßnahmen zur Sicherung des Allgemeinwohls umgesetzt wurden. Dies ist in der Regel mit der Fertigstellung des Oberflächenabdichtungssystems der Fall.

Danach befindet sich eine Deponie bzw. ein Deponieabschnitt in der Nachsorgephase, bis die zuständige Behörde den Abschluss der Nachsorge feststellt. Dies ist zulässig, wenn keine weiteren Maßnahmen, wie etwa eine aktive Gasfassung oder Sickerwasseraufbereitung, mehr notwendig sind, um das Wohl der Allgemeinheit sicherzustellen. Abbildung 3.1 verdeutlicht die Zeitphasen einer Deponie schematisch.

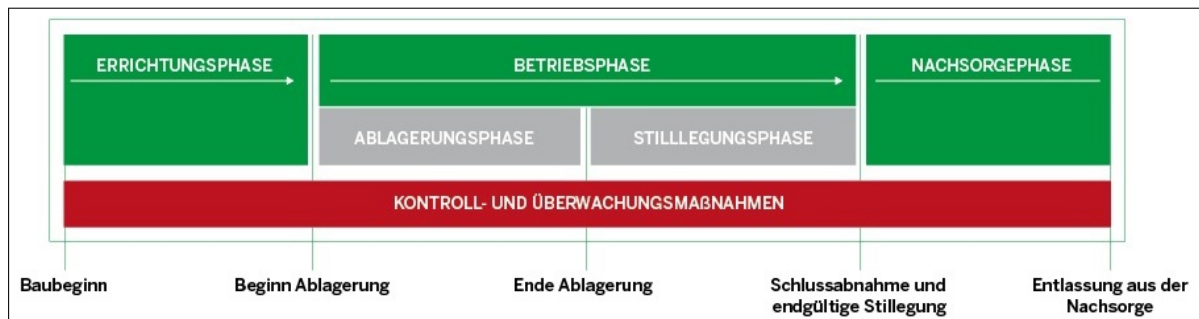


Abbildung 3.1: Zeitphasen einer Deponie [38]

### 3.2.2 Stabilisierungsmaßnahmen in der Ablagerungs- und Stilllegungsphase

In der DepV finden sich konkrete Regelungen zur Durchführung von Stabilisierungsmaßnahmen bei sogenannten Altdeponien. Es handelt sich bei einer Deponie um eine Altdeponie im Sinne des §2 DepV, wenn sie sich am 16. Juli 2009 in der Ablagerungs-, Stilllegungs- oder Nachsorgephase befand. Für Altdeponien in der Ablagerungs- oder Stilllegungsphase gelten §25 Absatz 4 bzw. §26 DepV:

*„Auf Deponien oder Deponieabschnitten, [auf denen Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbe-*

abfälle, Klärschlämme und andere Abfälle mit hohen organischen Anteilen abgelagert worden sind] **kann** die zuständige Behörde auf Antrag des Deponiebetreibers zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse und zur Verbesserung des Langzeitverhaltens [...] eine gezielte Befeuchtung durch Infiltration von Wasser oder [...] von deponieeigenem Sickerwasser, eine Belüftung des Abfallkörpers oder eine Kombination der Verfahren zulassen, wenn nachfolgende Mindestanforderungen erfüllt sind:

1. Bei einer gezielten Befeuchtung durch Infiltration

- a) wird anfallendes Sickerwasser gefasst,
- b) werden Maßnahmen zur aktiven Fassung von Deponiegas und zur weitgehenden Verhinderung von Deponiegasfreisetzungen und zu dessen Kontrolle getroffen,
- c) sind relevante Mengen noch biologisch abbaubarer organischer Substanz im Deponiekörper nachgewiesen,
- d) sind Einrichtungen zur geregelten und kontrollierten Infiltration und zur Kontrolle des Gas- und Wasserhaushalts der Deponie vorhanden und
- e) ist der Nachweis der ausreichenden Standsicherheit des Deponiekörpers unter Berücksichtigung der zusätzlichen Wasserzugaben erbracht.

2. Bei einer Belüftung des Abfallkörpers

- a) sind Einrichtungen zur gezielten und kontrollierten Belüftung und Ablufterfassung und -behandlung vorhanden, sodass unkontrollierte gasförmige Emissionen weitgehend vermieden werden,
- b) wird eine an die Abluftbeschaffenheit angepasste Abluftbehandlung durchgeführt, sodass schädliche Emissionen weitgehend vermieden werden,
- c) sind relevante Mengen noch biologisch abbaubarer organischer Substanz im Deponiekörper nachgewiesen.

3. Bei einer gezielten Befeuchtung oder Belüftung des Abfallkörpers sind der Wasserhaushalt, der Gashaushalt, die Temperaturentwicklung und die Setzungen des Deponiekörpers zu kontrollieren, um nachzuweisen, dass keine nachteiligen Auswirkungen auf den Deponiekörper und die Umwelt auftreten und ausreichend intensivierte oder beschleunigte biologische Abbauprozesse stattfinden.“



Somit ist eine gezielte Wasserzuführung mit dem Ziel der Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse für Altdeponien in der Ablagerungs- und Stilllegungsphase dem Grunde nach rechtlich zulässig, wenn die genannten Anforderungen erfüllt werden. Dabei sollen die aufgelisteten Mindestanforderungen sowie das geforderte Monitoring sicherstellen, dass die Durchführung der Maßnahmen zielführend ist und von ihr keine Beeinträchtigungen der Umwelt ausgehen. In der Gesetzesvorlage zur DepV sah das damals zuständige Bundesumweltministerium noch eine Verpflichtung der Behörden vor, entsprechende Maßnahmen zur Verbesserung des Langzeitverhaltens von Altdeponien unter gewissen Randbedingungen zuzulassen:

*„Wenn auf Altdeponien in der Vergangenheit Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlämme und andere Abfälle mit hohen organischen Anteilen abgelagert worden sind, soll die zuständige Behörde Maßnahmen zur Verbesserung des Langzeitverhaltens der Deponie zulassen.“*

Um den behördlichen Ermessensspielraum zum Ausdruck zu bringen, wurde in der gültigen Fassung der DepV statt der „Soll“-Formulierung jedoch eine „Kann“-Bestimmung gewählt. Sie ermöglicht es der Behörde, einzelfallspezifisch über die Zulassung von Stabilisierungsmaßnahmen zu entscheiden. Außerdem werden so die betroffenen Deponiebetreiber nicht grundsätzlich zu Maßnahmen, die Mehrkosten verursachen und bei der schon abgeschlossenen Rücklagenbildung nicht berücksichtigt wurden, verpflichtet.

### 3.2.3 Stabilisierungsmaßnahmen während der Nachsorgephase

Für Altdeponien in der Nachsorgephase findet sich im Kontext der DepV keine explizite Regelung. Dies bedeutet, dass es für die Beschleunigung der biochemischen Umsetzung durch Wasser- oder Luftzufuhr während der Nachsorgephase weder eine positive Bestimmung, analog §§25 und 26 DepV, noch ein explizites Verbot gibt.

Diese Regelungslücke bestand bereits mit der ehemaligen DepV von 2002 [4], durch die eine beschleunigte Stabilisierung von entsprechenden Deponien ermöglicht wurde. Da sich zum damaligen Zeitpunkt keine, der Systematik nach den Vorgaben für eine Stabilisierung entsprechende, Deponie in oder kurz vor der Nachsorge befand, wurde eine explizite Regelung nicht in den Gesetzestext aufgenommen.

Zu den aufgeführten Voraussetzungen nach §14 Absatz 2 DepV zählte damals jedoch noch eine „Oberflächenabdichtung oder temporäre Abdichtung“. Daraus ist zu schließen, dass die

Fertigstellung der Oberflächenabdichtung und die damit einhergehende endgültige Stilllegung nicht als Kriterium für die Einstellung der Stabilisierungsmaßnahmen vorgesehen war [13]. In der aktuell gültigen Fassung wird eine Abdichtung der Oberfläche nicht mehr wörtlich gefordert, sondern lediglich durch die Forderung von Maßnahmen zur Verminderung der Deponiegasemissionen mitberücksichtigt.

Da die Anwendbarkeit von beschleunigenden Stabilisierungsverfahren während der Nachsorgephase in der aktuellen DepV nicht eindeutig geregelt ist, müssen folglich übergesetzliche Regelwerke zusätzlich zur DepV herangezogen werden. So wird die Abfallbeseitigung durch das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz, KrWG [6]) geregelt. Gemäß §15 Absatz 2 KrWG besteht eine Grundpflicht zur allgemeinwohlverträglichen Abfallbeseitigung: *„Abfälle sind so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird.“* Das *„Wohl der Allgemeinheit“* bezieht sich dabei auf verschiedene von Schutzgüter wie Menschen, Tiere, Pflanzen, Gewässer, Boden und Luft, die vor vor schädlichen Beeinflussungen zu bewahren sind. Bei der einer Einhaltung der Randbedingungen analog zu §25 DepV tritt keine Verschlechterung hinsichtlich dieser Schutzgüter bei einer Infiltration in der Nachsorge gegenüber einer Infiltration in der Ablagerungs- oder Stilllegungsphase ein. Im Gegenteil ist durch die zusätzliche Abdeckung bzw. Abdichtung der Abfälle insbesondere der Schutz vor Luftverunreinigungen zusätzlich gewährleistet. Etwaige Emissionen treten in der Nachsorgephase kontrolliert und bestenfalls vermindert gegenüber der Ablagerungs-/Stilllegungsphase auf. Auch im Bezug auf die die einzuhaltende Raumordnung und die zu berücksichtigenden Naturschutzbelange ergeben sich keine Nachteile durch eine Infiltration in der Nachsorge im Vergleich zur Abalgerungs- bzw. Stilllegungsphase. Für die öffentliche Sicherheit und Ordnung geht durch eine Nachsorge-Infiltration keine Gefahr der Störung aus, da keine Verbotsbestände missachtet werden würden. Die bestehende Rechtsordnung bliebe demnach unverletzt. Damit ist nachgewiesen, dass bei Einhaltung der genannten Voraussetzungen die Durchführung von Infiltrationsmaßnahmen zur Stabilisierung des Abfallinventars auch während der Nachsorge einer allgemeinwohlverträglichen Abfallbeseitigung im Sinne des §15 Absatz 2 KrWG nicht widerspricht.

Im übergeordneten EU-Abfallrecht finden sich keine Regelungen zur In-situ-Stabilisierung von organikgeprägtem Deponieinventar. Die relevante Richtlinie über Abfalldeponien 1999/31/EG

[1] sieht lediglich eine Reduzierung von unvorbehandelten Abfällen mit hohem Organikgehalt, die aktuell oder zukünftig abgelagert werden, vor. Eine Einordnung von Stabilisierungsmaßnahmen auf EU-rechtlicher bzw. -politischer Ebene ist daher unter Klimaschutzaspekten vorzunehmen. Da es das Ziel von Stabilisierungsmaßnahmen ist, ein Emissionspotential, welches langfristig schädliche Umweltauswirkungen haben könnte zu vermindern, könnte eine Fortführung der Infiltration während der Nachsorge analog der Regelungen in §§25 und 26 DepV zur Erfüllung der Anforderungen des KrWG beitragen, unter der Voraussetzung, dass die Maßnahme selbst keine Beeinträchtigung der Schutzgüter mit sich bringt.

### 3.3 Varianten der technischen Umsetzung

Die gezielte Zufuhr von Wasser (oder Luft), die den biologischen Abbau der abgelagerten Abfälle fördern soll, kann auf verschiedene Weise realisiert werden. Die praktische Umsetzung der Stabilisierungsmaßnahmen kann angepasst an die standortspezifischen Gegebenheiten erfolgen.

#### 3.3.1 Infiltrationsmedium

Um dem abgelagerten Abfall zusätzlich Wasser zuzuführen, können verschiedene Medien für eine gezielte Infiltration in den Deponiekörper in Betracht gezogen werden. Dazu gehören [30]:

- unbehandeltes Sickerwasser (Rohsickerwasser)
- vorgereinigtes Sickerwasser
- weitgehend gereinigtes Sickerwasser (z.B. Permeat)
- Rückstände aus der Sickerwasserreinigung (z.B. Konzentrat)
- Regen- bzw. Oberflächenwasser
- Trinkwasser
- Grundwasser und
- Prozesswasser, welches bei der Abfallbehandlung (z.B. Kompostierung, Vergärung) am Standort anfällt

Die Auswahl des geeigneten Mediums erfolgt standortspezifisch nach technischen, ökologischen, ökonomischen und rechtlichen Aspekten. Es muss sichergestellt sein, dass für die geplante Infiltrationsmaßnahme entsprechend der Zielsetzung ausreichende Mengen und gleichbleibende Qualitäten zur Verfügung stehen. Gegebenenfalls kann eine abwechselnde bzw. parallele Infiltration verschiedener Medien realisiert werden.

Die chemische Zusammensetzung des Infiltrationsmediums beeinflusst ggf. die Verstopfungs-, Inkrustations- und Korrosionssituation des Leitungssystems. Bei stärker verunreinigten Infiltrationsmedien sind das System entsprechend auszulegen und die verwendeten Materialien für Leitungen und Speicher anzupassen. Die Infiltration von unbelastetem Wasser hat den Vorteil, dass keine Rückführung von Sickerwasserinhaltsstoffen erfolgt und damit kaum zusätzliche negative Auswirkungen auf das Infiltrationssystem zu erwarten sind.

Die Verwendung von Sickerwasser bzw. Sickerwasserrückständen bietet dagegen den Vorteil, dass sich durch die bereits gelösten Bestandteile das bioverfügbare Nährstoffangebot und damit unter Umständen der Bioabbau zusätzlich verbessert. Im Extremfall können sich zu hohe Stoffkonzentrationen aber auch hemmend auf die Aktivität der Mikroorganismen auswirken. Durch die gezielte Rückführung von Sickerwasser und seinen Bestandteilen kann es langfristig zu einer Aufkonzentrierung der Inhaltsstoffe kommen, was sowohl Vor- als auch Nachteil sein kann. Eine Aufkonzentrierung kann problematisch sein, wenn die Sickerwasseraufbereitung höhere Konzentrationen nicht bewältigen kann und so entsprechende Grenzwerte für das aufbereitete Wasser nicht mehr eingehalten werden könnten. Betrachtet man jedoch das Sickerwasser als Schadstoffsенke, wäre eine Akkumulation der Schadstoffe im Sickerwasser dagegen positiv zu beurteilen. Wohingegen bei der Verwendung von Regen-, Grund- oder Trinkwasser Schadstoffe noch auf unbelastete Wässer verteilt würden. Bei der Verwendung von zuvor aufwendig aufbereiteten Wässern (Trinkwasser, Sickerwasserpermeat) ist außerdem zu prüfen, ob dieser Aufwand ökologisch und ökonomisch sinnvoll ist.

Unter ökonomischen Gesichtspunkten muss bei der Wahl des Infiltrationsmediums auch berücksichtigt werden, welche Kosten die Bereitstellung mitsichbringt bzw. ob Kosten für Aufbereitung und Entsorgung des Mediums durch die Infiltration verringert werden können.

### 3.3.2 Infiltrationsvolumen

Die zuzuführende Wassermenge richtet sich in erster Linie nach dem Behandlungsziel. Wie aus Abbildung 3.2 hervorgeht, muss, je nachdem, ob eine Intensivierung des Bioabbaus und eine gesteigerte Gasproduktion oder eine beschleunigte Mobilisierung und Entfrachtung der wasserlöslichen Inhaltsstoffe erreicht werden soll, mehr oder weniger Wasser zugeführt werden. Dabei unterscheidet [30] zwischen den Begriffen Befeuchtung, Bewässerung und Auslaugung. Bei einer Befeuchtung soll maximal so viel Wasser zugeführt werden, wie der ungesättigte Deponiekörper aufnehmen kann, ohne dass es zu einem signifikanten Sickerwasserabfluss an der Basis kommt. Der so erhöhte durchschnittliche Wassergehalt im Abfall soll den anaeroben Abbau fördern und damit die Deponiegasproduktion steigern. Die zur Befeuchtung notwendige Wassermenge kann auf Grundlage des bestehenden und des gewünschten Wassergehalts nach [30] entsprechend folgender Gleichung berechnet werden:

$$m_{H_2O} = \frac{W}{FM_{IST}} = \frac{w_{erf.} - w_{IST}}{(1 - w_{erf.}) \cdot \rho_{H_2O}}$$

mit

$m_{H_2O}$	... spezifische Wasserzugabemenge zum Erreichen der gewünschten Abfallfeuchte [ $\frac{m^3}{Mg \text{ Abfallfeuchtmass}}$ ]
$W$	... Wasservolumen, um einen erforderlichen Wassergehalt einzustellen [ $m^3$ ]
$FM_{IST}$	... Abfallfeuchtmass, deren Wassergehalt erhöht werden soll [ $Mg$ ]
$w_{erf.}$	... erforderlicher Wassergehalt (z.B. maximale Wasserhaltekapazität) [-]
$w_{IST}$	... vorhandener Wassergehalt vor einer Wasserzugabe [-]
$\rho_{H_2O}$	... Dichte von Wasser [ $\frac{Mg}{m^3}$ ]

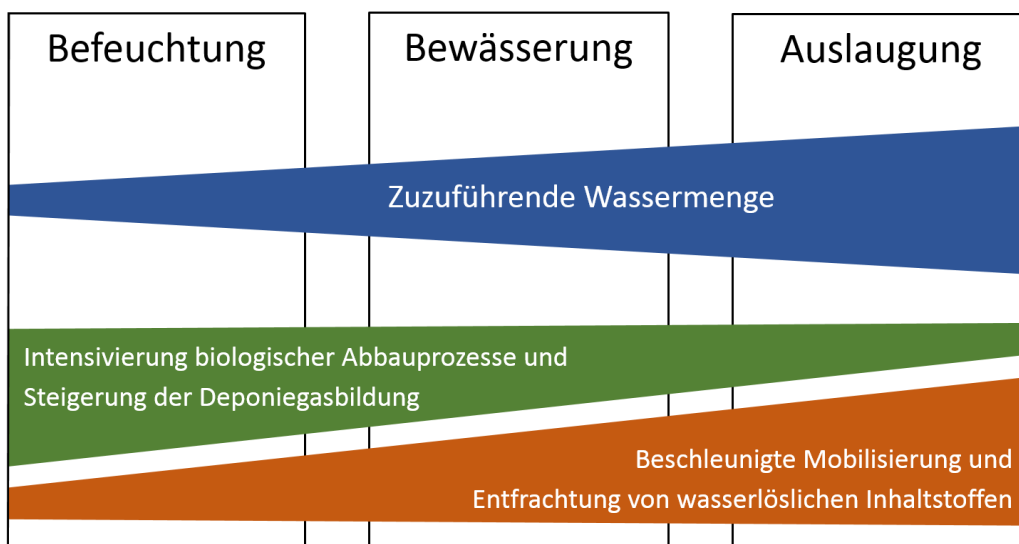
Soll ein Aufstauen des Wassers im Deponiekörper vermieden werden, sind neben dem gewünschten Wassergehalt außerdem die hydraulische Leitfähigkeit  $k_f$  und die Geometrie des Abfallkörpers für die Ermittlung einer optimalen Infiltrationsrate zu berücksichtigen. [30] gibt beruhend auf Erfahrungswerten von verschiedenen Deponien an, dass für eine Befeuchtung mit dem Ziel der gesteigerten Gasproduktion durchschnittlich  $100 - 200 \frac{l}{m^3}$  abgelagerter Abfall infiltriert werden.

Der mittels Befeuchtung erreichbare Wassergehalt wird in der Regel durch die Wasserhaltekapazität des Deponieinventars limitiert. Wird diese gezielt überschritten, spricht man von einer

Bewässerung. Neben der Steigerung des Wassergehaltes kommen dabei zusätzlich Transport- und Extraktionsmechanismen zum Tragen. Je nach Standort kann die Bewässerungsrate, die zur Aufrechterhaltung des gewünschten Wassergehaltes notwendig ist, ein Vielfaches der klimatischen Sickerwasserbildung betragen.

Im Vergleich dazu soll bei einer gezielten Auslaugung eine Beschleunigung des Stoffaustrages und damit eine Stabilisierung durch das Durchspülen des Deponiekörpers mit großen Wassermengen erreicht werden. In der Praxis findet dieser Ansatz jedoch kaum Anwendung, da sich der Aufwand für Sickerwasserspeicherung und –behandlung mit steigender Sickerwassermenge erhöht und bestehende Sickerwasseranlagen in der Regel nicht für diesen Fall dimensioniert sind.

Neben der zuzuführenden Wassermenge kann auch der Infiltrationsrhythmus deponiespezifisch angepasst werden. Eine kontinuierliche Maßnahme ist ebenso umsetzbar wie eine schwallartige Infiltration von definierten Mengen. Wenn eine lange Verweilzeit des infiltrierten Mediums im Deponiekörper angestrebt wird, muss dabei darauf geachtet werden, dass ein zu hoher hydrostatischer Druck, z. B. infolge eines Aufstaus des Wassers im Infiltrationsschacht, vermieden wird.



**Abbildung 3.2:** Zuzuführende Wassermenge in Abhängigkeit vom Behandlungsziel

### 3.3.3 Bautechnische Ausführung

Für die Vermeidung der Austrocknung des Abfalls ergeben sich im Wesentlichen drei Konzepte zur technischen Umsetzung:

- Zeitverzögerte Deponieabdichtung bzw. (teil)durchlässige Oberflächenabdeckung
- Gezielte Wasserzufuhr unter die Oberflächenabdichtung
- Flutung des Deponiekörpers

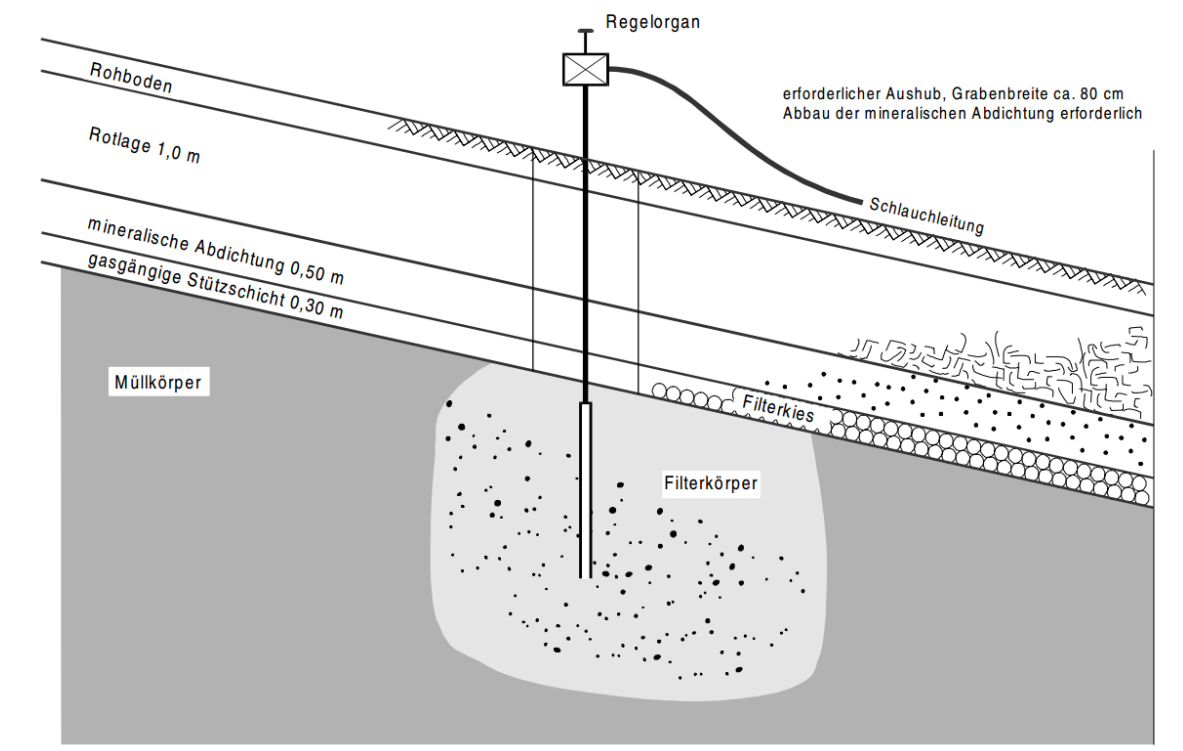
Bei der zeitverzögerten Abdichtung bzw. Aufbringen einer temporären Oberflächenabdeckung wird die Wassermenge, die in den Abfallkörper infiltrieren kann, durch die Niederschlagsmenge sowie den Aufbau und das verwendete Material der Abdeckung bestimmt. Das Eindringen von Niederschlag ist in diesem Fall erwünscht und kann bei Bedarf durch eine zusätzliche Berieselung ergänzt werden.

Daneben muss auch beachtet werden, dass der Anteil der Evapotranspiration bis zu 60 % des Niederschlags betragen kann, abhängig von Witterungsbedingungen und Abflusssituation. Der größte Nachteil für diese passive Variante der Deponiebefeuchtung ist, dass Wassermenge und -verteilung nur in geringem Maße steuerbar sind. Vor allem extreme Wetterereignisse, wie Starkniederschläge und Frost, verursachen kritische Infiltrationszustände.

Für eine Wasserzuführung unter eine undurchlässige Oberflächenabdichtung sind, im Gegensatz zur teildurchlässigen Abdeckung, technische Einrichtungen erforderlich. Diese können auch nachträglich, bei bereits bestehender Abdichtung, realisiert werden. Idealerweise werden sie jedoch bereits bei der Entwicklung des Abdichtungskonzeptes mit berücksichtigt und entweder sukzessive während des Deponiebetriebs oder während der Stilllegung installiert. Infiltrationseinrichtungen, über die die Wasserzugabe in den Deponiekörper erfolgt, können, wie in den Abbildungen fig:Vertikal und fig:horizontal zu sehen, als vertikale oder horizontale Systeme errichtet werden. Vertikalsysteme können als Schluckbrunnen oder Sonden ausgeführt werden. Die bautechnische Umsetzung von Schluckbrunnen gestaltet sich ähnlich der von Gasbrunnen, allerdings weniger tief. Infiltrationssonden sind geschlitzte Stahlrohre, die in den Deponiekörper gerammt oder gebohrt werden können. Horizontale Systeme lassen sich als Sonden realisieren oder als verrohrte kiesummantelte Drainagen unter der Abdichtung und/oder in verschiedenen Höhenlagen.

Darüber hinaus ist es möglich, auch kombinierte Lösungen aus Vertikal- und Horizontalsystem

umzusetzen. So können vertikale Schluckbrunnen, die das Wasser in einer gewünschten Tiefe einbringen, mit horizontalen linien-, fächer- oder sternförmigen Drainagen kombiniert werden, die für eine großflächige Verteilung sorgen. Dabei sind bei der Planung ein ausreichender Druck sowie ein ausreichendes Gefälle zu beachten. Für eine gleichmäßige Wasserverteilung im gesamten Deponiekörper sollte ein System aus mehreren Infiltrationsvorrichtungen eingerichtet werden.



**Abbildung 3.3:** Technische Umsetzung einer vertikalen Infiltration [12]



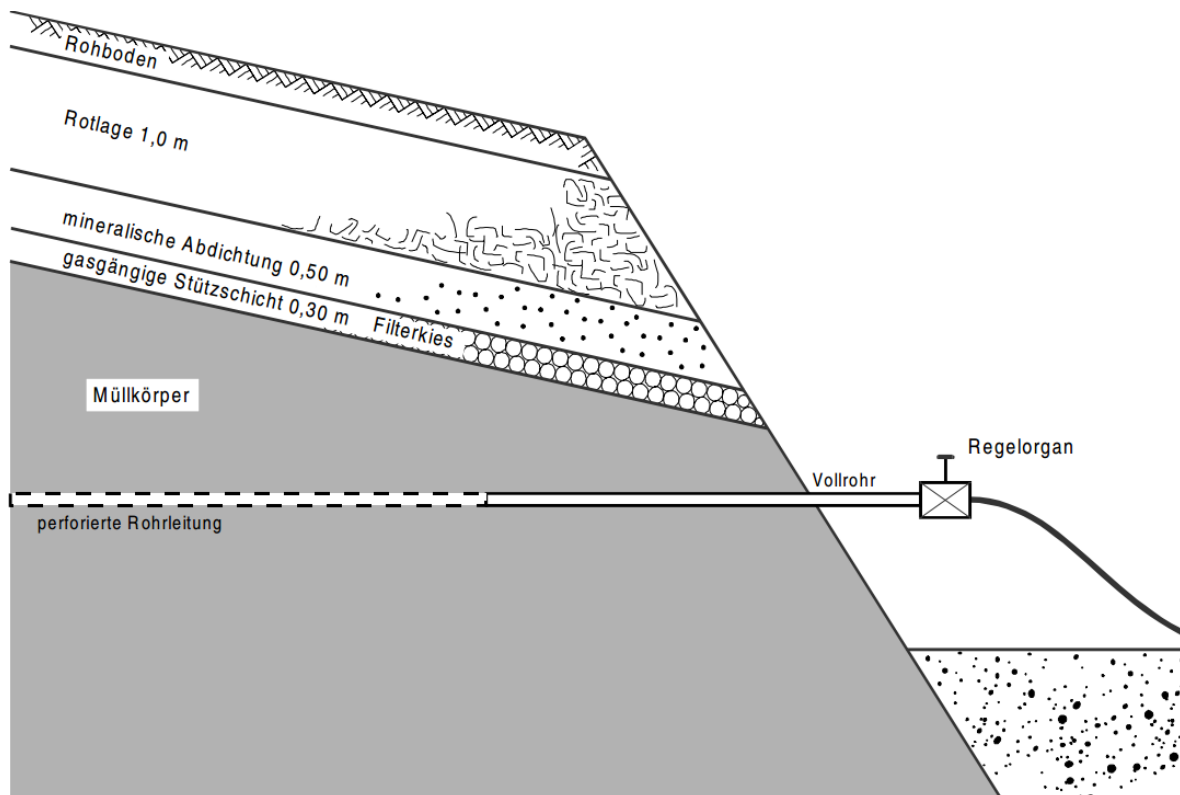


Abbildung 3.4: Technische Umsetzung einer horizontalen Infiltration [12]

### 3.4 Voraussetzungen für Infiltrationsmaßnahmen

Ausgehend von den zuvor dargestellten naturwissenschaftlichen und technischen Grundlagen sowie rechtlichen Rahmenbedingungen lässt sich eine Reihe von Voraussetzungen zusammenfassen, die eingehalten werden müssen, um zu gewährleisten, dass die Stabilisierung des Abfallinventars durch gezielte Infiltration ihren Zweck erfüllt und dabei der Schutz der Umwelt sichergestellt wird. Diese Voraussetzungen sind

- Relevante Mengen biologisch abbaubaren Materials im Deponiekörper,
- Eine intakte Basisabdichtung, die eine Kontamination von Boden und Grundwasser verhindert,
- Ein funktionstüchtiges Sickerwasserfassungs- und Ableitungssystem,
- Eine effektive Sickerwasserbehandlung, die in der Lage ist, anfallendes Sickerwasser ggf. soweit aufzubereiten, dass entsprechende Grenzwerte eingehalten werden können

bzw. die dauerhaft sichergestellte entsprechende Entsorgung und Behandlung anfallender Sickerwässer in einer externen Anlage,

- Ein effektives Gasfassungs- und -verwertungssystem, welches nachweislich gasförmige Emissionen weitgehend verhindert,
- Eine Infrastruktur aus Leitungen und Infiltrationseinrichtungen, die eine in zeitlicher und räumlicher Hinsicht steuerbare und weitgehend gleichmäßige Zuführung und Verteilung des Infiltrates ermöglicht,
- Eine ausreichende Standsicherheit des Deponiekörpers auch bei zusätzlicher Wasserzugabe,
- Ein geeignetes Deponiemonitoring, welches die zur Kontrolle der dauerhaften Einhaltung der oben genannten Voraussetzung dient sowie
- Ein nachweislich positiver Einfluss der Infiltrationsmaßnahme auf den biologischen Abbau im Deponiekörper.

Um die Durchführbarkeit und den Erfolg von Infiltrationsmaßnahmen an einer Deponie beurteilen zu können, ist folglich die Erfüllung der genannten Voraussetzungen standortspezifisch zu untersuchen. Zudem muss berücksichtigt werden, dass sich bestimmte Rahmenbedingungen auch im Laufe der Zeit verändern können, was unter Umständen dazu führt, dass einzelne Voraussetzungen nicht mehr erfüllt werden.

## **4 Beurteilung der Infiltration am Standort Untitz während der Stilllegungsphase**

### **4.1 Beschreibung des Standortes und des allgemeinen Deponieaufbaus**

Die Deponie Untitz liegt im Südosten von Gera nahe Wünschendorf und gehört zum Landkreis Greiz (ehemals Landkreis Gera). Betreiber der Deponie ist der Abfallwirtschaftszweckverband Ostthüringen. Zum Einzugsgebiet gehören der Landkreis und die Stadt Gera. Der Standort befindet sich auf dem Gelände eines ehemaligen Dolomittagebaus des Wünschendorfer Dolomitwerks und weist keine durchgehende geologische Barriere, wie sie aus heutiger Sichtweise für einen Deponiestandort notwendig wäre, auf. Das Tagebaurestloch wurde teilweise durch eine Lehm- und Tonschürze für den Deponiebetrieb vorbereitet. Dem heutigen Stand der Technik für eine qualifizierte Basisabdichtung entspricht dies jedoch nicht. Die Ablagerung von Siedlungsabfällen erfolgte von 1976 bis 1997 ohne eine technische Vorrichtung zur Sickerwasser- oder Gasfassung. Auf Anordnung des Thüringer Landesverwaltungsamtes wurde 1996/97 die Oberfläche des östlichen Teils der Deponie (Ostfeld) mit einer Kombinationsdichtung, bestehend aus Kunststoffdichtungsbahn und mineralischer Dichtung, versehen. Diese Dichtungsschicht fungiert zum einen als Oberflächenabdichtung für den so genannten Altkörper und gleichzeitig als Basisabdichtung für den darauf errichteten Deponiekörper. Man spricht von einem Deponie-auf-Deponie-Konzept, welches Abbildung 4.1 schematisch verdeutlicht. Die Ablagerung von Siedlungsabfällen oberhalb der Zwischenabdichtung (Ostfeld) erfolgte von 1996 bis 31. Mai 2005. Danach wurde der Deponiekörper mit einer temporären Oberflächenabdeckung versehen. Eine vollständige Abdichtung der Oberfläche mittels Kunststoffdichtungsbahn ist geplant und auf einem Teilabschnitt des Ostfeldes bereits realisiert.

Auf dem westlichen Teil der Deponie (Westfeld) wurden nach 1997 verschiedene Materialien zur Profilierung aufgebracht. Seit 2018 werden bauliche Maßnahmen zur Vorbereitung einer Deponie der Deponieklasse I auf dem Westfeld ausgeführt. Dazu gehört ebenfalls die Aufbringung einer Abdichtung, die den Altkörper vom neuen Deponieabschnitt trennt. Die Gesamtablagerungskapazität des Standortes wird auf etwa 3,5 Mio. m<sup>3</sup> geschätzt.

In [15] wurde die Möglichkeit einer Sickerwasserrückführung in Zusammenhang mit einer Optimierung der Sickerwasseraufbereitung für den Standort erstmals untersucht. Ab 2010 wurde daraufhin zunächst im Probetrieb und später dauerhaft eine gezielte Rückführung von deponieeigenem Sickerwasser umgesetzt. Da sich die Maßnahmen ausschließlich auf den Deponiekörper auf dem Ostfeld oberhalb der Zwischenabdichtung beschränken, stellt er den Fokus der folgenden Betrachtungen dar.

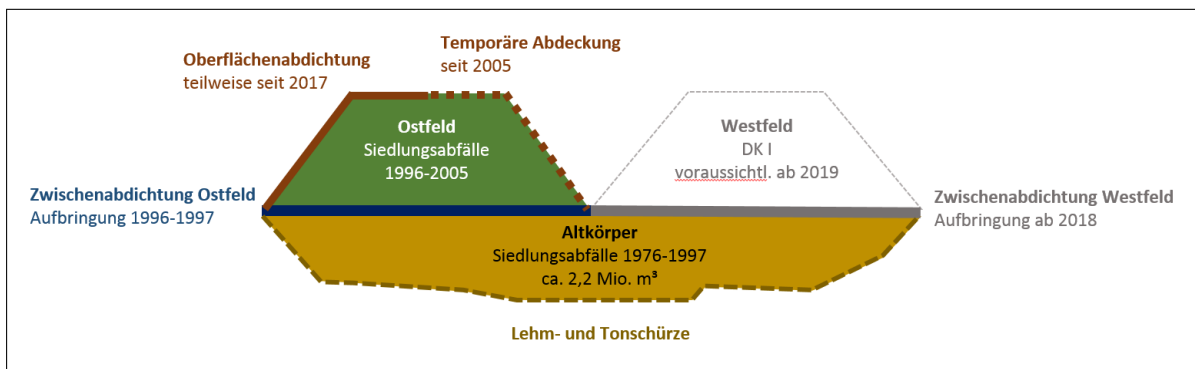


Abbildung 4.1: Schematischer Aufbau der Deponie Untitz

## 4.2 Basisabdichtung

### 4.2.1 Ausführung der Basisabdichtung

Der Schutz des Grundwassers vor deponiebürtigen Kontaminationen muss auch bei der Durchführung von technischen Infiltrationsmaßnahmen gewährleistet werden. Demzufolge ist eine qualifizierte und funktionstüchtige Basisabdichtung des Deponiekörpers eine wichtige Voraussetzung. Die Zwischen- bzw. Basisabdichtung auf dem Ostfeld wurde 1996/97 nach den Vorgaben der damaligen TA Siedlungsabfall (TASi) [2] auf einer Fläche von 7,6 ha aufgebracht. Abbildung 6.5 im Anhang dokumentiert den Bau der Abdichtung mit folgendem Schichtaufbau

**Tabelle 4.1:** Aufbau Basisabdichtung [41]

Abfall Ostfeld
Feinmüll (2 m)
Sickerwasserdrainageschicht mit Entwässerungsleitungen (0,50 m)
Sandmatte
Kunststoffdichtungsbahn
Dreilagige Tonabdichtung (0,75 m)
Ausgleichs- und Tragschicht mit Geogitter (0,5 m)
Geotextil „Depotex“
Abfall Altkörper

#### 4.2.2 Funktionstüchtigkeit der Basisabdichtung

Da die entsprechenden Dichtungsschichten im Nachhinein nicht mehr für eine Kontrolle zugänglich sind, dient, auch unabhängig von Infiltrationsmaßnahmen, eine kontinuierliche Überwachung des Grundwassers im An- und Abstrombereich dazu, eine mögliche Kontamination des Grundwassers durch Sickerwasser zu detektieren. Daraus würde sich dann unter Umständen eine Undichtheit der Basisabdichtung ableiten.

Zurzeit werden formal acht Messstellen in das Grundwassermonitoring im Bereich der Deponie Untitz einbezogen. Wie der Lageplan in Abbildung 4.2 verdeutlicht, sind die Messstellen P 1/10, P 1/98 und P 5/92 im Anstrombereich der Deponie positioniert und die Messstellen P 3/10, P 4/10, P 5/10, P 2/96 und im Abstrom. Der Pegel P 4/92 liegt außerhalb des in der Abbildung dargestellten Bereichs in westlicher Richtung im Ort Meilitz und damit ebenfalls im Abstrombereich.

An den aufgeführten Grundwassermessstellen wird regelmäßig eine Grundwasserprobe entnommen und analysiert. Zudem wird der jeweilige Grundwasserspiegel dokumentiert. Die so gewonnenen Daten werden regelmäßig ausgewertet und an die zuständige Behörde berichtet. Da-

bei wird insbesondere auf die Einhaltung der behördlich festgelegten Auslöseschwellenwerte geachtet. Die Schwellenwerte für den Standort Untitz sind in Tabelle 4.2 zusammengefasst.

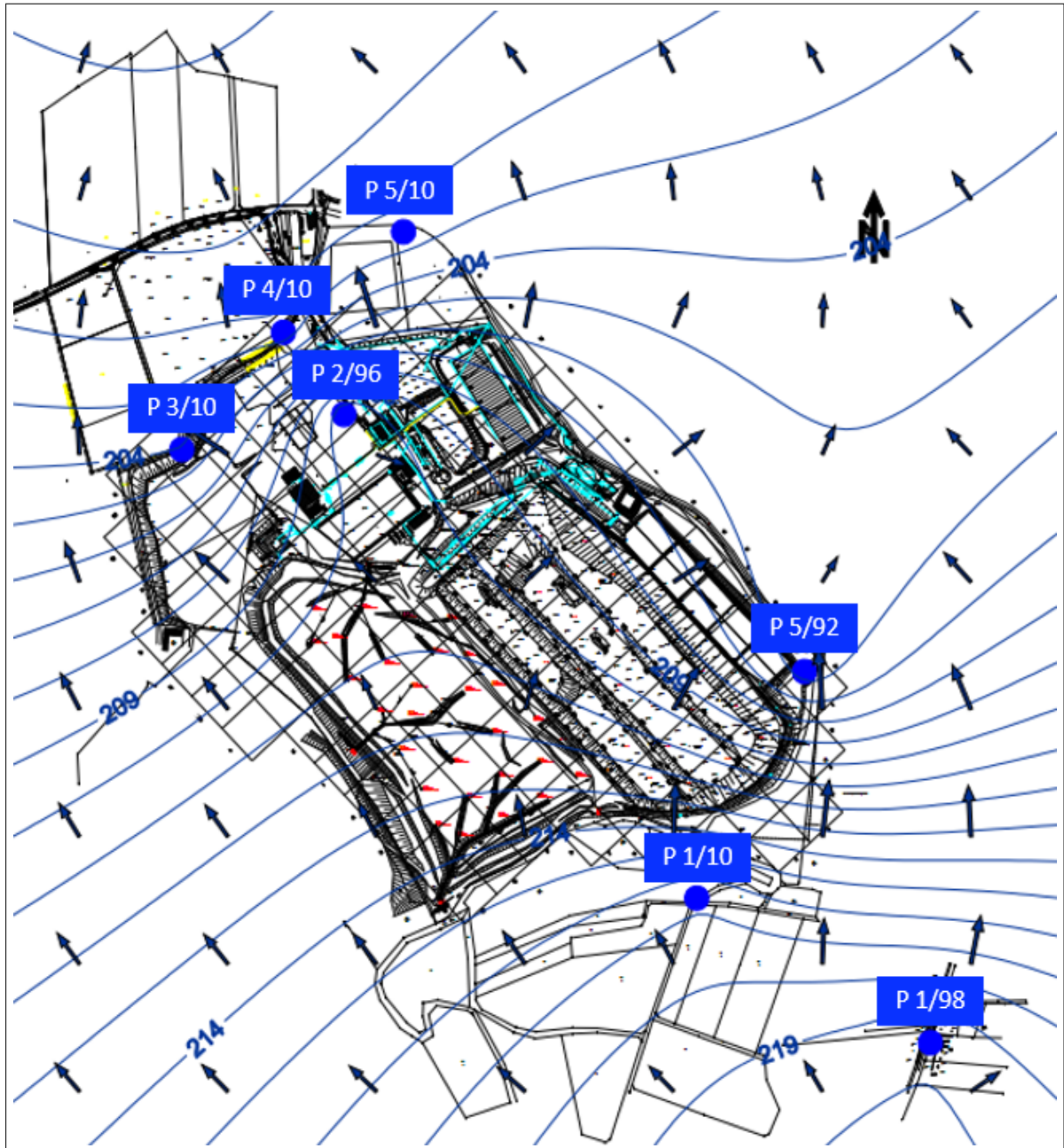


Abbildung 4.2: Lage der Grundwassermessstellen am Standort Untitz [18]

**Tabelle 4.2:** Auslöseschwellenwerte für das Grundwasser [36]

Parameter	Schadstoffgehalt ( $\frac{\mu g}{l}$ )
Zink	410l
Kupfer	180
Blei	131
Nickel	65
Chrom	44
Cadmium	13
Quecksilber	4,3
Arsen	30
Cyanid	143
Kohlenwasserstoffe (MKW)	359
Phoenole (gemessen als Phenolindex)	19

Wie die Auswertung des Grundwassermonitorings zeigt, wird in den Proben der Grundwassermessstelle P 4/10 seit 2014 eine deutliche Überschreitung des Auslöseschwellenwertes für die Arsenkonzentration ( $30 \frac{mg}{l}$ ) gemessen. Da im Anstrombereich der Deponie keine erhöhten Arsenwerte festgestellt werden konnten, ergibt sich der Verdacht, dass eine Kontamination des Grundwassers durch den Austritt von Sickerwasser stattgefunden haben könnte. Mit umfangreichen geoelektrischen Messungen wurde deshalb 2015 die Dichtigkeit der Zwischenabdichtung auf dem Ostfeld durch [16] untersucht. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass die Abdichtung vollständig funktionstüchtig ist und kein Sickerwasser aus dem Ostfeld ins Grundwasser gelangen kann. Dieses Ergebnis bestätigt auch [23].

Die Ursache für die erhöhte gemessene Arsenkonzentration konnte bislang nicht abschließend geklärt werden. Der Deponiealtkörper ist als Arsenquelle denkbar, allerdings wurde kein Anstieg anderer deponietypischer Parameter wie Kalium oder Borat festgestellt. Aus diesem Grund geht man derzeit von einem geogenen Ursprung des Arsens aus [40]. Um genauere Aussagen diesbezüglich treffen zu können, ist die Errichtung einer weiteren Grundwassermessstelle im Abstrom der Deponie geplant.

Da jedoch zumindest die Dichtigkeit der Basisabdichtung des Ostfeldes nachgewiesen wurde, kann diese Voraussetzung im Bezug auf die Infiltration als erfüllt betrachtet werden.

## 4.3 Abfallinventar

### 4.3.1 Ostfeld

#### Auswertung der Abfallannahmedokumentation

Im Bereich des Ostfeldes der Deponie Untitz wurden von 1997 bis Mai 2005 unvorbehandelte Siedlungsabfälle aus Gera und Umgebung abgelagert. Mit dem Verbot durch die TA Siedlungsabfall [2], unvorbehandelte Abfälle abzulagern, welches zum 1. Juni 2005 wirksam wurde, wurde die Annahme von Siedlungsabfällen eingestellt. Seitdem wurden auf dem Ostfeld ausschließlich mineralische Fraktionen in Form von Deponieersatzbaustoffen abgelagert, die zur Profilierung und Abdeckung des Abfallkörpers dienen. Für die Betrachtung des Gehaltes an biologisch abbaubarem Material im Ostfeld sind demnach nur die Abfälle, die vor dem 1. Juni 2005 abgelagert wurden, zu berücksichtigen. Als Grundlage für eine Abschätzung des Organikgehaltes wurden die während des Deponiebetriebes erfassten und in einer Datenbank dokumentierten Daten zu den abgelagerten Abfallmengen ausgewertet. Die damalige Dokumentation der Abfallmengen erfolgte hauptsächlich klassifiziert nach ihrer Herkunft nach Abfallschlüsselnummern, wie sie auch heute noch gemäß Abfallverzeichnisverordnung (AVV) [3] angewendet werden. Zum Teil wurden jedoch auch andere Abfallbezeichnungen und Schlüsselnummern verwendet und dokumentiert, die sich teilweise nicht eindeutig den heute gültigen Deklarationen zuordnen lassen.

Auf dem Ostfeld der Deponie wurden Abfälle verschiedenster Art und Herkunft abgelagert. Die Auswertung der dokumentierten Abfallschlüsselnummern und -bezeichnungen ergibt, dass neben Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen auch verschiedenartige Produktions- und Bauabfälle sowie Sperrmüll abgelagert wurden. Dabei wurden 270 verschiedene Abfallbezeichnungen verwendet, sodass zunächst eine gröbere Kategorisierung notwendig ist, um einen Überblick über die abgelagerten Abfallfraktionen zu erhalten.



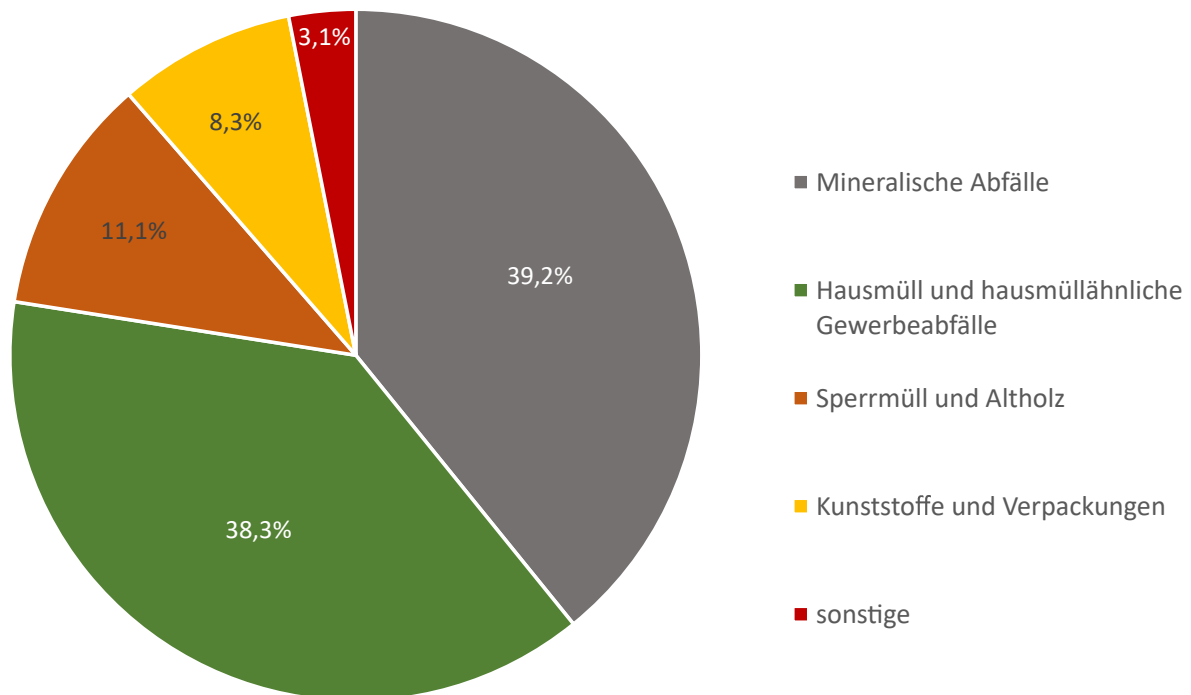
Es ergibt sich die Einteilung nach folgenden Abfallarten, die am Standort mengenmäßig den größten Anteil des Deponieinventars ausmachen:

- Mineralische Abfälle
- Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
- Sperrmüll und Altholz
- Kunststoffe und Verpackungen

Unter der Kategorie „mineralische Abfälle“ wurden weitgehend inerte Materialien wie z.B. Bauschutt, Gleisschotter, Glas, Keramik, Gießereisande sowie Aschen und Schlacken zusammengefasst. Andere Abfallarten wie z. B. Straßenkehricht, Rückstände aus der Abwasserbehandlung, Textilien, medizinische Abfälle und Spuckstoffe aus der Papierherstellung machen nur einen geringen Anteil vom Gesamtabfall aus und werden daher unter „sonstige“ zusammengefasst.

In Tabelle 6.3 sind die abgelagerten Abfallmengen bis 31.5.2005 zusammengestellt. Profilierungs- und Abdeckmaterialien, die ab dem 1.6.2005 aufgebracht wurden, werden in dieser Übersicht nicht erfasst.

Abbildung 4.3 verdeutlicht die prozentuale Verteilung der Abfallfraktionen bezogen auf die in den Jahren 1997 bis Mai 2005 abgelagerte Gesamtabfallmenge von 872.771 Mg. Es zeigt sich, dass mineralische Abfälle (39 Gew.-%) sowie Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (38 Gew.-%) die größten Anteile am abgelagerten Abfall haben. Etwa 11 Gew.-% der Gesamtabfallmenge bestehen aus Sperrmüll und Altholz. Kunststoffe und Verpackungen machen ca. 8 Gew.-% des Abfalls aus. Sonstige Abfallfraktionen tragen mit ca. 3 Gew.-% zur Gesamtmenge bei.



**Abbildung 4.3:** Zusammensetzung des Abfallinventars auf dem Ostfeld

Für die Beurteilung von Infiltrationsmaßnahmen ist in erster Linie der biologisch abbaubare Anteil interessant, weshalb im Folgenden die Masse des abgelagerten abbaubaren Materials abgeschätzt werden soll. Als ein Maß für den organischen Anteil eines Stoffes oder eines Stoffgemisches wird der organische Kohlenstoffgehalt herangezogen. Er wird als Total Organic Carbon (TOC) angegeben und wie die meisten abfallspezifischen Parameter auf den trockenen Anteil des Abfalls bezogen. Deshalb muss für eine Berechnung zusätzlich der Wassergehalt bzw. der Trockensubstanzgehalt (TS) bekannt sein. Darüber hinaus muss berücksichtigt werden, dass nur ein gewisser Anteil des organischen Kohlenstoffs tatsächlich biologisch abbaubar ist. Für die abgelagerten Abfälle liegen keine chemischen Analysen vor, die Auskunft über die stoffliche Zusammensetzung geben würden. Aus diesem Grund kann eine Abschätzung des biologisch abbaubaren Potentials nur auf der Basis von Literaturdaten erfolgen.

Die mineralische Fraktion zeichnet sich dadurch aus, dass sie nicht durch einen biologischen Abbau umsetzbar ist, weshalb sie im Folgenden keine Berücksichtigung findet. Die Fraktion „sonstige“ besitzt zwar durchaus einen biologisch abbaubaren Anteil, im Vergleich zu den übrigen Fraktionen trägt dieser aufgrund der geringen Mengen jedoch nur unwesentlich zum Gesamtorganikgehalt bei und kann deshalb an dieser Stelle vernachlässigt werden.

Die Zusammensetzung von Hausmüll kann regional und saisonal stark unterschiedlich sein.

Zudem hat sie sich in der Vergangenheit durch die Getrenntsammlung von Wertstoffen und der Entwicklung von Abfallgebühren und Konsumgewohnheiten verändert. Als Grundlage für die Abschätzung der Zusammensetzung des abgelagerten Hausmülls und der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle dienen daher sowohl die Hausmüllanalyse für die Stadt Gera und den Landkreis aus dem Jahr 1993 [19] als auch die wiederholte Hausmüllanalyse aus dem Jahr 2008 [32]. Da der tatsächliche Ablagerungszeitraum der Abfälle zwischen diesen Analysen liegt, wurden außerdem Ergebnisse von Hausmüllanalysen anderer Landkreise aus den Jahren 1997 bis 2004 hinzugezogen, die hinsichtlich der Bevölkerungsstrukturen und Abfallorganisation vergleichbar sind [27].

Da für die einzelnen Hausmüllfraktionen und auch für die übrigen abgelagerten Abfallfraktionen keine chemischen Analysen vorliegen, wurde mit fraktionsspezifischen Durchschnittswerten, beruhend auf der Abfallanalytikdatenbank ABANDA [35], gerechnet.

Tabelle 6.4 fasst die geschätzten Mengen an theoretisch biologisch abbaubarem Kohlenstoff aus den verschiedenen Fraktionen zusammen, die sich durch Multiplikation von angenommenem durchschnittlichen TS und Kohlenstoffgehalt sowie der abgelagerten Abfallmenge ergeben. Auf die gleiche Weise wurden die in Tabelle 6.5 zusammengefassten Werte für die einzelnen Jahre ermittelt.

Da die vorgenommene Kategorisierung bei der Einteilung der Abfallfraktionen relativ grob ist und die chemische Zusammensetzung nicht zwangsläufig den Durchschnittswerten der verwendeten Datenbank entspricht, sind die dargestellten Ergebnisse lediglich als grobe Schätzung zu verstehen, aus der hervorgeht, dass sich die geschätzte Gesamtmasse des biologisch abbaubaren Materials auf 80.000 Mg beläuft.

### **Auswertung des Deponiekatasters**

Neben den angelieferten Abfallmengen und -arten wurden außerdem in einem Deponiekataster die jeweiligen Deponieabschnitte dokumentiert, in die die Abfälle eingebaut wurden. Diese Daten können herangezogen werden, um die räumliche Verteilung der Abfallfraktionen zu ermitteln und ggf. Bereiche mit hohem bzw. niedrigem Organikgehalt zu identifizieren. Abbildung 6.2 zeigt die Anteile von organikhaltigem Material in den einzelnen Abschnitten. In den meisten Bereichen macht das organikhaltige Material etwa ein Drittel aus. Es zeigen

sich aber auch Bereiche, in denen der Anteil deutlich geringer (16 Gew.-%) oder deutlich höher (44 Gew.-%) ist.

Betrachtet man die absolute Verteilung des organikhaltigen Materials, so ergibt sich das in Abbildung 6.1 dargestellte Muster. Aufgrund der Kontur des Deponiekörpers wurde in den Randbereichen deutlich weniger Material abgelagert. Im Kammbereich ist dementsprechend das organische Potential am größten.

### **Optische Begutachtung des Abfalls**

Neben den Aufzeichnungen zu Abfallarten und -mengen können auch Fotos zur Charakterisierung des Abfallinventars herangezogen werden, in denen Abfälle und ihre Ablagerung festgehalten wurden. Die Abbildungen 6.6 bis 6.9 dokumentieren die Situation am Standort Untitz. Es handelt sich um Aufnahmen aus den Jahren 2004 und 2005. Sie verdeutlichen unter anderem die Heterogenität der abgelagerten Abfälle. So lassen sich verschiedenste Objekte, Materialien und Größenverteilungen erkennen. Zu sehen sind z.B.

- Autoreifen,
- Schläuche,
- Textilien,
- Schaumstoffe,
- Flaschen, Behälter und andere Verpackungen aus Kunststoff
- Folien und
- Bauabbruchmassen aus Beton, Keramik, Ziegelsteinen und Gips mit verschiedenem Zerkleinerungsgrad.

Eine Begutachtung des Abfalls mehrere Jahre nach der Ablagerung ermöglicht darüber hinaus, den Fortschritt der Umsetzungsprozesse zu beurteilen. Die Abbildungen 6.15 bis 6.17 entstanden 2011 bis 2012 im Rahmen von Baumaßnahmen, bei denen die Abdeckschicht teilweise bis zum Abfall abgegraben wurde. Sie vermitteln einen optischen Eindruck, wie der oberflächennahe Abfall mehrere Jahre nach der Ablagerung aussieht. Es lassen sich nicht bzw. kaum zersetzte Komponenten wie Kunststoffflaschen, Folien, Holzbalken und Kunststoffbänder identifizieren. Man sieht aber auch Überreste von Folien sowie einen großen Anteil

fein- und mittelkörnigen Materials, das teilweise eine bodenähnliche Struktur aufweist und auf biologischen Abbau organischen Materials hindeutet.

### **Bohrkernbeprobung Ostfeld**

Neben der optischen Beurteilung kann die chemische Analyse von Abfallproben Informationen zur Zusammensetzung und zum Abbaugrad liefern. Die Abbildungen 4.4 und 4.5 zeigen die Ergebnisse einer Beprobung, die im Juni 2011 in Zusammenhang mit dem Infiltrationsversuch stattgefunden hat. Es wurden drei Bohrungen mit einer Tiefe von 4, 7 bzw. 10 m Tiefe abgeteuft. Jeweils im 1m-Abstand wurden Proben des Materials genommen und der Wassergehalt sowie der Glühverlust als Maß für den Organikgehalt bestimmt. Die Proben die aus 1 m Tiefe gewonnen wurden, weisen alle einen niedrigen Wassergehalt und einen niedrigen Glühverlust auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich in diesem Bereich die mineralische Abdeckschicht befindet. Mit zunehmender Tiefe erhöht sich auch der Wassergehalt und erreicht bei allen drei Bohrungen im Maximum über 40 Gew.-%. In den Proben die aus 8 – 10 m Tiefe genommen wurden, wurde ein relativ konstanter Wassergehalt um 37 Gew.-% ermittelt. Die maximalen Glühverluste treten in den Proben aus 2-4 m Tiefe auf. Während in den tieferen Schichten Werte von ca.  $200 \frac{g}{kg\ TS}$  gemessen wurden, weist die 3m-Probe aus Bohrung 2 einen Glühverlust von  $920 \frac{g}{kg\ TS}$  auf. Zum Teil wurden für Proben, die aus der gleichen Tiefe entnommen wurden, ähnliche Werte ermittelt (z.B. 5m und 6m). Manche Proben aus gleichen Tiefen unterscheiden sich aber auch bezüglich des Glühverlustes. Dies wird besonders bei den 3 m Proben deutlich, wo der Glühverlust von Bohrung 1 mit  $120 \frac{g}{kg\ TS}$  im Vergleich zu  $920 \frac{g}{kg\ TS}$  in Bohrung 2 deutlich geringer ist. Da sich die Bohrungen in einem geringen Abstand (ca. 50 cm) voneinander befinden, spiegeln diese Messwerte die zu erwartende heterogene Stoffverteilung im Abfallkörper wieder. Dies ist auch der Grund, warum sich daraus keine fundierten Aussagen über den Organikgehalt des gesamten Deponiekörpers ableiten lassen.

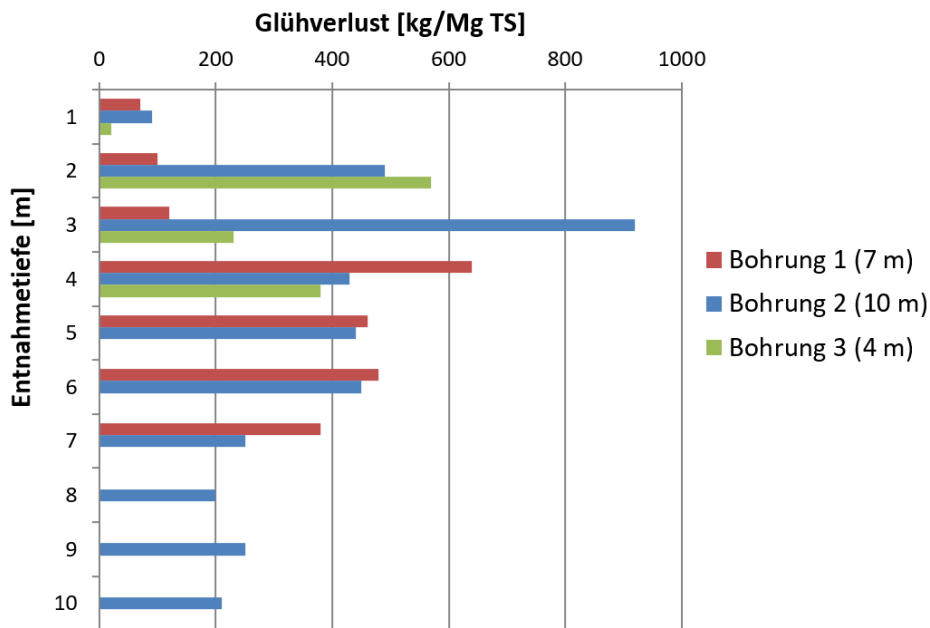


Abbildung 4.4: Glühverlust der Proben aus den Bohrungen (2011)

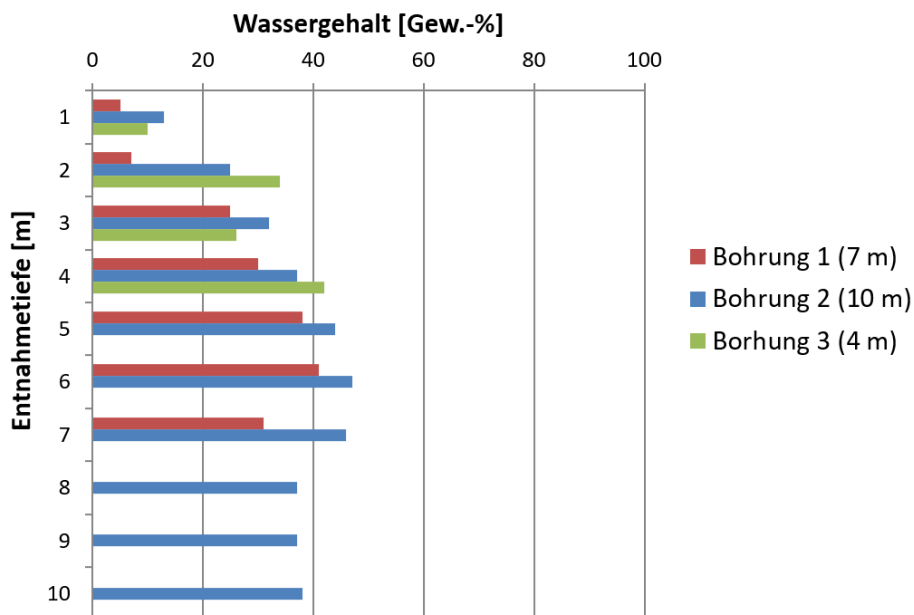


Abbildung 4.5: Wassergehalt der Proben aus den Bohrungen (2011)

### 4.3.2 Altkörper

Bisher wurde nur das Abfallinventar auf dem Ostfeld der Deponie oberhalb der Zwischenabdichtung betrachtet. Die bis 1997 abgelagerten Abfälle im Altkörper sind von Infiltrationsmaßnahmen, die im Rahmen dieser Arbeit diskutiert werden, nicht betroffen. Dennoch sollen auch vorhandene Daten zum Abfallinventar des Altkörpers herangezogen werden, da auch diese Abfälle wesentlich zur Deponiegasbildung beitragen und die Gasmenge am Standort nur als Gesamtwert für die komplette Deponie erfasst wird.

### Bohrkernproben

Eine Dokumentation der abgelagerten Abfälle wie auf dem Ostfeld liegt für den Altkörper nicht vor. Aus diesem Grund wurden 1995 durch die Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH 20 Bohrkernproben vom Abfallkörper entnommen und untersucht [45]. Die Bohrungen wurden jeweils bis zur Deponiesohle ausgeführt und die entnommenen Bohrkernproben hinsichtlich ihrer Zusammensetzung analysiert, wobei die Fraktionen

- Asche I,
- Asche II,
- Holz,
- Müll,
- Bauschutt und
- Lehm

unterschieden wurden. Die Anteile der Fraktionen im Bohrkern sind in Form der Schichtmächtigkeit dokumentiert.

Bohrkernproben können aufgrund der Inhomogenität von Abfällen die Abfallzusammensetzung nur punktuell wiedergeben. Dennoch lässt sich durch lineare Interpolation die mögliche Verteilung des organischen Materials auf die gesamte Deponie bzw. den Altkörper projizieren. Abbildung 6.4 zeigt die auf diese Weise ermittelten prozentualen Anteile von organikhaltigem Material („Müll“ und „Holz“). Für einige Bohrpunkte ergeben sich Werte von bis zu 100 %. An anderen Stellen ist der Wert mit 34 % deutlich geringer. Dabei ist zu berücksichtigen,

dass der Deponiekörper eine ungleichmäßige Geometrie aufweist, was sich anhand der Unterschiede in der Bohrtiefe zeigt. Dies ist auf ein unebenes Geländeprofil nach Beendigung des Dolomitabbaus am Standort zurückzuführen. Daraus ergeben sich unterschiedliche Abfallmächtigkeiten. An der Stelle der tiefsten Bohrung beträgt die Mächtigkeit 24,5 m. An der Stelle der flachsten Bohrung dagegen nur 6,5 m.

Die Visualisierung der absoluten Werte in Form der Schichtmächtigkeit ergibt das in Abbildung 6.3 dargestellte Muster. Die Mächtigkeit des organikhaltigen Materials reicht demnach von 3,7 bis 24,5 m. Es wird somit deutlich, dass das geschätzte organische Potential in einigen Bereichen größer ist als in anderen.

Eine Unterscheidung, ob sich die Schichten in tieferen oder höheren Lagen befinden, erfolgte nicht. Dementsprechend können keine Aussagen über das Alter des Materials getroffen werden. Zudem ist davon auszugehen, dass seit der Beprobung im Jahr 1995 eine Veränderung der Abfallzusammensetzung aufgrund biologischer und chemischer Umsetzungsprozesse stattfand.

### **Optische Begutachtung der Abfälle**

Im Zuge von Baumaßnahmen für den neuen Deponieteil auf dem Westfeld wurden im Juni 2018 stellenweise Abfälle aus dem Altkörper freigelegt, die auf das Jahr 1997 datiert werden können. Bei einer optischen Beurteilung des Materials lassen sich verschiedene Abbaustadien identifizieren. Man erkennt Bereiche mit humusartiger Struktur und Farbe, was auf einen fortgeschrittenen Abbau schließen lässt. Zu sehen sind außerdem Teppiche, Textilien, Holzbretter und Folien, die teilweise zersetzt wurden. Darüber hinaus finden sich jedoch auch Objekte wie Kunststoffrohre, Schläuche, Verpackungen und größere Holzobjekte, die nahezu vollkommen intakt sind und seit der Ablagerung vor 21 Jahren kaum einem Abbau unterlagen.

## **4.4 Sickerwasserfassung**

### **4.4.1 Ausführung des Sickerwasserfassungssystems**

Mit dem Aufbringen der Zwischen- bzw. Basisabdichtung wurde auch eine Sickerwasserfassung und -ableitung für den Ostteil der Deponie realisiert. Dazu wurden sechs parallel verlaufende Sickerwasserdrainagen verlegt, die das gesamte Sickerwasser des Ostfeldes aufnehmen. Durch



ein entsprechendes Gefälle wird das Wasser aus den einzelnen Haltungen auf die nordwestliche Seite der Deponie geleitet, von wo aus es in einer Gesamtsickerwasserleitung zu zwei zur Verfügung stehenden Speicherbecken mit einer Kapazität von insgesamt 1100 m<sup>3</sup> transportiert wird.

#### 4.4.2 Funktionstüchtigkeit der Sickerwasserfassung

Um einen ordnungsgemäßen Zustand des Sickerwasserfassungssystems, bestehend aus Haltungen und Leitungen, zu gewährleisten, wird jährlich eine optische Begutachtung der Leitungen mithilfe eines Kamerafahrzeuges in Verbindung mit einer Spülung der Leitungen durchgeführt. Dabei wurden 2003 starke Beschädigungen an den Sickerwasserdrainagen festgestellt. Drei der sechs Sickerwasserleitungen wurden daraufhin 2007 mit Hilfe des Re-Lining-Verfahrens saniert. Zur Begutachtung des Zustandes erfolgte zuletzt im August 2017 eine Kamerabefahrung der Schächte und Leitungen. Wie aus dem Jahresbericht 2017 [41] hervorgeht, ist der Zustand der sanierten Sickerwasserleitungen (S1, S3 und S5) deutlich besser als der der unsanierten (S2, S4 und S6). So konnten an den sanierten Rohrleitungen keine Risse, Querschnittsverformungen oder andere Beanstandungen festgestellt werden. Leitung S2 weist dagegen Beeinträchtigungen durch Risse, Verformungen und Rohrbrüche auf und ist daher nicht vollständig mit der Kamera zu befahren. Ebenfalls durch Risse, Brüche und Verformungen gekennzeichnet ist Rohrleitung S4, die jedoch weiter befahrbar ist. Im Vergleich dazu ist die ebenfalls unsanierte Leitung S6 in einem besseren Zustand, ohne größere Beeinträchtigungen. Dies ist auf ihre Lage im Randbereich der Deponie zurückzuführen, die mit einer geringeren Auflast und mechanischen Beanspruchung verbunden ist. Die Sickerwasserschächte 1-6 sowie die Verbindungsleitungen und die Leitung zum Speicherbecken sind der Kamerauntersuchung zufolge mängelfrei.

Bereits bei der Planung und Genehmigung der Sanierung von nur drei der sechs Rohrleitungen im Jahr 2007 wurde das Konzept der Objektbetrachtung für die Bewertung der Funktionstüchtigkeit des Entwässerungssystems zu Grunde gelegt. Demnach wird nicht die Funktion der einzelnen Leitungen betrachtet, sondern die des Gesamtsystems bzw. -objektes [8]. Trotz der beschädigten Leitungen S2 und S4 kann durch die vollständig intakten Nachbarleitungen gewährleistet werden, dass es nicht zu einem Wassereinstau an der Deponiesohle kommt. Es konnte zudem anhand von Neigungsmessungen während der Kamerabefahrung nachgewiesen

werden, dass ein ausreichendes Gesamtgefälle vorhanden ist, sodass das Sickerwasser, welches aufgrund eines Rohrdefektes nicht unmittelbar in die Leitung infiltrieren kann, dennoch über die Drainagekiesschicht ablaufen und an anderer, besser durchlässiger Stelle in die Rohrleitung fließen kann. [23] bestätigt ebenfalls, dass eine funktionierende Entwässerung auch dann noch gegeben ist, wenn es zu einem Totalausfall der beschädigten Leitungen kommen würde. Der Bericht verweist außerdem darauf, dass die nachgewiesene Dichtheit der Zwischenabdichtung dafür sorgt, dass kein Sickerwasser aus der Deponie austreten kann (vgl. Abschnitt 4.2.2.) Es lässt sich also zusammenfassend feststellen, dass ein insgesamt funktionstüchtiges Entwässerungssystem, welches anfallendes Sickerwasser zuverlässig erfasst und ableitet, vorhanden ist und damit diese Voraussetzung für eine unterstützte in-situ Stabilisierung durch Infiltration erfüllt ist. Zudem konnten an den Leitungen keine Verschleiß- oder Ablagerungserscheinungen festgestellt werden, welche auf die erhöhte chemische Belastung durch die Sickerwasser- bzw. Konzentratrückführung begründet wären.

## 4.5 Sickerwasseraufbereitung

Da das unbehandelte Sickerwasser nicht die Grenzwerte zur Einleitung in den nahegelegenen Amselbach einhält, muss eine entsprechende Aufbereitung des Sickerwassers erfolgen. Seit 1997 wird dazu am Standort Untitz eine Umkehrosmoseanlage betrieben. Abbildung 4.6 verdeutlicht schematisch das Prinzip der Umkehrosmose. Es beruht darauf, dass ein Druck aufgebaut wird, der größer ist als die osmotische Druckdifferenz, die sich im Gleichgewicht an einer semipermeablen Membran einstellen würde. Auf diese Weise kann der osmotische Fluss des Wassers umgekehrt werden und die Wassermoleküle können durch die Membran auf die geringer konzentrierte Seite gelangen, wohingegen Salzionen und andere Inhaltstoffe ganz oder teilweise zurückgehalten werden.

Die technische Umsetzung der Sickerwasseraufbereitungsanlage am Standort Untitz erfolgte durch die Firma PALL ROCHEM Wassertechnik GmbH. Das Rohsickerwasser aus den beiden Speicherbecken wird zunächst in ein Vorlagebecken gepumpt, wo gegebenenfalls der pH-Wert durch Zugabe von Schwefelsäure reguliert wird. Von dort aus passiert das Rohwasser eine Vorreinigung in Form von Kies- und Beutelfiltern (Sickerwasserstufe). Nach der Vorreinigung durchläuft das Wasser einen zweistufigen Umkehrosmoseprozess. Die Trennung des

Rohwassers in Konzentrat- und Permeatstrom erfolgt in Disc-Tube-Membranmodulen wie in Abbildung 4.7 dargestellt. Die erste Stufe ist die Hochdruckstufe (50 bar). Das Konzentrat aus dieser Stufe wird in den Konzentratspeicher geleitet, wohingegen das Permeat die zweite, sogenannte Permeatstufe (20 bar), durchläuft. Das Konzentrat aus dieser Stufe wird in den Vorlagebehälter der Vorreinigung zurückgepumpt. Das schließlich übrig bleibende Permeat wird durch einen Rieseltgaser geleitet und anschließend in einem Permeatspeicherbecken gesammelt. Von dort aus kann es, bei Einhaltung der geltenden Grenzwerte, kontrolliert in den nahegelegenen Amselbach eingeleitet werden. Das Konzentrat muss abtransportiert und extern entsorgt werden.

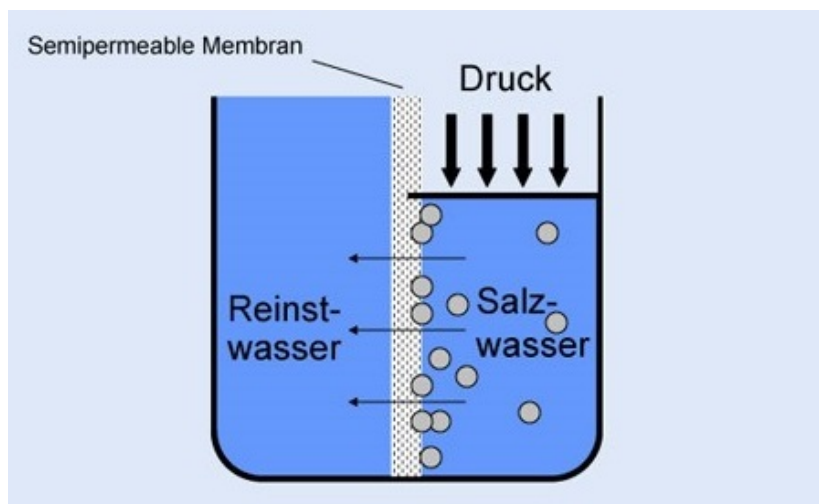


Abbildung 4.6: Prinzip der Umkehrosmose [11]

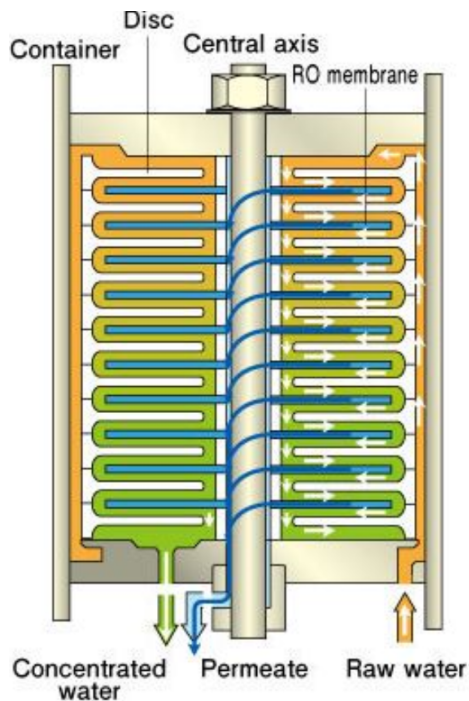


Abbildung 4.7: Disc-Tube-Membranmodul der Sickerwasseraufbereitungsanlage [26]

## 4.6 Technische Umsetzung der Infiltration

Seit 2010 und 2012 wurden auf dem Ostfeld insgesamt sieben Schluckbrunnen (VS1 bis VS7) mit den dazugehörigen Versickerungsrigolen errichtet. Ihre Lage ist dem Übersichtsplan in Abbildung 6.18 zu entnehmen. Die an die Schächte angeschlossenen Sickerrigolen sind linien- bzw. sternförmig angeordnet, um eine gleichmäßige Wasserverteilung zu gewährleisten. Sie sind rohlos mit einer Füllung aus Schotter bzw. Drainagekies mit 1 %-igem Gefälle ausgeführt. Die Abbildungen 4.8, 6.19 und 6.20 dokumentieren die bauliche Umsetzung der Sickerrigolen und Brunnen. Die zu erkennende Schotterschicht liegt unmittelbar auf dem Abfall auf. Im Zuge der Profilierungs- und Abdichtungsmaßnahmen wurden einige Versickerungsbrunnen außer Betrieb genommen und zum Teil rückgebaut. Für weitere Infiltrationsmaßnahmen stehen aktuell noch die Brunnen VS1, VS2 und VS4 im Kamm-Bereich der Deponie zur Verfügung. Tabelle 4.3 fasst zusammen, welche Brunnen in welchem Zeitraum für Infiltrationsmaßnahmen genutzt wurden.

**Tabelle 4.3:** Übersicht der Infiltrationsbrunnen

<b>Brunnenummer</b>	<b>Inbetriebnahme</b>	<b>Für Infiltration genutzt bis</b>
VS 1	08/2010 (Probetrieb)/ 2011 (Dauerbetrieb)	aktuell
VS 2	05/2012	aktuell
VS 3	05/2012	2013
VS 4	05/2012	aktuell
VS 5	05/2012	2015
VS 6	05/2012	2017
VS 7	05/2012	2013

Die aktuelle Genehmigung zur Durchführung von Infiltrationsmaßnahmen umfasst bis zu  $7.800 \frac{m^3}{a}$  an deponieeigenem Sickerwasser. Dies kann sowohl Rohsickerwasser als auch Konzentrat sein. Die Beschickung der Schluckbrunnen erfolgt über eine 32-mm-PE-Leitung, gesteuert über einen 3-Wegehahn, entweder mit Rohsickerwasser aus dem Sickerwasserspeicher oder mit Konzentrat aus dem Konzentratspeicher. Im Automatikbetrieb wird vorrangig Konzentrat in die Schluckbrunnen gepumpt, wobei der Pumpvorgang bei einem bestimmten Füllstand des Konzentrattanks ausgelöst wird und solange läuft, bis ein eingestelltes niedrigeres Speicherniveau erreicht ist. Durch diese Steuerungsweise ergibt sich eine Infiltration in Intervallen. Die Pumpen haben eine Nennleistung von max.  $3 \frac{m^3}{h}$ . Die Auswahl des zu beschickenden Brunnen erfolgt manuell durch entsprechende Ventilregelung. Durch die intervallartige Betriebsführung wird sichergestellt, dass Einstauhöhen  $>0,5$  m vermieden werden, da dies zu einem erhöhten hydrostatischen Druck und damit zu einem Durchspülen anstelle einer gleichmäßigen Wasserverteilung führen würde. Um einen Betrieb auch bei Frost gewährleisten zu können, sind die Leitungen im Bereich der Sickerwasseranlage beheizt und ansonsten mit einer Isolierung versehen bzw. mit einem ausreichenden Gefälle, so dass die Leitungen immer leer laufen können. Die Rohrleitung wurde überirdisch verlegt, um eine permanente Kontrolle auf Leckagen gewährleisten zu können. Zudem stellt ein Drucksensor sicher, dass die Pumpe bei einer Leckage sofort abschaltet.



wurden (Abschnitt 4.3.1), ist für diese Aufgabenstellung nicht geeignet, da die Bohrungen mit einem erheblichen Aufwand einhergehen und deshalb eine ausreichende räumliche und zeitliche Auflösung von Messdaten, die zur Beurteilung erforderlich ist, nicht erreicht werden kann. Sie liefern lediglich eindimensionale Ergebnisse zur Wasserverteilung, die sich kaum auf den umliegenden Bereich oder den gesamten Abfallkörper übertragen lassen. Zudem ist eine kurzfristige zeitliche Veränderung (mit und ohne Infiltration) mit dieser Methode nicht darzustellen, zumal die Bohrung selbst auch einen Einfluss auf Wasserverteilung und Fließwege hat.

Im Vergleich dazu bieten zerstörungsfreie geoelektrische Messungen den Vorteil, dass zumindest ein zweidimensionales Bild für ein bestimmtes Profil erzeugt werden kann, welches bei wiederholter Messungen auch einen Eindruck der kurzfristigeren zeitlichen Veränderung der Feuchtigkeitsverteilung vermitteln kann.

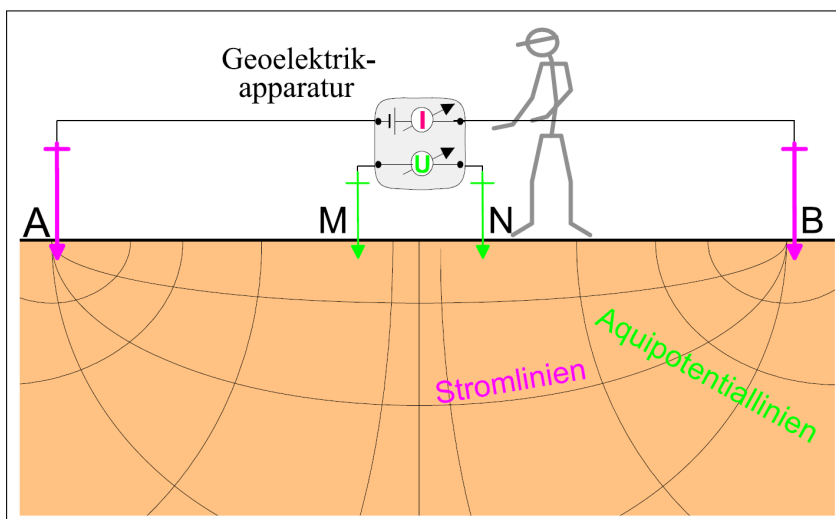
Eine weitere Möglichkeit das Ausbreitungsverhalten des infiltrierten Mediums zu beurteilen sind sogenannte Tracerversuche, bei denen dem Infiltrat ein Markierstoff zugegeben wird und das anfallende Sickerwasser auf diesen Markierstoff hin untersucht wird. Je nach Aufbau und Randparametern eines solchen Versuchs können zeitlich besonders hoch aufgelöste Ergebnisse erzielt werden, woraus sich hauptsächlich Aussagen zur Verweilzeit des Infiltrats ableiten lassen. Die Aussagefähigkeit bezüglich einer lokalen Verteilung ist dagegen begrenzt, da nur an der Deponiesohle eine Beprobung des Sickerwassers auf den Markierstoff möglich ist.

Im Hinblick auf die in dieser Arbeit zu untersuchenden Fragestellungen wurden im Zeitraum von Juni bis August 2018 geoelektrische Messungen durch die GFL - Dr. Lux Geophysikalische Fachberatung GbR durchgeführt. Diese sollen in erster Linie dazu dienen, die räumliche Verteilung des Infiltrates zu beurteilen. Darüber hinaus wurde im selben Zeitraum das übliche Sickerwassermonitoring durch die Installation von zusätzlichen Messsonden ergänzt, die, in Anlehnung an klassische Tracerversuche, detektieren sollen, wann das aufgebene Infiltrat bzw. ein Teil davon die Deponiebasis erreicht. Im Folgenden werden die genaue Vorgehensweise und die Ergebnisse der Messungen vorgestellt.

## Goelektrische Messungen

### Messprinzip

Die geophysikalische Untersuchung der Deponie im Hinblick auf die Auswirkungen der Infiltration umfasst eine zweidimensionale Messung des spezifischen Widerstandes und der induzierten Polarisation sowie eine Pol-Dipol-Potential-Kartierung. Der spezifische Elektrische Widerstand ist der reziproke Wert der elektrischen Leitfähigkeit und wird durch die Eigenschaften und Bestandteile eines Materials beeinflusst. Dabei ist die Ionenleitfähigkeit für hohe Leitfähigkeiten bzw. geringe Widerstände von feuchten Materialien verantwortlich. Die Messung der Widerstandsverteilung im Deponiekörper kann also Auskunft über eine Feuchtigkeitsverteilung geben. Dabei liegt den Messungen das in Abbildung 4.9 dargestellte Funktionsprinzip zugrunde.



**Abbildung 4.9:** Messprinzip für goelektrische Messungen

Im einfachsten Fall werden zwei Elektroden ( $A$  und  $B$ ) in definierter Konfiguration in die Deponieoberfläche eingebracht und ein Gleichstrom  $I$  angelegt. Mithilfe der Sonden  $M$  und  $N$  wird der Potentialunterschied als elektrische Spannung gemessen. Da, entsprechend des Ohmschen Gesetzes, Spannung und Stromstärke direkt proportional zueinander sind, gilt für den spezifischen elektrischen Widerstand:



$$\rho = K \cdot \frac{\Delta U}{I}$$

mit

$\rho$  ... spezifischer elektrischer Widerstand

$K$  ... Konfigurationsfaktor (abhängig von der Anordnung der Sonden und Elektroden)

$\Delta U$  ... Potentialdifferenz (elektrische Spannung) und

$I$  ... Stromstärke.

Die Erkundungstiefe hängt dabei vom Abstand der Elektroden ab. Um ein zweidimensionales Messergebnis zu erhalten, wird wie in Abbildung 4.10 dargestellt, eine Elektrodenlinie installiert, die über eine Messkette mit dem Steuergerät verbunden ist. Mithilfe des Steuergerätes können alle möglichen Sonden-Elektroden-Kombinationen angesteuert und Messwerte für verschiedene Tiefen generiert werden. Bei inhomogenen Schichtenverhältnissen spricht man an dieser Stelle auch von scheinbaren spezifischen Widerständen, da, abhängig von der Eindringtiefe, die Messgröße nicht nur von einer einzelnen Schicht bestimmt wird, sondern auch integrale Effekte zum Tragen kommen. Eine rechnerische Inversion der Messdaten ermöglicht schließlich eine zweidimensionale Visualisierung des spezifischen Widerstandes.

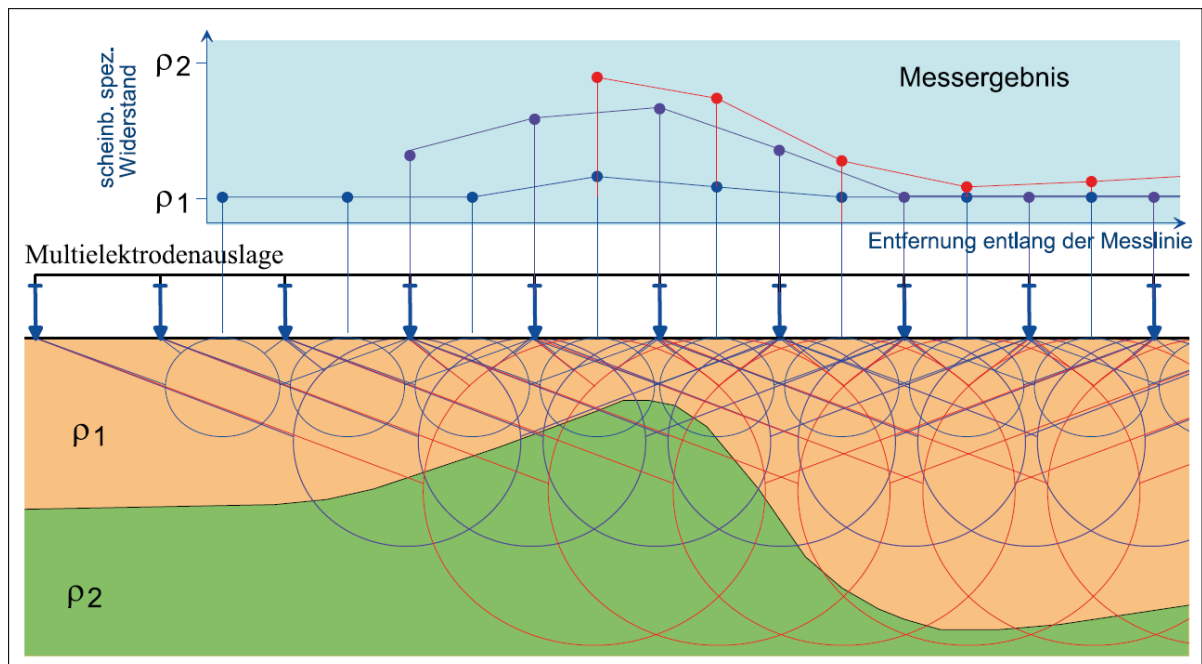


Abbildung 4.10: Messprinzip für 2D-Widerstandstomografie

Mit derselben Elektrodenanordnung lässt sich neben dem elektrischen Widerstand auch die induzierte Polarisation (IP) messen. Sie beschreibt das Phänomen, dass bei Anliegen eines Stroms eine elektrische Aufladung des Materials eintritt, die durch die An- und Umlagerung von Elektronen und Ionen an Wänden oder Grenzflächen im Porensystem verursacht wird. Die Ermittlung der induzierten Polarisation erfolgt durch das mehrfache Messen der elektrischen Spannung in kurzen Abständen nach der Stromabschaltung. Daraus ergibt sich eine Abklingkurve, aus deren Mittelwert sich die Aufladefähigkeit ableiten lässt. Dieses Messverfahren ist sehr sensitiv in Bezug auf leitfähige Fluide, sodass es im konkreten Anwendungsfall (Infiltration von Sickerwasser bzw. Konzentrat, welche eine erhöhte Leitfähigkeit besitzen) besonders aussagekräftige Ergebnisse liefert.

### **Durchführung**

Die GFL - Dr. Lux Geophysikalische Fachberatung GbR wurde mit der Durchführung der geoelektrischen Messungen auf dem Ostfeld der Deponie Untitz beauftragt [17]. Der gewählte Versuchsaufbau besteht aus zwei Messprofilen P1 (Querprofil) und P2 (Längsprofil), deren Lage in Abbildung 6.22 dargestellt ist. Die Profile werden auf ihrer gesamten Länge mit insgesamt 48 Edelstahl Elektroden im Abstand von jeweils 5 m bestückt und sind so angelegt, dass sie nah am Versickerungsschacht (VS 1) vorbei gehen. Um verschiedene Infiltrationszustände abbilden zu können, wurden insgesamt vier Messtermine so gewählt, dass Unterschiede im Deponiekörper mit und ohne Infiltration deutlich werden. Dementsprechend wurde während des Versuchszeitraums zunächst für eine längere Zeit nicht infiltriert, bevor für mehrere Tage am Stück infiltriert wurde. Details zu den Randbedingungen während des Versuchszeitraums sind Anhang 6.21 zu entnehmen.

Wie aus Tabelle 4.4 hervor geht, wurde ab dem zweiten Messtermin nicht mehr auf der gesamten Profillänge gemessen. Grund dafür waren Umlagerungstätigkeiten auf der Deponieoberfläche sowie die teilweise bereits vorhandene Oberflächenabdichtung, sodass eine erneute Messung auf diesen Abschnitten nicht möglich war, nicht vergleichbar gewesen wäre oder keine Veränderung gezeigt hätte.

**Tabelle 4.4:** Übersicht geoelektrische Messtermine

Messdatum	Zustand	Profillänge P1	Profillänge P2
12./13.06.2018		205 m	235 m
12.07.2018	Ohne Infiltration	195 m	175 m
25.07.2018	Während der Infiltration	150 m	115 m
13.08.2018	Nach der Infiltration	150 m	115 m

### Ergebnisse

Abbildung 6.23 zeigt die Ergebnisse der Ausgangsmessung (Nullmessung) für das Messprofil P2. Die verschiedenen Widerstandsbereiche werden durch eine unterschiedliche Farbgebung (logarithmische Skala) voneinander abgegrenzt. Dabei zeigen blaue Flächen Areale mit geringem elektrischem Widerstand, grüne Flächen mittlere Widerstandsbereiche und rote bis violette Flächen sehr hohe Widerstände an. Besonders markant zeigt sich im Profilabschnitt 0...70 m erwartungsgemäß ein Bereich, in dem sehr hohe elektrische Widerstände gemessen wurden. Es handelt sich um den Deponieabschnitt, der bereits mit einer Oberflächenabdichtung inklusive Kunststoffdichtungsbahn versehen wurde. Die Kunststoffdichtung wirkt als Isolator, sodass keine Signaleinspeisung möglich ist und das dargestellte Bild erzeugt wird. Eine Zone mit erhöhten Widerständen zeichnet sich außerdem am nordwestlichen Profilende im oberflächennahen Bereich ab. Dies ist auf eine Profilierungsschicht zurückzuführen, die eine geringe Durchfeuchtung insbesondere im Böschungsbereich aufweist. Die Bereiche mit geringen Widerständen (blau) deuten auf eine höhere Durchfeuchtung hin, wie sie zum Beispiel aus vorangehenden Infiltrationsperioden oder Niederschlagsereignissen resultieren kann. Bei 170...180 m wurden besonders geringe Widerstände  $< 1 \Omega m$  gemessen. Dies erklärt sich durch die Infiltration über den Versickerungsschacht VS 4 in diesem Bereich. Zu erwähnen ist an dieser Stelle auch der Einfluss der Temperatur auf den elektrischen Widerstand. Da im Deponieinneren zum Teil höhere Temperaturen infolge der biochemischen Umsetzung herrschen, können diese unter Umständen auch höhere elektrische Leitfähigkeiten und damit geringere Widerstände hervorrufen. Da aber das Wasser im Deponiekörper (Sickerwasser und infiltriertes Konzentrat) ohnehin eine hohe Leitfähigkeit besitzt, spielen Temperatureffekte im Vergleich zur Feuchtigkeitsverteilung nur eine untergeordnete Rolle.

Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Nullmessung des Messprofils P1, welches in Abbildung 6.26 dargestellt ist, wobei die veränderte Skaleneinteilung zu beachten ist. Hohe gemessene Widerstände zeugen auch hier von einer geringen Durchfeuchtung der Deckschichten vor allem im nordöstlichen Profilabschnitt. Im Deponieinneren oberhalb der Zwischenabdichtung sind die ermittelten Widerstände dagegen geringer, was auf eine stärkere Durchfeuchtung in diesem Bereich schließen lässt.

Die Abbildungen 6.27 und 6.25 visualisieren die Ergebnisse der parallel dazu durchgeführten IP-Messungen. Dabei zeigen blaue Flächen eine geringe Aufladbarkeit und damit einen geringen Wasser- bzw. Salzgehalt an und rote bis violette Flächen eine sehr hohe Aufladbarkeit. Auch bei der IP-Messung zeigt sich, dass einzelne Bereiche, wahrscheinlich durch den Einfluss zurückliegender Infiltration, stärker durchfeuchtet sind.

Wie bereits erläutert, mussten die Längen der Profile ab dem zweiten Messtermin angepasst werden. Insbesondere für das Profil P2 ergibt sich daraus ein deutlich kleinerer Messabschnitt. Aufgrund des deutlich verkürzten größtmöglichen Elektrodenabstandes können so zudem keine tiefen Schichten mehr erreicht werden, weshalb der Vergleichsausschnitt (Abbildung 6.24) nicht mehr bis zur Zwischenabdichtung reicht.

Der zweite Messtermin wurde einen Monat nach dem ersten Messeinsatz angesetzt um einen Zustand „ohne“ Infiltration darzustellen. Dazu kommt, dass es in diesem Zeitraum kaum Niederschlag gab, sodass die Ergebnisse im Vergleich einen weitgehend „trockenen“ Deponekörper abbilden. Im Profil P1 ist deutlich zu erkennen, dass insgesamt höhere Widerstände als beim ersten Termin gemessen wurden. Eine blaue Fläche (hohe Leitfähigkeit) ist nicht mehr vorhanden. Besonders deutlich zeigt sich auch eine Veränderung der induzierten Polarisation, die ebenfalls eine verringerte Durchfeuchtung widerspiegelt.

Die Ergebnisse der Widerstandsmessung am 25. Juli 2018, nach neuntägiger Infiltration, zeigen für die Profile P1 und P2 sowohl Zonen, in denen sich der Widerstand gegenüber der vorangegangenen Messung erhöht hat (rot), als auch solche, in denen der Widerstand geringer ist als zuvor (hellblau). Der angestiegene Widerstand identifiziert somit Bereiche, die nicht von der Infiltration beeinflusst sind und durch die anhaltenden Trockenperiode in dieser Zeit weiter an Feuchtigkeit verloren haben. Ein geringerer Widerstand zeigt dagegen den Einfluss der Infiltration. Dieser wird auch bei der Auswertung der IP-Daten besonders deutlich sicht-

bar. In beiden Profilen treten markante Erhöhungen der Aufladbarkeit auf. Dabei wurden die höchsten Werte nahe der Sickerrigolen gemessen. Die infiltrationsbedingten IP-Effekte sind auch am vierten Messtermin noch zu erkennen, jedoch weniger deutlich, da zu diesem Termin nicht infiltriert wurde.

Die Ergebnisse der geoelektrischen Messungen zeigen, dass die Infiltration einen Bereich des Abfallkörpers erreicht und beeinflusst, der deutlich über den unmittelbaren Umkreis des Versickerungsschachtes hinaus geht. Man kann davon ausgehen, dass die Sickerrigolen ihren Zweck erfüllen und das Infiltrat vom Sickerschacht aus verteilen. Insbesondere anhand der IP-Messungen kann eine horizontale Verteilung des Infiltrats von über 60 m ausgehend vom Versickerungsschacht nachgewiesen werden. Ausgehend von den Rigolen lässt sich die vertikale Ausbreitung bis zur Zwischenabdichtung nachvollziehen. Da die gemessenen Effekte, auch nach der Infiltration noch in abgeschwächter Form sichtbar sind, lässt sich ableiten, dass das Infiltrat, langsam genug versickert, um auch Tage bzw. Wochen nach Abschaltung der Infiltration noch Einfluss zu haben. Zudem werden dabei Verdünnungseffekte sichtbar. Da der Untersuchungszeitraum insgesamt durch trockene Witterungsbedingungen gekennzeichnet war, ist es nicht möglich, einen Vergleich zur Durchfeuchtungssituation nach starken oder lang anhaltenden Niederschlägen zu ziehen. Auch eine durchschnittlich Verweilzeit lässt sich anhand der Ergebnisse nicht ableiten, da die Messungen lediglich Momentaufnahmen mit relativ großem Zeitabstand darstellen. Bei der Wahl der Lage der Profile lag der Fokus auf dem im Versuchszeitraum verwendeten Versickerungsschacht VS 1. Dementsprechend kann keine Aussage zur Verteilungssituation an den übrigen Schächten getroffen werden und auch der bereits abgedichtete Deponieabschnitt konnte nicht untersucht werden. Die senkrechte Lage der Messprofile zueinander vermittelt einen Eindruck der Verteilung und Ausbreitung in alle Dimensionen. Für ein echtes dreidimensionales Abbild wären jedoch deutlich mehr Profile (z.B. mit sternförmiger Anordnung) notwendig [17].

### **Messsonden in Sickerwasserschächten**

Eine Möglichkeit Informationen zur Retentionszeit und ggf. auch zur räumlichen Ausbreitung von Wasser im Deponiekörper zu generieren sind Tracerversuche. Dabei wird das zu infiltrierende Medium durch Zugabe eines Traces markiert, welcher zum Beispiel im Sickerwasser wieder detektiert werden kann. Als Tracer kommen dabei verschiedene chemische Verbindungen

in Frage, wobei für den spezifischen Anwendungsfall zu prüfen ist, welcher Tracer geeignet ist und genehmigungsrechtliche Aspekte berücksichtigt werden müssen. Die einfachste Art von Tracern sind Salze (z.B. NaCl), die sich mit geringem Aufwand durch eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit wiederfinden lassen. Um für die Deponie Untitz Erkenntnisse über die Ausbreitung und Retentionszeit des Infiltrats erlangen zu können, wurde, in Anlehnung an klassische Tracerversuche, ein Versuch zur Veränderung der Leitfähigkeit im Sickerwasser durch Infiltration geplant und durchgeführt. Dabei sollten folgende Voraussetzungen erfüllt werden:

- Kurzfristige Realisierbarkeit auch ohne zusätzliche behördliche Genehmigung
- Vergleichsweise einfache technische Umsetzung bei hoher zeitlicher Auflösung

Am Standort Untitz wird hauptsächlich Konzentrat aus der Sickerwasseraufbereitung zur Infiltration eingesetzt. Dieses Konzentrat besitzt mit rund  $65 \frac{mS}{cm}$  eine signifikant höhere elektrische Leitfähigkeit als das anfallende Rohsickerwasser ( $20-25 \frac{mS}{cm}$ ). Somit stellt das Konzentrat selbst bereits ein „markiertes“ Medium dar, ohne dass die Zugabe eines zusätzlichen Stoffes zur Durchführung eines Tracerversuches erforderlich wäre. Daraus ergibt sich der Vorteil, dass keine zusätzliche behördliche Genehmigung erforderlich ist, da die vorliegende Genehmigung zur Infiltration von deponieeigenem Sickerwasser für die Deponie Untitz ohnehin Konzentrat mit einschließt. Darüber hinaus ermöglicht die Detektion über die Leitfähigkeit eine hohe zeitliche Auflösung, da kontinuierlich gemessen werden kann und keine aufwändige Probenahme und chemische Analyse erfolgen müssen.

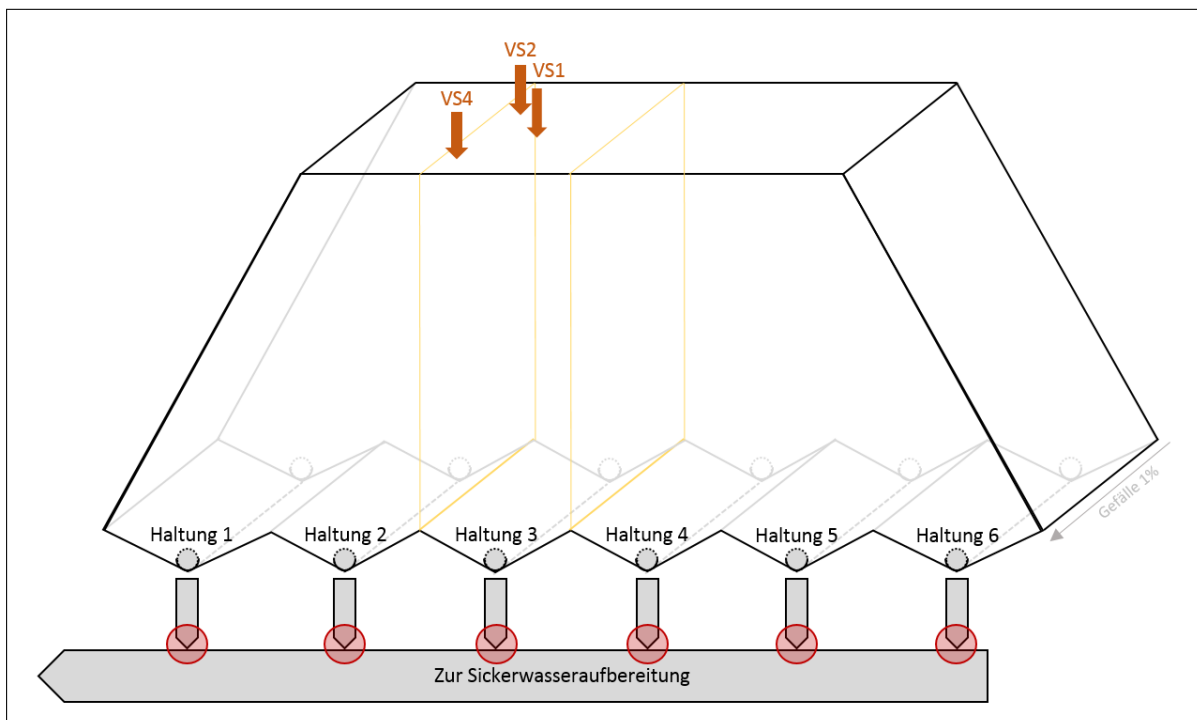
### **Durchführung**

Das Ostfeld der Deponie Untitz ist mit sechs Sickerwasserhaltungen ausgestattet, die parallel zueinander verlaufen und das entstehende Sickerwasser oberhalb der Zwischenabdichtung erfassen. Durch ein entsprechendes Gefälle wird das Sickerwasser in den Haltungen in eine gemeinsame Sickerwasserleitung transportiert, von wo aus es in die Rohwasserspeicherbecken geleitet und der Aufbereitungsanlage zugeführt wird.

An der Übergabestelle zwischen den einzelnen Sickerwasserhaltungen und der Sickerwassersammelleitung befindet sich jeweils ein etwa 9 m tiefer Schacht mit Mannöffnung, der Wartungs- und Reparaturarbeiten ermöglicht. Daneben sind die Schächte mit einem Kunst-

stoffstutzen ausgestattet, welcher für eine Installation von Messgeräten vorgesehen ist. An diesen Stutzen werden die sechs Messsonden mithilfe eines nicht elastischen Gewebesiebs so angebracht, dass sie sich im Sickerwasserzufluss der einzelnen Haltungen befinden (Abbildung 4.11).

Es werden insgesamt sechs CTD-Diver®-DI271 der Firma Van Essen Instruments B.V. eingesetzt, die die elektrische Leitfähigkeit, die Temperatur und den Druck messen. Ihr Gehäuse besteht aus korrosionsbeständigem Zirkonoxid, weshalb sie für den Einsatz in Deponiesickerwasser geeignet sind [33]. Tabelle 6.1 fasst die Herstellerangaben zum Messbereich und zur Messgenauigkeit der verwendeten Messsonden zusammen. Im internen Speicher des Gerätes werden in 10-minütigen Intervallen die Datensätze aufgezeichnet und können nach Bedarf manuell ausgelesen und ausgewertet werden.



**Abbildung 4.11:** Positionierung der Messsonden in den Sickerwasserschächten

## Auswertung

Für eine Betrachtung der zeitlichen Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit müssen temperaturbedingte Veränderungen berücksichtigt werden. Aus diesem Grund wird die gemessene Leitfähigkeit mithilfe der gemessenen Temperatur in die spezifische Leitfähigkeit bezogen auf 25°C nach folgender Formel gemäß [33] umgerechnet:

$$K_{T_{ref}} = \frac{100}{100 + \theta(T - T_{ref})} \cdot K$$

mit

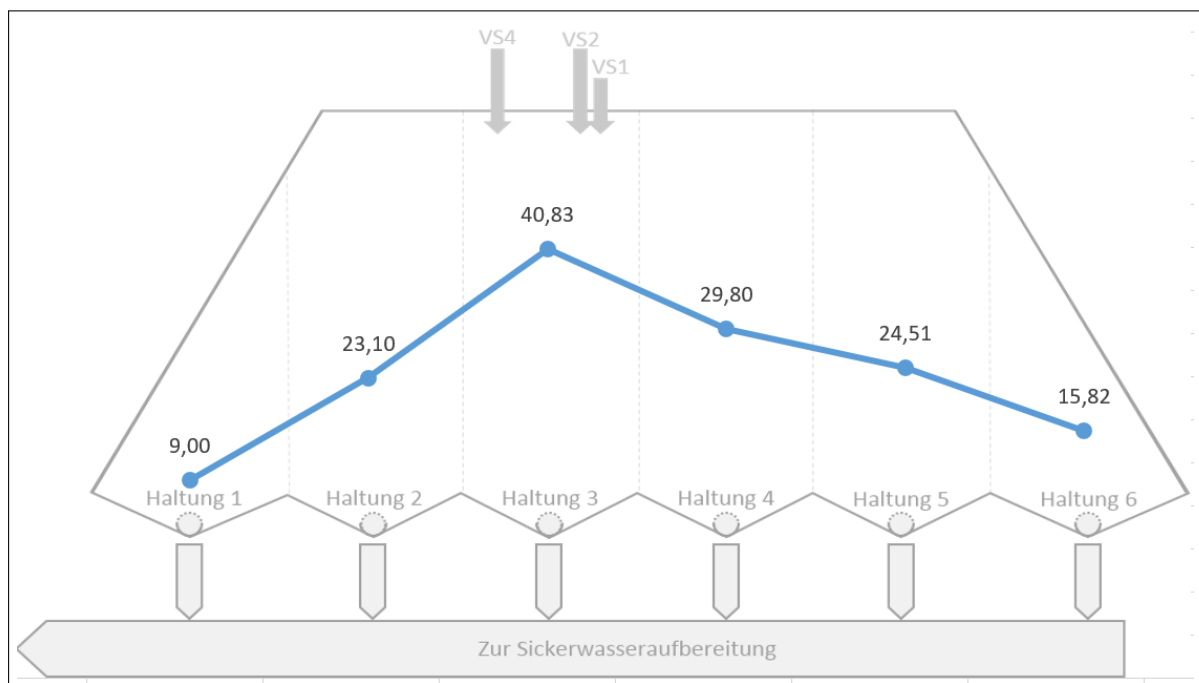
$K_{T_{ref}}$	... Spezifische Leitfähigkeit bei $T_{ref}$
$K$	... Leitfähigkeit bei $T$
$T_{ref}$	... Referenztemperatur (25°C )
$T$	... Temperatur des Mediums
$\theta$	... Temperaturkoeffizient (1.91 $\frac{\%}{\text{°C}}$ )

Da die Messsonden zur Datenauslesung aus dem Sickerwasserschacht entnommen werden, werden die währenddessen aufgezeichneten Messwerte verfälscht. Zudem kann es gegebenenfalls sein, dass, nachdem die Sonde wieder im Schacht befestigt wurde, durch den Kontakt mit Luft und Schmutzpartikeln noch eine gewisse Zeit vergeht, bis die gemessenen Werte wieder störungsfrei sind. Um darauf beruhende Unregelmäßigkeiten weitestgehend zu eliminieren, wird jeweils ein Zeitintervall von 3 h angenommen, dessen Datensätze für die Auswertung nicht berücksichtigt werden.

Abbildung 4.13 zeigt die ermittelten spezifischen Leitfähigkeiten als Tagesdurchschnittswerte für die einzelnen Sickerwasserhaltungen. Für Haltung 2 stehen erst ab dem 14. Juli 2018 Messdaten zur Auswertung zur Verfügung, da der installierte Diver einen Defekt aufwies und ausgetauscht werden musste. Wie zu sehen ist, unterscheiden sich die Leitfähigkeiten des Sickerwassers in den unterschiedlichen Haltungen deutlich voneinander. So wurde in Haltung 1 eine minimale spezifische Leitfähigkeit von rund 8  $\frac{mS}{cm}$  ermittelt, wohingegen in Haltung 3 Werte bis ca. 45  $\frac{mS}{cm}$  gemessen wurden. Diese Leitfähigkeitsverteilung wird in einer Querschnittsdarstellung in Abbildung 4.12 besonders deutlich. Daraus geht hervor, dass die geringste Leitfähigkeit im Sickerwasser der Randbereiche also in den Haltungen 1 und



6 auftritt. Die höchste Leitfähigkeit wurde im Zentralbereich gemessen. Eine Erklärung für die unterschiedlichen Leitfähigkeiten ist die Deponiekontur. Da die Abfallmächtigkeit in den Randbereichen geringer ist als im Kammbereich, ergibt sich dort für Wasser, welches an der Deponieoberfläche eintritt und den Deponiekörper durchsickert, im Allgemeinen ein kürzerer vertikaler Fließweg. Darüber hinaus stellt auch die Infiltration von Sickerwasser bzw. Konzentrat eine Erklärung für die gemessene Leitfähigkeit dar. Diese Wässer sind durch eine erhöhte Leitfähigkeit gekennzeichnet. Sie wurden in der Vergangenheit vornehmlich in den Kammbereichen infiltriert, sodass es möglich ist, dass sich die Leitfähigkeit im Wasser im Deponieinneren von dort ausgehend mit der Zeit erhöht hat.

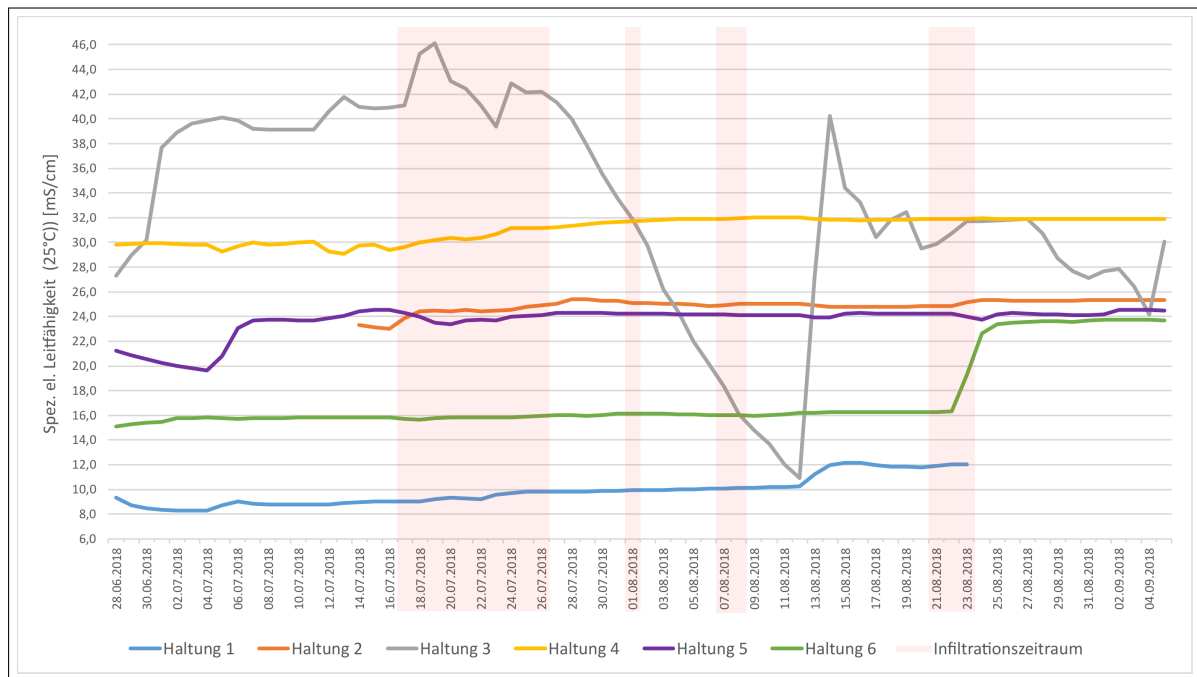


**Abbildung 4.12:** Spezifische Leitfähigkeit im Sickerwasser der einzelnen Halteungen am 16. Juli 2018 [mS/cm]

Bei der Betrachtung der Kurvenverläufe über die Zeit muss festgestellt werden, dass die Entnahme der Messsonden zur Datenauslesung die Messwerte stärker beeinflusst als ursprünglich angenommen. Insbesondere bei den Daten aus Haltung 3 zeigt sich, dass die gemessene Leitfähigkeit nachdem die Sonde wieder im Sickerwasserschacht positioniert wurde, signifikant und teilweise anhaltend höher ist als vor der Datenauslesung. Zu erklären ist dieses Phänomen durch die schlechte Durchmischungssituation an der Messstelle. Da neben gelösten Inhaltsstoffen auch Feststoffpartikel im Sickerwasser enthalten sind, kann es dazu kommen, dass ein

Anhaften solcher Partikel an der Messsonde zu einer veränderten Leitfähigkeit führt. Da die letzte Spülung der Leitungen und Schächte bereits ein Jahr zurück liegt, kann zudem nicht ausgeschlossen werden, dass Feststoffrückstände in den Sickerwasserschächten in Form von Schlamm die Messungen beeinträchtigt haben. So kann es sein, dass eine veränderte Ausrichtung der Sonde durch die Wiederpositionierung die Anströmungsverhältnisse und damit die Messwerte signifikant beeinflusst hat. Wie die starken Schwankungen der Messdaten zeigen, ist Haltung 3 besonders von diesen Effekten betroffen. Sie überlagern solche Effekte, die aus der Infiltration resultieren könnten, weshalb für Haltung 3 diesbezüglich keine zuverlässigen Aussagen abgeleitet werden können. Die Messungen an den übrigen Haltungen sind deutlich weniger durch die Entnahme der Messsonden gestört, sodass sie sich besser eignen, um einen Einfluss der Infiltration abzuleiten.

In den Haltungen 2 und 4 ist im Zeitraum vom 17. bis 30. Juli 2018 jeweils eine geringfügige Erhöhung der spezifischen Sickerwasserleitfähigkeit um etwa  $2 \frac{mS}{cm}$  zu beobachten. Dies deckt sich mit der durchgeführten Infiltration vom 17. bis 26. Juli 2018. In den Haltungen 1, 5 und 6 kann dagegen kein infiltrationsbedingter Anstieg festgestellt werden. Die Leitfähigkeit in allen Haltungen liegt durchgehend deutlich unter der des infiltrierten Konzentrates, welches eine spezifische Leitfähigkeit von etwa  $65 \frac{mS}{cm}$  aufweist. Dies zeigt, dass nur ein geringer Anteil kurzfristig nach der Infiltration ins Sickerwasser an der Deponiebasis gelangt und einen Leitfähigkeitsanstieg verursacht. Man kann demnach davon ausgehen, dass sich der überwiegende Anteil des infiltrierten Konzentrates im Deponiekörper verteilt und dort unter anderem Verdünnungseffekten unterliegt. Dies zeigt sich auch daran, dass in den Leitungen 2 und 4 im Versuchszeitraum nach der Infiltration keine bzw. nur eine langsame Abnahme der Leitfähigkeit zu verzeichnen ist.



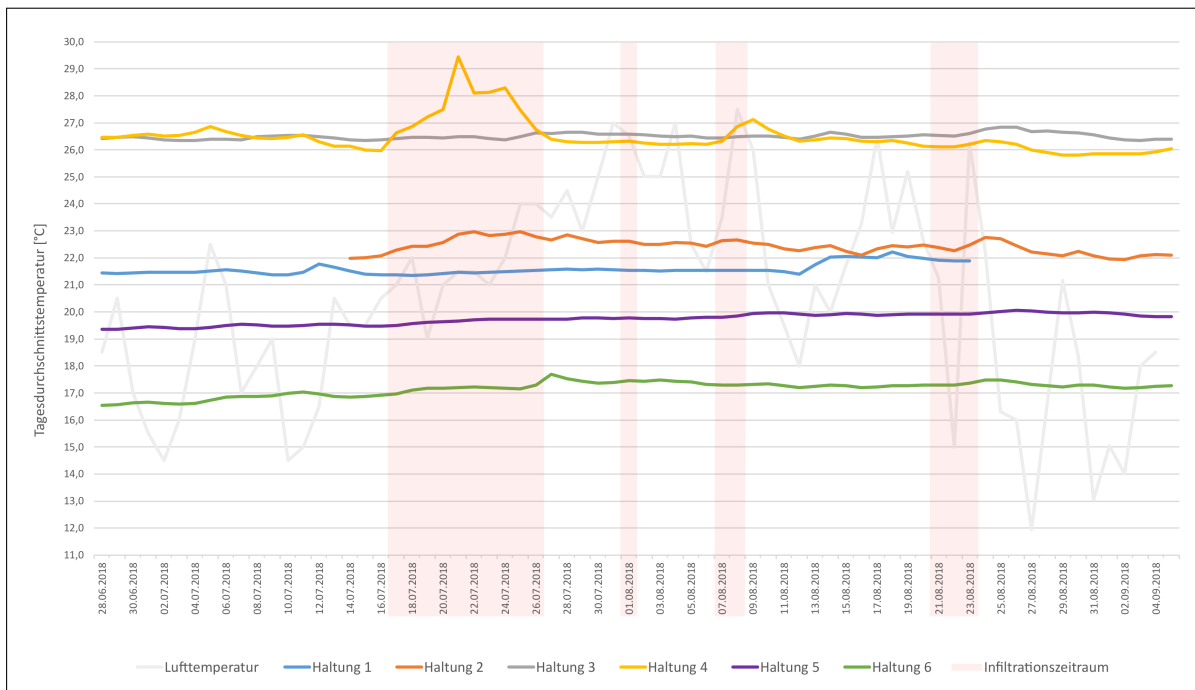
**Abbildung 4.13:** Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung in den Sickerwasserhaltungen

Abbildung 4.14 zeigt den Temperaturverlauf im Sickerwasserzfluss in den einzelnen Haltungen als Tagesdurchschnittswerte und im Vergleich dazu die durchschnittliche Umgebungstemperatur. Der Vergleich zwischen den einzelnen Haltungen zeigt, dass das Sickerwasser der zentral liegenden Haltungen 3 und 4 wärmer ist als das Sickerwasser der Randbereiche. Dies resultiert aus einer intensiveren biologischen und chemischen Stoffumsetzung im Deponieinneren. Insbesondere die intakten Haltungen (1, 3, 5 und 6) weisen einen sehr gleichmäßigen Temperaturverlauf mit nur geringfügigen Schwankungen auf. Die im Vergleich dazu stark schwankenden Umgebungstemperaturen zeigen, dass kurzfristige Witterungsbedingungen auch in den Randbereichen keinen Einfluss auf die Temperatur im Deponiekörper bzw. im Sickerwasser haben. Über den gesamten Betrachtungszeitraum von zwei Monaten lässt aufgrund der jahreszeitlich bedingten insgesamt hohen Lufttemperatur ein geringfügiger Anstieg der Sickerwassertemperatur in den äußeren Haltungen im Bereich von 0,5 bis 1 K erkennen.

Der Kurvenverlauf von Haltung 4 zeigt eine deutlich erhöhte Sickerwassertemperatur zwischen dem 17. und 27. Juli 2018, was sich zeitlich mit der Durchführung der Infiltration (17. bis 26. Juli 2018) deckt. So kann die höhere Temperatur des infiltrierten Konzentrates ( $> 30^{\circ}\text{C}$ ) dazu geführt haben, dass sich die Temperatur im Sickerwasser der Haltung 4 um bis zu 3,5 K erhöht hat. Die Temperatur in Haltung 2 hat sich im Infiltrationszeitraum ebenfalls leicht

erhöt. Mit einem Anstieg um ca. 1K ist der Effekt hier jedoch weniger stark ausgeprägt. In Haltung 3, die dem Infiltrationsschacht am nächsten liegt, konnte keine Temperaturveränderung festgestellt werden. Eine Erklärung dafür kann ebenfalls die mögliche Schlammablagerung im Sickerwasserschacht sein.

Wie aus der Leitfähigkeits- und Temperaturmessung hervorgeht, hat in den Haltungen 2 und 4 eine geringfügige Veränderung des anfallenden Sickerwassers in kurzfristiger Folge der Infiltration im Versuchszeitraum stattgefunden. Dies lässt den Schluss zu, dass nur ein geringer Anteil des Infiltrats eine kurze Verweilzeit  $<1d$  im Deponiekörper hat. Der überwiegende Anteil sickert langsamer durch den Deponiekörper. Eine genaue Quantifizierung ermöglicht die gewählte Versuchsanordnung zudem nicht, da anfallende Sickerwassermengen in den einzelnen Haltungen nicht ermittelt wurden. Die Ergebnisse gelten zudem nur bei den untersuchten, relativ trockenen Bedingungen. Für weiterführende Aussagen wäre eine Verlängerung des Untersuchungszeitraumes notwendig, wobei zunächst eine Reinigung von Sickerleitungen und -schächten zu empfehlen wäre, um störende Einflüsse von Schlammablagerungen zu vermeiden.



**Abbildung 4.14:** Ergebnisse der Temperaturmessung in den Sickerwasserhaltungen

#### 4.7.2 Langfristige Entwicklung der Sickerwassermenge

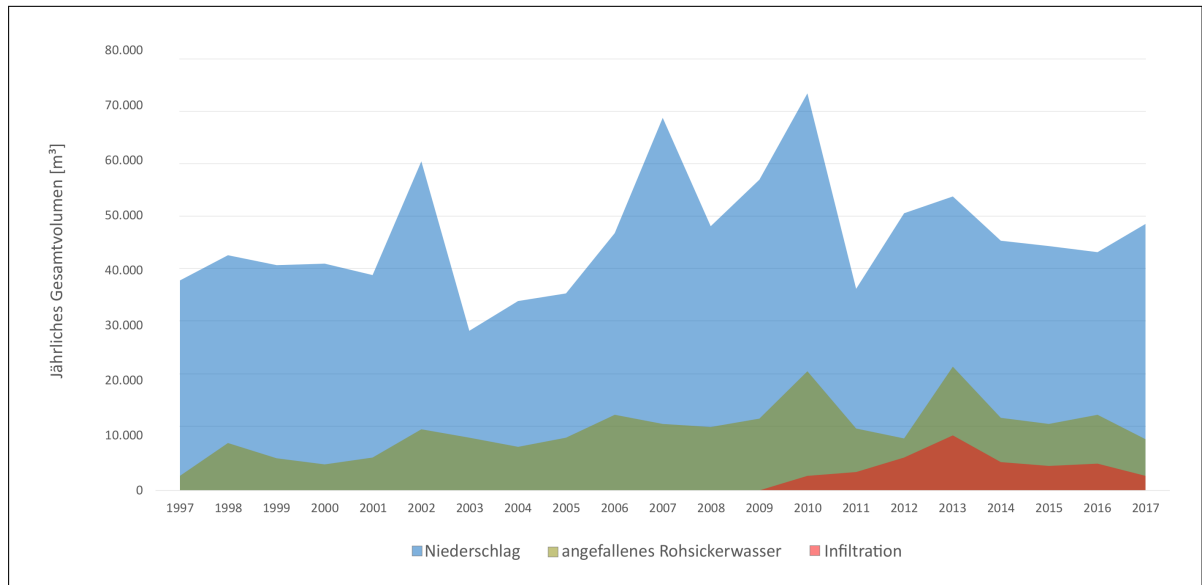
Abbildung 4.15 veranschaulicht den jährlichen Sickerwasseranfall im Vergleich zu den gemessenen jährlichen Niederschlägen. Dabei sind alle Daten auf das Ostfeld der Deponie bezogen. Die jährlichen Niederschläge unterliegen dabei naturgemäß stärkeren Schwankungen. Im Vergleich dazu entwickelt sich die Sickerwassermenge gleichmäßiger. Dies lässt zwei Schlüsse zu: zum einen zeigt sich, dass die klimatische Sickerwasserbildung nicht nur vom Gesamtniederschlag abhängt, sondern auch von Faktoren wie dem Auftreten von Starkregenereignissen und der jahreszeitlichen Verteilung der Niederschläge, wodurch die Parameter Oberflächenabfluss und Evapotranspiration beeinflusst werden. Zum anderen wird die durch sein Speichervermögen bedingte Pufferwirkung des Deponiekörpers deutlich. Ein Rückgang der Sickerwasserbildung nach dem Ende der Betriebsphase 2005 durch die temporäre Oberflächenabdeckung lässt sich in dieser Darstellung nicht erkennen. Dies könnte daran liegen, dass die Jahre nach dem Ende des Ablagerungsbetriebes durch höhere Niederschlagsmengen charakterisiert waren als die vorhergehenden Jahre. Zudem ist davon auszugehen, dass die temporäre Oberflächenabdeckung im Vergleich zu einer vollständigen Abdichtung noch durchlässig ist.

2017 deutet sich dagegen ein Rückgang der anfallenden Sickerwassermenge an, welcher auf das Aufbringen der Oberflächenabdichtung auf einem Teilbereich des Ostfeldes zurückzuführen ist. Es ist zu prüfen, ob sich dieser Trend auch zukünftig fortsetzt.

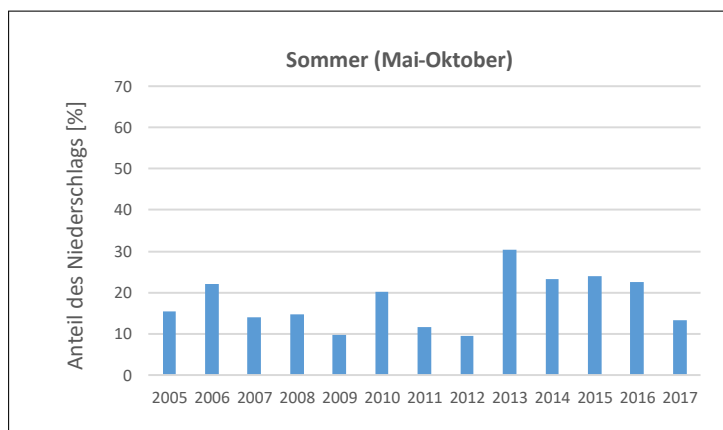
Die Abbildungen 4.16 und 4.17 stellen den durchschnittlichen Anteil des Niederschlages dar, der sich im anfallenden Sickerwasser widerspiegelt. Da sich Witterung und Vegetationssituation jahreszeitlich bedingt verändern, wurden in dieser Zusammenstellung keine Jahres- sondern Saisonwerte ermittelt. Es wird unterschieden in eine Wintersaison (November bis April) und eine Sommersaison (Mai bis Oktober). Die Winter-Grafik zeigt, dass der durchschnittliche Sickerwasseranfall etwa 43 % des Niederschlages beträgt. Im Sommer sind es dagegen durchschnittlich nur 18 %. Diese Ergebnisse decken sich mit den Erkenntnissen aus der langjährigen Beobachtung von mineralisch abgedeckten Hausmülldeponien, die in [28] zusammengefasst sind. Dabei konnten Sickerwasserneubildungsraten zwischen 5 und 20 % des Niederschlages festgestellt werden.

Darüber hinaus ist in der Grafik das zusätzliche Infiltrationsvolumen dargestellt. Es wurde seit Beginn der Infiltrationsmaßnahmen 2010 bis 2013 kontinuierlich gesteigert. 2013 bis

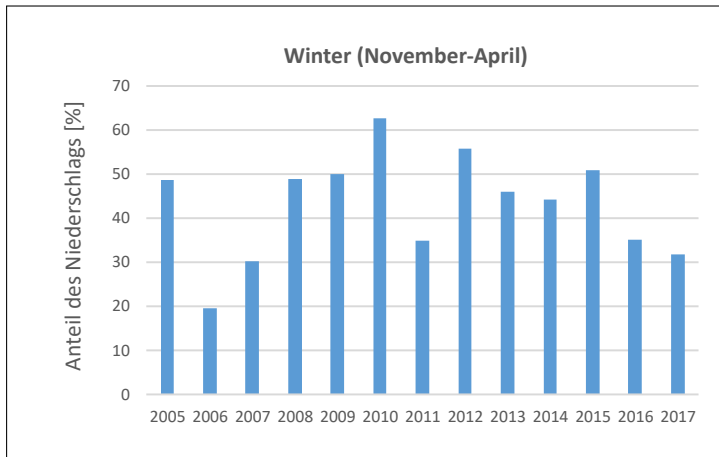
2017 wurde das infiltrierte Volumen hauptsächlich durch die Menge des anfallenden Sickerwassers bestimmt, weshalb sich in diesem Bereich eine deutliche Korrelation der Kurven zeigt.



**Abbildung 4.15:** Entwicklung von Niederschlags-, Rohwasser- und Infiltrationsmengen am Ostfeld



**Abbildung 4.16:** Anteil des Rohsickerwassers am gefallenem Niederschlag in den Sommermonaten



**Abbildung 4.17:** Anteil des Rohsickerwassers am gefallenem Niederschlag in den Wintermonaten

#### 4.7.3 Kurzfristige Veränderung des Rohwasserzuflusses

Im Folgenden soll untersucht werden, inwieweit die anfallende Sickerwassermenge durch Infiltrationsmaßnahmen beeinflusst wird. Ein kurzfristiger Anstieg des Sickerwasserzulaufs in Folge von Infiltrationsmaßnahmen würde bedeuten, dass das infiltrierte Medium aufgrund einer kurzen Verweilzeit im Deponiekörper kaum mit dem Abfallinventar reagieren könnte und so die erwünschten positiven Effekte auf die biologischen Umsetzungsprozesse ausblieben. Stattdessen würde sich lediglich ein zusätzlicher Aufbereitungsaufwand ergeben.

Eine direkte Messung des erfassten Sickerwasservolumens mithilfe eines Wasserzählers erfolgt am Standort Untitz nicht. Stattdessen wird die anfallende Sickerwassermenge indirekt über den Durchsatz der Sickerwasseraufbereitungsanlage ermittelt. Diese Methode ist für die monatliche bzw. jährliche Auswertung zweckmäßig, bietet aber aufgrund der diskontinuierlichen Betriebsweise der Aufbereitungsanlage nicht die Möglichkeit, das an der Deponiesohle anfallende Sickerwasser tagesgenau zu quantifizieren. Dies ist aber nötig, um beurteilen zu können, ob sich die Infiltration kurzfristig auf die anfallende Sickerwassermenge auswirkt. Eine diesbezügliche Auswertung der monatlichen Daten ist auch deshalb nicht zweckmäßig, da dabei lediglich ein direkter Zusammenhang zwischen Infiltration und Sickerwasseranfall deutlich wird, der aus der automatisierten Steuerung der Infiltration herrührt. Da bei erhöhtem Sickerwasseranfall auch mehr Sickerwasser in der Anlage aufbereitet wird, entsteht mehr Konzentrat, welches im Regelbetrieb automatisch infiltrierte wird. Ob die Infiltration zu einer unmittel-

baren Erhöhung des Sickerwasserzulaufs führt, kann aus Abbildung 4.15 also nicht abgelesen werden, da eine höhere zeitliche Auflösung nötig wäre.

Um entsprechende Aussagen treffen zu können, wird der tägliche Rohwasserzufluss für den Betrachtungszeitraum 9. Juni - 21. August 2018 über die Speicheränderung der Rohwasserspeicherbecken berechnet. Es ergibt sich die in Abbildung 4.18 dargestellte Kurve mit den entsprechenden technisch bedingten Fehlertoleranzen. Es zeigt sich insgesamt eine leichte Abnahme des Rohwasserzuflusses während des Untersuchungszeitraums, welche sich durch die trockenen Witterungsverhältnisse erklären lässt. Ein Anstieg der pro Tag gebildeten Sickerwassermenge durch die Infiltration von Konzentrat ist dagegen nicht zu verzeichnen, da die Schwankungen innerhalb der Fehlertoleranzen liegen. Es ergibt sich also diesbezüglich kein Anhaltspunkt dafür, dass das Infiltrat den Deponiekörper zu schnell durchsickern würde. Für eine detaillierte Betrachtung wäre jedoch eine direkte Messung des Sickerwasserzuflusses notwendig. Zudem können bei veränderten Bedingungen wie z.B. stärkeren Niederschlägen, anderem Infiltrationsrhythmus oder der Nutzung anderer Versickerungsschächte unterschiedliche Ergebnisse auftreten. Inwieweit sich der infiltrationsbedingte Einfluss auf die Sickerwasserbildung vergrößert, wenn die klimatische Sickerwasserbildung in Folge der Oberflächenabdichtung abnimmt, kann ebenfalls nicht beurteilt werden.

Es empfiehlt sich daher den Sickerwasserzufluss weiterhin zu beobachten. Idealerweise sollte in Zukunft eine direkte Messung mithilfe eines Durchflusszählers an der Sickerwassersammelleitung erfolgen. Auch unabhängig von zukünftigen Infiltrationsmaßnahmen kann so die Sickerwassermengenentwicklung in der Nachsorgephase besser beurteilt werden.



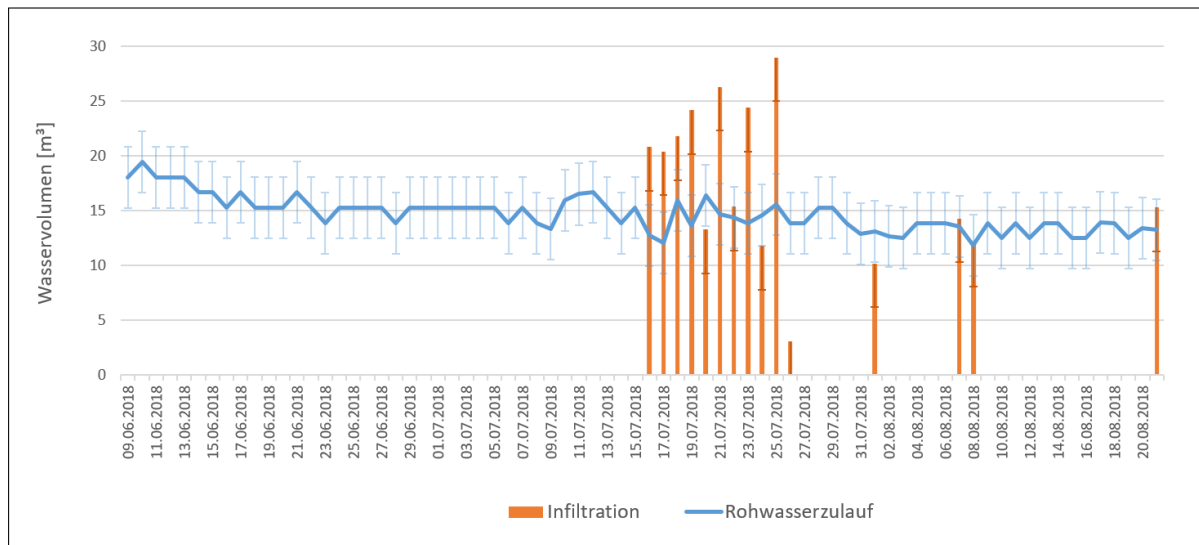


Abbildung 4.18: Täglicher Rohwasserzulauf im Vergleich zur Infiltration

#### 4.7.4 Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung

Die Beprobung und Analyse des Rohsickerwassers erfolgt seit 2001 regelmäßig, zunächst quartalsweise und seit Ende 2006 halbjährlich. Dabei repräsentieren die Analysenergebnisse, die in Anhang 6.28 bis 6.39 zu finden sind, den jeweils aktuellen Zulauf, da die Proben unmittelbar am Einlauf in das Rohwasserspeicherbecken entnommen werden. Im Folgenden sollen diese Daten ausgewertet werden, um anhand der Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung Rückschlüsse auf die Prozesse im Deponiekörper ziehen zu können.

##### Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für den Gesamtionengehalt und wird vor allem durch gelöste Chloride, Sulfate, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium und andere Metallionen bestimmt. Die gemessenen Werte liegen zwischen  $4.120 \frac{\mu S}{cm}$  und  $21.200 \frac{\mu S}{cm}$ . Damit liegt die Leitfähigkeit deutlich über für Regenwasser ( $5-30 \frac{\mu S}{cm}$ ) oder Grundwasser ( $30-2000 \frac{\mu S}{cm}$ ) typischen Werten. Es ist also davon auszugehen, dass das Wasser bei der Passage des Deponiekörpers durch Lösungsprozesse beeinflusst wird. Zur Beschreibung des Kurvenverlaufs, lassen sich drei Zeitabschnitte voneinander abgrenzen. Von 2001 bis 2005 kann eine steigende Tendenz für die Leitfähigkeit abgelesen werden, was auf die Zunahme des abgelagerten Abfallvolumens während der Betriebsphase zurückzuführen ist. Mit dem Ende des Ablagerungs-

betriebes findet gegenüber dem Niveau von 2005 bis 2010 keine Erhöhung der Leitfähigkeit mehr statt. Im Jahr 2006 sinkt die Leitfähigkeit sogar deutlich ab. Ab 2011 lässt sich im Vergleich zum Niveau der Vorjahre ein deutlicher Anstieg der Leitfähigkeit erkennen, welcher auf den durchgeführten Infiltrationsmaßnahmen beruht. Da das Rohsickerwasser und insbesondere das Konzentrat, eine erhöhte Leitfähigkeit aufweisen, erhöht sich bei Infiltration auch die Leitfähigkeit des Sickerwasserzulaufs. Seit 2011 liegen die Werte im Bereich von ca. 15.000 bis 21.000  $\frac{\mu S}{cm}$ .

### **pH-Wert**

Die gemessenen pH-Werte liegen mit 7,8 bis 9 im leicht alkalischen Bereich. Bis 2010 schwanken die Messwerte um einen Mittelwert von 8,5, ohne dass sich eine steigende oder fallende Tendenz erkennen lässt. 2011 ist ein leichter Anstieg des pH-Wertes auf ca. 9 zu verzeichnen und eine leicht sinkende Tendenz bis 2017.

### **CSB und BSB**

Die Summenparameter CSB und BSB spiegeln die organische Belastung des Sickerwassers wieder. Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) beinhaltet auch den biologischen Sauerstoffbedarf (BSB) und ist dementsprechend größer. Wie die Kurven zeigen, unterscheiden sich die Werte im Durchschnitt um ein bis zwei Zehnerpotenzen. Der CSB steigt zunächst bis zum Ende der Ablagerungsphase von ca. 1.000 auf 4.000  $\frac{mg}{l}$  an. 2006 lässt sich dann ein deutliches Absinken auf 1000  $\frac{mg}{l}$  erkennen. Die Werte bleiben bis 2010 auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau und steigen 2011 wieder auf ca. 4.000  $\frac{mg}{l}$  an. Der Grenzwert von 200  $\frac{mg}{l}$  der durch die Abwasserverordnung für eine Einleitung in den Vorfluter vorgegeben wird, wird demnach vom unbehandelten Rohsickerwasser sowohl mit als auch ohne Infiltration deutlich überschritten.

Der BSB<sub>5</sub> schwankt bis 2006 um einen Mittelwert von 50  $\frac{mg}{l}$ . Wobei sich zwei Peaks in 2003 und 2004 mit rund 320 bzw. 240 mg/l deutlich abheben. Ähnlich zum CSB ist auch der BSB<sub>5</sub> von 2006 bis 2010 deutlich niedriger und steigt dann 2011 wieder an und schwankt seit dem um 75  $\frac{mg}{l}$ . Gemäß AbwV besteht für den BSB<sub>5</sub> ein Grenzwert von 20  $\frac{mg}{l}$  zur Einleitung in Gewässer. Bis auf einzelne Proben kann auch dieser nicht dauerhaft vom Rohwasser eingehalten werden.

## AOX

Die grafische Auswertung der AOX-Konzentration zeigt ebenfalls einen steigenden Trend während der Ablagerungsphase mit einem Maximalwert von  $1.300 \frac{\mu g}{l}$  Ende 2004. Ein deutliches Absinken sowie eine langfristig sinkende Tendenz lassen sich ab 2005 erkennen. Eine Ausnahme stellt die AOX-Konzentration der Probe im Mai 2001 dar. Sie ist mit  $1.100 \frac{\mu g}{l}$  im Vergleich sehr hoch. Eine eindeutige Aussage, ob diese kurzfristige Erhöhung auf die Infiltrationsmaßnahmen zurückzuführen ist, lässt sich nicht treffen, insbesondere da alle Proben ab Ende 2011 einen deutlich niedrigeren AOX-Wert aufweisen und den Grenzwert von  $500 \frac{\mu g}{l}$  einhalten würden.

## Stickstoff

Bei der Betrachtung der Entwicklung der Stickstoffverbindungen im Sickerwasser ist deutlich zu erkennen, dass Ammoniumstickstoff den Hauptanteil des Gesamtstickstoffs ausmacht. Der Stickstoffgehalt im Sickerwasser nimmt während der Ablagerungsphase bis 2005 von rund  $120$  auf  $840 \frac{mg}{l}$  deutlich zu. Im Vergleich dazu ist die Konzentration von 2006 bis 2010 mit durchschnittlich  $400 \frac{mg}{l}$  geringer. 2011 findet ein signifikanter Anstieg auf ca.  $1.300 \frac{mg}{l}$  statt. Das deutlich höhere Niveau seit 2011 lässt sich durch die Infiltrationsmaßnahmen begründen. Anorganische Stickstoffverbindungen wie Ammonium im Sickerwasser sind Abbauprodukte organisch gebundenen Stickstoffs, sodass eine verstärkte Umsetzung von Organik eine erhöhte Ammonium-, Nitrat-, und Nitritkonzentration verursacht. Für den Gesamtstickstoffgehalt ist für eine Einleitung in die Vorflut ein Grenzwert von  $70 \frac{mg}{l}$  einzuhalten, der im unbehandelten Rohwasser deutlich überschritten wird. Für Nitritstickstoff besteht ein Grenzwert von  $2 \frac{mg}{l}$ , der vom Rohwasser nur teilweise eingehalten wird.

## Phosphor

Für den Parameter Gesamtphosphor zeigt sich ein ähnliches Bild, wie für die anderen Parameter. Zunächst ist bis 2005 ein kontinuierlicher Anstieg von anfangs  $0,9 \frac{mg}{l}$  auf  $9,7 \frac{mg}{l}$  zu verzeichnen, auf den 2006 mit Ende der Abfallablagerung ein Absinken folgt. Hervorzuheben ist ein deutlicher Peak im Jahr 2009 mit  $13 \frac{mg}{l}$ . Ab 2011 liegen die Messwerte auf einem Ni-

veau, welches mit 2005 vergleichbar ist und den für eine Einleitung einzuhaltenen Grenzwert von  $3 \frac{mg}{l}$  überschreitet.

### **Chlorid und Sulfat**

Zu den analysierten Anionen im Sickerwasser gehören Chlorid und Sulfat. Die Messwerte für Chlorid liegen im Bereich zwischen 570 und  $3.110 \frac{mg}{l}$ . Dabei zeigt sich eine steigende Tendenz während der Ablagerungsphase bis 2005, wobei die Werte vergleichsweise stark schwanken. Nach einer Abnahme in 2006 lässt sich bis 2011 keine durchgehende Zu- oder Abnahme feststellen. Dagegen ist 2011 ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen. Bis auf zwei einzelne Proben in 2013 und 2014 liegt die Chloridkonzentration seit 2011 mit etwa 2.000 bis  $3.000 \frac{mg}{l}$  über dem Niveau zu Beginn der Stilllegungsphase.

Die ermittelten Werte für die Sulfatkonzentration liegen zwischen 420 und  $2.500 \frac{mg}{l}$ . Bis 2005 schwanken die Messwerte um einen Mittelwert von ca.  $1.500 \frac{mg}{l}$ . Ab Ende 2005 ist, mit Ausnahme eines Peaks in 2009, eine langsame Abnahme des Sulfates im Sickerwasser zu beobachten. Seit 2013 nimmt die Konzentration dagegen wieder zu.

### **Bor**

Die gemessenen Borat-Bor-Gehalte im Rohsickerwasser liegen zwischen 3,6 und  $22 \frac{mg}{l}$ . Dabei ist die Konzentration von 2001 bis 2004 deutlich angestiegen und 2007 wieder auf das Ausgangsniveau gesunken. Seitdem ist im Mittel eine leicht steigende Tendenz zu verzeichnen, wobei die Analysen der letzten Jahre Borat-Borgehalte von 10 bis  $15 \frac{mg}{l}$  ergeben.

### **Kationen**

Im Rahmen der Sickerwasseruntersuchungen werden ebenfalls die Konzentrationen von Kationen wie Magnesium, Calcium, Kalium und Natrium gemessen. 2001 sind die Konzentrationen zunächst vergleichsweise gering. 2003 zeichnet sich jeweils ein lokales Maximum ab, worauf eine Konzentrationsabnahme bis zu einem Minimum im Jahr 2006 folgt. Für Natrium und Kalium zeigt sich seitdem eine deutlich steigende Tendenz mit Maximalwerten von  $2.680 \frac{mg}{l}$  bzw.  $1.200 \frac{mg}{l}$  im Jahr 2014. Die Calciumkurve weist dagegen nach einem Anstieg in 2007 ab 2008 einen fallenden Verlauf auf. Die Magnesiumkonzentration nimmt von 2007 bis 2009 leicht zu und sinkt seitdem ebenfalls.

## Metalle

Eisen- und Mangangehalte werden jeweils als Gesamtwert aller Spezies ermittelt. Wie zu sehen ist, bewegen sich die gemessenen Mangankonzentrationen über den gesamten Zeitraum hinweg in einem Bereich um 500 mg/l ohne größere Schwankungen. Im Vergleich dazu ist der Eisengehalt weniger konstant. Zu erkennen ist ein relativ steiler Anstieg in den Jahren 2004 bis 2008 von 800 auf 4.100  $\frac{mg}{l}$ . Seitdem zeichnet sich ein Rückgang der Eisenkonzentration ab, wobei der in 2009 gemessene Wert von 1.200  $\frac{mg}{l}$  im Vergleich besonders niedrig erscheint.

## 4.8 Deponiegas

### 4.8.1 Ausführung der Deponieentgasung

Am Standort Untitz erfolgt eine aktive Entgasung mithilfe von 52 Gasbrunnen (GP1 bis GP52), die über fünf Gassammelstationen (GSS1 bis GSS5) und eine Verdichterstation einer Verwertung zugeführt werden, für die drei BHKW zur Verfügung stehen. Bei Ausfall der BHKW oder unzureichender Gasqualität kann eine Hochtemperaturgasfackel zur Gasbeseitigung eingesetzt werden. Abbildung 6.48 stellt die Lage der Gasbrunnen sowie der zugehörigen Gassammelstationen auf dem Deponiegelände dar. Die Gasbrunnen GP25 bis GP52 liegen im Bereich des Westfeldes und entgasen dementsprechend ausschließlich den Altdeponiekörper. Die Gasbrunnen GP1 bis GP24 liegen im Bereich des Ostfeldes. Dabei sind einige Brunnen so installiert, dass sie nur den Bereich oberhalb der Zwischenabdichtung erfassen. Manche Gasbrunnen erfassen jedoch sowohl Gas aus dem Altkörper als auch Gas aus dem Ostfeld oberhalb der Zwischenabdichtung. Dies betrifft die Gasbrunnen GP2, GP4, GP10, GP14, GP19 und GP24. Das aus den Brunnen abgesaugte Gas gelangt über Leitungen zur jeweiligen Gassammelstation. Dort werden die Einzelleitungen, geregelt über ein Kugelventil, an einem Gassammelbalken zusammengeführt. Die Errichtung des Entgasungssystems begann 1995. Seitdem wurden verschiedene Maßnahmen zur Reparatur und Erneuerung einzelner Anlagenteile durchgeführt, die sich mitunter auf die Gasquantität und -qualität auswirken können. Sie sind in Tabelle 4.5 zusammengefasst.

**Tabelle 4.5:** Bau- und Instandhaltungsmaßnahmen am Entgasungssystem

Jahr	Maßnahme
1997	Errichtung Gassammel- und verwertungssystem (GP 1-24)
2000	Erweiterung Entgasung auf Westfeld (GP 25-52)
2007	Erneuerung GSS 1
2007	Erneuerung Gassammelleitungen Ostfeld
2008	Erneuerung GSS 5
2010	Erneuerung GSS 4
2011	Erneuerung GSS 3
2012	Erneuerung Gassammelbalken GSS 5
2015	Erneuerung Gassammelbalken GSS 4
2017	Erneuerung Gassammelbalken GSS 1 + Reparatur

#### 4.8.2 Funktionstüchtigkeit der Entgasung

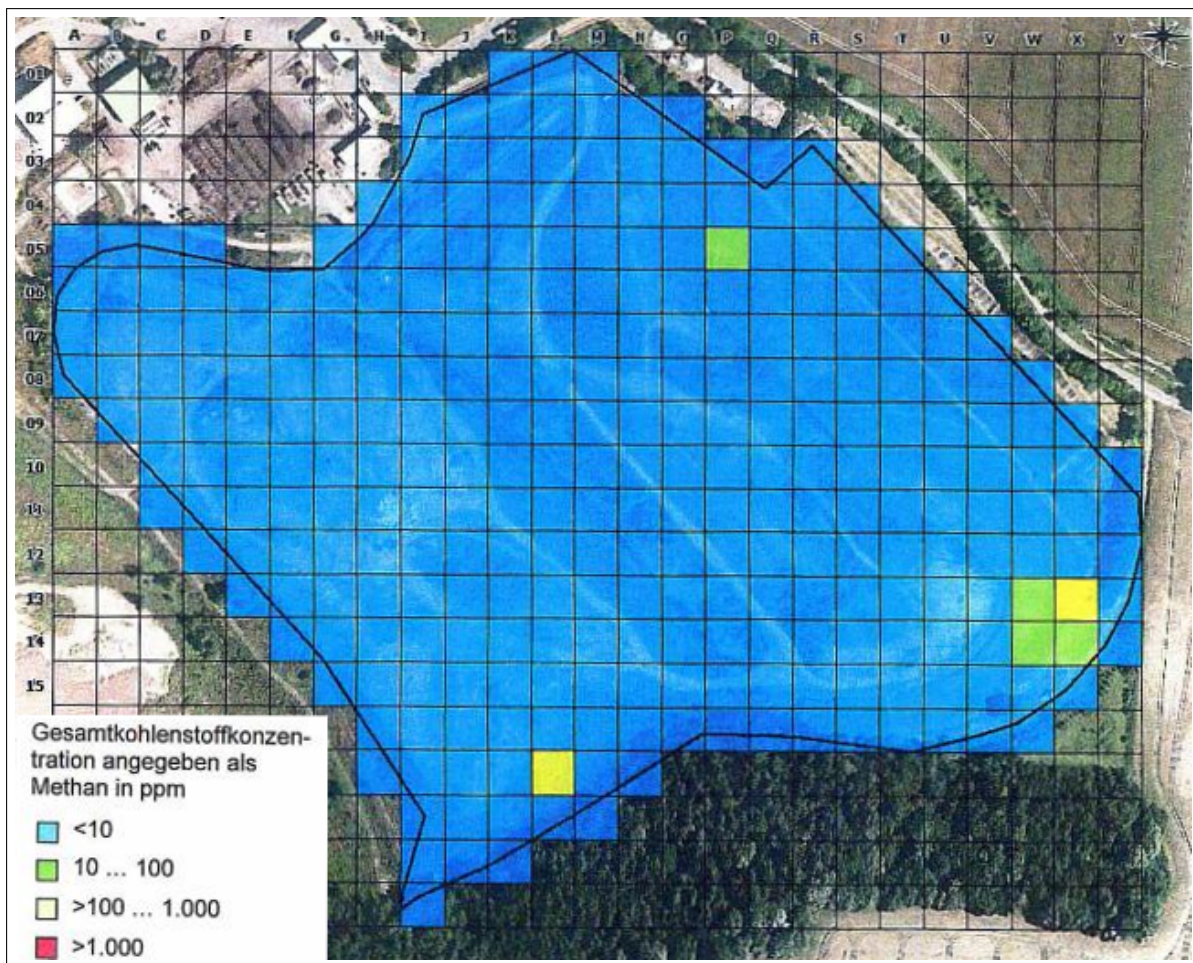
Das diffuse Gasemissionsverhalten der Deponie wird entsprechend der Vorgaben der DepV regelmäßig überprüft. Dazu werden die Emissionen an der Deponieoberfläche mithilfe eines Flammenionisationsdetektors (FID) entsprechend der VDI-Richtlinie 3860 Blatt 3 [31] gemessen und klassifiziert. Dazu wird die zu untersuchende Deponiefläche in durch ein Raster in 25 x 25 m große Teilflächen unterteilt. Für jede Teilfläche werden mithilfe des Messgerätes zwei Messwerte erhoben und daraus eine Einordnung in die unterschiedlichen Emissionsklassen, wie sie in Tabelle 4.6 zusammengefasst sind, vorgenommen.

Die FID-Begehung am Standort Untitz wird in der Regel einmal im Jahr durchgeführt. Aufgrund von Bau- und Profilierungsarbeiten auf dem Ostfeld wurden die Messungen dort in den letzten Jahren ausgesetzt. Die aktuellste vorliegende Emissionsmessung vom Ostfeld wurde im Dezember 2014 durchgeführt. Ihre Ergebnisse sind in 4.19 dargestellt. Daraus geht hervor, dass der überwiegende Teil des Ostfeldes mit Messwerten unter 10 ppm der Emissionsklasse I zugeordnet werden kann. Einzelne Rasterflächen weisen erhöhte Messwerte auf, die den Emissionsklassen II und III zuzuordnen sind. Es lässt sich jedoch kein Zusammenhang mit Infiltrationsmaßnahmen erkennen, zumal auch eine Rasterfläche auf dem Westfeld hohe Methanemissionen zeigt. Im Vergleich zu den Vorjahren zeigt sich die Wirksamkeit der in 2014 aufgetragenen Abdeck- und Profilierungsschicht, indem die Methanemissionen deutlich redu-

ziert werden konnten.

**Tabelle 4.6:** Emissionsklasse nach VDI-Richtlinie 3860 Blatt 3 [31]

Emissionsklasse	Beschreibung	Gesamtkohlenstoffkonzentration als Methan
EK I	Keine oder geringe Methanemissionen	< 10 ppm
EK II	Niedrige Methanemissionen	10 bis 100 ppm
EK III	Hohe Methanemissionen	> 100 bis 1.000 ppm
EK IV	Sehr hohe Methanemissionen	> 1.000 ppm



**Abbildung 4.19:** Ergebnisse der FID-Begehung 2014 [25]

Insgesamt lassen sich die Methanemissionen als gering bewerten. Die im Vergleich dazu hohen Methangehalte im gesammelten und verwerteten Deponiegas lassen darauf schließen, dass die aktive Entgasungsanlage ihren Zweck erfüllt und Gasemissionen auf ein Minimum begrenzt. Es gibt keinen Grund zu der Annahme, dass sich die Emissionssituation seit 2014 signifikant verschlechtert haben könnte. Dennoch wäre eine aktuelle Messkampagne nötig, um die gegenwärtige Emissionssituation auf dem Ostfeld zu analysieren.

Ausgehend von den Messergebnissen aus 2014 kann aber davon ausgegangen werden, dass die Voraussetzung eines funktionstüchtigen Entgasungssystems erfüllt ist und die Wirksamkeit der Entgasung auch bei technischen Infiltrationsmaßnahmen noch gewährleistet ist.

### **4.8.3 Entwicklung der Gasqualität und -quantität**

#### **Messungen des Deponiegases**

Die Gaszusammensetzung der einzelnen Brunnen wird mithilfe eines tragbaren Gasmonitors an der Übergabestelle der jeweiligen Gasleitung zum Gassammelbalken gemessen. Der Infrarot-Gasanalysator des Gerätes misst dabei die Konzentrationen von Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff im Deponiegas. Über die Kugelventile kann der Beitrag einzelner Gasbrunnen zum Gesamtgasstrom manuell so geregelt werden, dass ein, für eine thermische Gasverwertung notwendiger, hoher Methangehalt eingestellt wird. Von den Gassammelstationen wird das Gas zur Verdichterstation geleitet und passiert dabei einen Kondensatschacht, in dem enthaltener Wasserdampf als Kondensat abgeschieden wird. An der Verdichterstation werden das gefasste Gasvolumen als Normvolumen und die  $\text{CH}_4$ -,  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentrationen gemessen und werktäglich dokumentiert. Das verdichtete Gas wird mithilfe der zur Verfügung stehenden BHKW zur Energieerzeugung genutzt. Die zur Anlage gehörende Hochtemperaturfackel wird nur eingesetzt, wenn das Gas aufgrund eines zu niedrigen  $\text{CH}_4$ -Gehaltes für eine Verwertung ungeeignet ist und beseitigt werden muss. Die Saugleistung der Entgasungsanlage wird so angepasst, dass ein kontinuierlicher BHKW-Betrieb möglich ist.

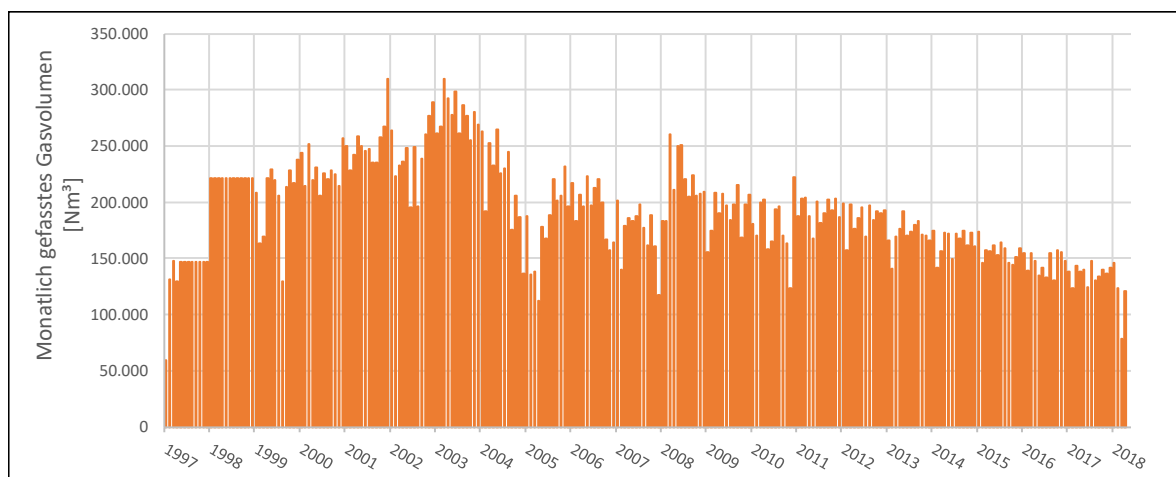
Wie im Abschnitt 2.3 ausführlich beschrieben, ist Deponiegas ein Produkt des biochemischen Abbaus von Abfallbestandteilen. Dementsprechend können anhand der gebildeten Gasmenge und der Gaszusammensetzung Aussagen zum Abbauverhalten des Deponieinventars getroffen



werden. Da die Förderung des Bioabbaus ein Hauptziel von Infiltrationsmaßnahmen ist, kann die Auswertung der Gasdaten demnach Aufschluss über die Wirksamkeit der Infiltration geben.

### Entwicklung der Gasmenge

Das seit Errichtung des Entgasungssystems jährlich gefasste Gasvolumen ist in Abbildung 4.20 dargestellt. Da die Messung des Gasvolumens in der Verdichterstation erfolgt, repräsentieren die Werte das erfasste Gas des gesamten Standortes. Eine Zuordnung des Gasursprungs nach Gassammelstationen, Gasbrunnen oder Altkörper bzw. Ost- und Westfeld kann bei der Betrachtung des Gasvolumens also nicht vorgenommen werden. Die Daten zeigen, dass das gefasste Gasvolumen in den ersten Jahren tendenziell deutlich gestiegen ist. Das Maximum wird 2003 erreicht und liegt bei rund 3,2 Mio.  $Nm^3$ . 2004 und 2005 geht das gefasste Volumen im Vergleich dazu deutlich zurück. 2006 wird gegenüber dem Vorjahr etwas mehr Gas erfasst, 2007 wieder etwas weniger. 2008 zeigt sich eine signifikante Erhöhung gegenüber 2007, in 2009 und 2010 nimmt die Gasmenge dagegen wieder ab. 2011 steigt sie wieder an und sinkt seitdem kontinuierlich.



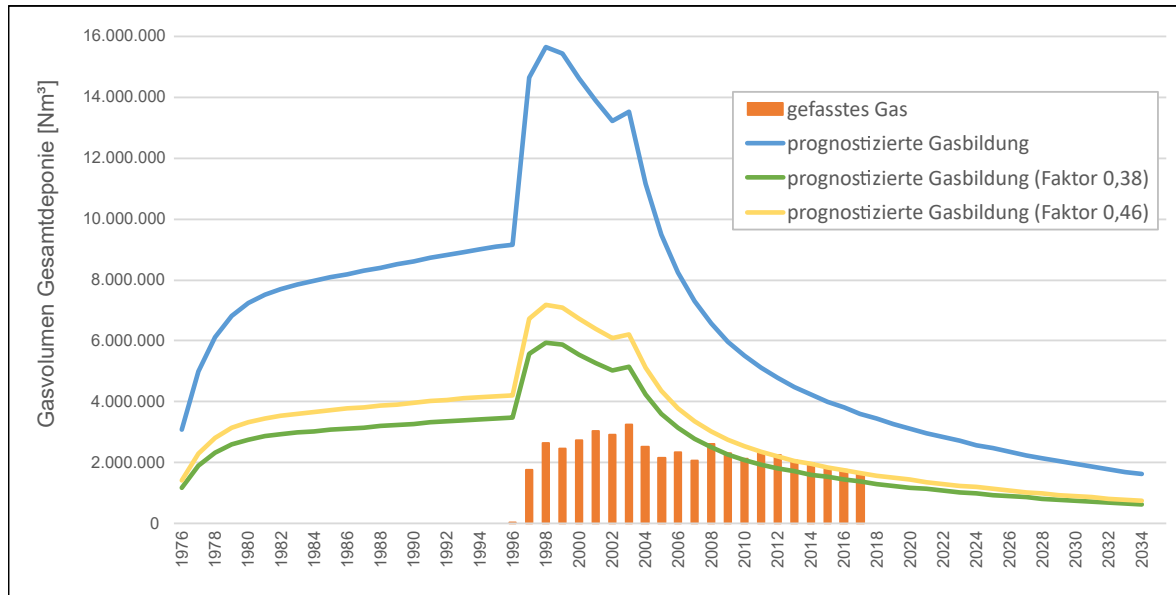
**Abbildung 4.20:** Entwicklung des monatlich erfassten Gasvolumens (gesamter Standort)

Ein Anstieg der Gasmenge kann auf einen gesteigerten Bioabbau, zum Beispiel infolge von Infiltration oder der Zunahme der abgelagerten Abfälle, hinweisen. Darüber hinaus müssen aber auch Maßnahmen, die die Effizienz der Deponieentgasung beeinflussen, berücksichtigt

werden. Dies können Bau- und Reparaturmaßnahmen am Gassammelsystem oder Maßnahmen zur Vermeidung von Gasemissionen an die Umwelt (Oberflächenabdeckung /-abdichtung) sein. Darüber hinaus ist im Hinblick auf die Gasmenge auch die Regelung der Saugleistung und der Verwertung von Bedeutung.

Seit dem Bau der Entgasungsanlage wurden einige Reparaturen und Veränderungen am Gassammelsystem vorgenommen. Dazu gehören Maßnahmen wie Leitungsverlängerungen und -umlegungen, die langfristig keinen Effekt auf die gefasste Gasmenge haben. Daneben haben aber auch Erweiterungen der Anlage oder Reparaturen, die aufgrund von Korrosionserscheinungen notwendig geworden waren, stattgefunden, die die Absaugung an weiteren Brunnen (wieder) ermöglicht haben. So können diese, in Tabelle 4.5 aufgeführten, Maßnahmen eine mögliche Erklärung für einen Anstieg der gefassten Gasmenge liefern.

Abbildung 4.21 zeigt die theoretisch mögliche Gasproduktion im Vergleich zur tatsächlich gefassten und verwerteten Gasmenge. Die Grundlage für die Berechnung der theoretischen Gasbildung stellt die Deponiegasprognose nach [42] dar. Die entscheidende Variable für die Prognose ist dabei der organische Kohlenstoffgehalt des abgelagerten Abfalls. Im Abschnitt 4.3 wurde bereits anhand der dokumentierten Abfallarten und -mengen der Organikgehalt des auf dem Ostfeld abgelagerten Abfalls abgeschätzt und kann für die Berechnung der daraus resultierenden Gasbildung herangezogen werden. Wie im selben Abschnitt beschrieben wird, sind entsprechende Daten für die Ablagerungen vor 1997, also den Altkörper, nicht verfügbar. Um den nicht unerheblichen Beitrag des Altkörpers zur Gasproduktion dennoch berücksichtigen zu können, wurde an dieser Stelle eine gleichbleibende jährliche Abfallmenge basierend auf dem geschätzten Gesamtvolumen angenommen. Für die angenommene Abfallzusammensetzung waren die Durchschnittswerte der Jahre 1997 bis 1999 ausschlaggebend. Wie die Auswertung von Abfallproben und Schürfen (vgl. Abschnitt 4.3) ergibt, konnten verschiedene Abbaugrade unterschiedlicher Materialien festgestellt werden. Aus diesem Grund wurde für die Schätzung der Halbwertszeit eine Klassifizierung in leichte und mäßige sowie schwere Abbaubarkeit vorgenommen.



**Abbildung 4.21:** Prognostizierten Gasbildung im Vergleich zum erfassten Gasvolumen (gesamter Standort)

Wie aus Abbildung 4.21 hervorgeht, ergibt sich aus dieser Berechnung eine jährliche Gasproduktion, die deutlich über der tatsächlich erfassten Gasmenge liegt. Der signifikante Unterschied erklärt sich dadurch, dass das Prognosemodell von idealen Milieubedingungen für den biologischen Abbau des organischen Materials ausgeht. Dies betrifft vor allem den Wassergehalt, der in der Realität deutlich unter den für den anaeroben Abbau idealen 60 Gew.-% liegt. Aber auch Temperatur, Nährstoffverteilung und Durchmischung sind Faktoren, die von idealen Bedingungen abweichen.

Darüber hinaus wurden aufgrund fehlender Informationen, insbesondere für den Altkörper, Annahmen und Schätzungen vorgenommen, die dazu führen, dass Prognose und Realität abweichen. Dazu kommt, dass es sich beim gemessenen Gasvolumen nur um das abgesaugte Volumen handelt. Das heißt, gebildetes Gas, welches in die Atmosphäre entweicht oder im Deponiekörper verbleibt, wird nicht erfasst. Vor allem während der Ablagerungsphase, als keine oder nur eine temporäre Abdeckung des Abfallkörpers bestand, kann ein Teil des gebildeten Gases in die Umgebung entweichen sein. Die Erweiterung des Entgasungssystems auf den westlichen Teil des Altkörpers wurde zudem erst im Jahr 2000 realisiert. Mit dem Ende der Ablagerung und der fortschreitenden Abdeckung der Deponie sowie der Ertüchtigung des Entgasungssystems wurde der Anteil des nicht gesammelten Gases jedoch deutlich minimiert, was auch die Ergebnisse der FID-Begehungen (Abschnitt 4.8.2) zeigen. Zudem sollte man

berücksichtigen, dass die Gasabsaugung und -erfassung nicht ausschließlich vom Gasangebot abhängt, sondern durch die Steuerung des Systems auch ein möglichst kontinuierlicher Betrieb der Gasverwertungsanlage angestrebt wird.

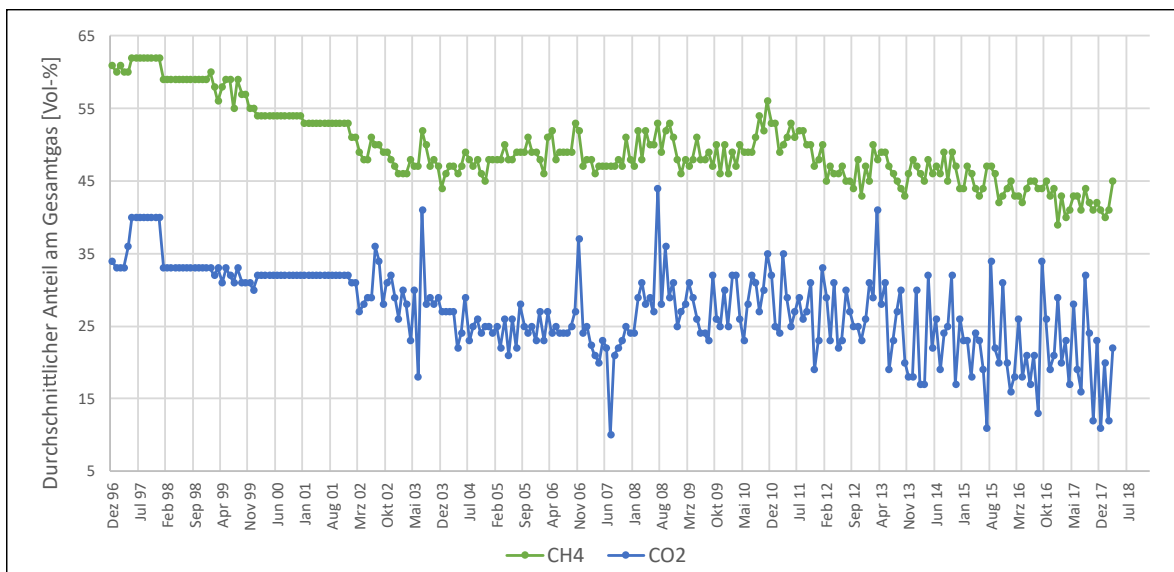
Wie die grafische Auswertung zeigt, werden nach Betriebsende und Erneuerung der Gassammelleitungen auf dem Ostfeld ab 2008 etwa 3 % des theoretischen Gasvolumens tatsächlich erfasst. Ab 2011 erhöht sich dieser Wert auf 46 %, wobei der Rückgang der Gasmenge in den Folgejahren bei diesem Faktor sehr gut dem prognostizierten Kurvenverlauf entspricht.

Wie bereits erwähnt, verursachte die umfassende Erneuerung der Gassammelleitungen, die Ende 2007 ausgeführt wurde, den darauffolgenden Anstieg der gefassten Gasmenge. Die Erneuerung und Reparatur von Gassammelstationen und –sammelbalken scheint dagegen keinen deutlichen Einfluss zu haben. Da ansonsten keine Veränderung am Entgasungssystem oder der Deponieabdeckung stattfand, kann davon ausgegangen werden, dass der leichte Anstieg des Gasvolumens 2011 auf einem intensivierten biologischen Abbau des Abfalls beruht. Dies kann auf eine im Bezug auf die Milieubedingungen positive Veränderung des Wasserhaushaltes zurückgeführt werden. Vor allem die zweite Hälfte des Jahres 2010 war besonders niederschlagsreich. Ein vergleichsweise großer Anteil des Niederschlages ist auch durch die Oberflächenabdeckung in den Deponiekörper eingedrungen, was sich im erhöhten Sickerwasseranfall widerspiegelt. Dazu kommt die im Juli 2010 begonnene technische Infiltration, so dass davon ausgegangen werden kann, dass sich der durchschnittliche Wassergehalt bzw. das Wasservolumen, welches den Deponiekörper durchsickert, in dieser Zeit erhöht und so den biologischen Abbau gefördert hat.

### **Entwicklung der Gasqualität**

Neben der Gasquantität kann auch die Entwicklung der Gasqualität herangezogen werden, um den biologischen Abbau zu bewerten. Dazu stellt Abbildung 4.22 die durchschnittlichen  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$ -Gehalte des Gesamtgases (gemessen an der Verdichterstation) dar. Da von 1996 bis 2001 teilweise nur Jahreswerte dokumentiert sind, wurde an dieser Stelle der Jahresdurchschnitt für die grafische Auswertung herangezogen. Wie zu sehen ist, war der Methangehalt im Deponiegas bei der Inbetriebnahme des Entgasungssystems zunächst mit über 60 Vol.-% sehr hoch. Entsprechend der Phaseneinteilung aus Abbildung 2.6 ergibt sich,

unter der Berücksichtigung eines  $\text{CO}_2$ -Gehaltes von bis zu 40 Vol.-%, eine Einordnung in die Methanphase bzw. die Langzeitphase im Anschluss daran (vgl. Abschnitt 2.3). Sinkende Methankonzentrationen in den darauf folgenden Jahren deuten den Übergang in die Lufteindringphase an. Ab 2005 stellt sich dagegen ein stabiles Methanniveau mit Konzentrationen um 49 Vol.-% an. Dies kann auf die Abdeckung des Deponiekörpers zurückgeführt werden. Eine Veränderung des Methangehaltes im Zuge der Erneuerung der Gassammelleitungen auf dem Ostfeld wird 2008 nur in geringem Maße sichtbar. Im zweiten Halbjahr 2010 steigt der durchschnittliche Methangehalt dagegen erkennbar an, auf bis zu 56 Vol.-%. Seitdem zeichnet sich eine langsam sinkende Tendenz ab, die auf die Lufteindringphase hindeutet. Ein steiler Kurvenverlauf und eine klare Phasenabgrenzung wie sie in 2.6 skizziert wird, ist jedoch nicht erkennbar. Dies liegt am unterschiedlichen Alter und Abbaustadium und zudem an der Veränderung der Zusammensetzung des Abfalls.



**Abbildung 4.22:** Entwicklung der Gesamtgaszusammensetzung

Der Anstieg des durchschnittlichen Methangehaltes Ende 2010 unterstützt die These, dass die Zunahme des gefassten Gasvolumens tatsächlich die Folge eines intensivierten anaeroben Bioabbaus ist, der durch die besonders feuchten Bedingungen angeregt wird.

Neben der Gasqualität des Gesamtgases, welche in der Verdichterstation gemessen wird, stehen auch manuell gemessene Daten zur Qualität des Gases aus den einzelnen Gasbrunnen zur Verfügung. Diese sollen im Folgenden analysiert werden, um zwischen gesteigertem Abbau

durch das Eindringen von Niederschlag oder durch Re-Infiltration von Sickerwasser unterscheiden zu können. Dazu werden ausgewählte Brunnen des Ostfeldes, die im Einflussbereich des Infiltrationsschachtes liegen, mit Brunnen auf dem Westfeld (keine Infiltration) verglichen. Eine vollständige Übersicht mit den Messdaten aller Gasbrunnen findet sich im Anhang in den Abbildungen 6.40 bis 6.47.

Die Gasbrunnen GP 10 und GP 14 (jeweils GSS 1) repräsentieren den nahe des Infiltrationsschachtes VS 1 gelegenen Bereich. Bei beiden kann 2010/11 ein gesteigerter Methangehalt im Gas registriert werden. GP 17 und GP 18 (jeweils GSS 5) liegen ebenfalls im Ostfeld, allerdings weniger nah am VS 1 und damit nicht im direkten Einflussbereich. Auch hier lässt sich eine Steigerung des Methananteils im entsprechenden Zeitraum feststellen, die jedoch weniger stark ausgeprägt ist. Wie die Daten der Gasbrunnen GP 29 (GSS 3) und GP 32 (GSS 2) beispielhaft zeigen, hat aber auch im Gas des Altkörpers (Westfeld) Methanzunahme stattgefunden. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die zusätzliche Infiltration zur Intensivierung des Bioabbaus beigetragen hat, insbesondere aber auch die eingedrungenen Niederschläge den Wassergehalt und damit den Bioabbau positiv beeinflusst haben. Dass im Altkörper das Niederschlagswasser ausschlaggebend für die gesteigerte Methanbildung ist, zeigt sich auch daran, dass dort Mitte 2013 ebenfalls deutliche Peaks beim Methangehalt sichtbar sind, wohingegen sich zu diesem Zeitpunkt kaum Auswirkungen auf dem Ostfeld zeigen. Ein deutlicher Effekt der Erweiterung der Infiltration auf die Versickerungsschächte VS 2 – VS 7 im Jahr 2012 ist anhand der vorliegenden Daten nicht festzustellen. Dies liegt daran, dass durch die Verteilung des Infiltrats auf sieben Schächte das infiltrierte Volumen pro Schacht weniger groß ist. Daraus ergibt sich, dass keine lokalen Effekte festzustellen sind. Dazu kommt, dass 2012 wenig sickerwasserwirksamer Niederschlag gefallen ist, was einen sinkenden Feuchtigkeitsgehalt im Deponiekörper zur Folge hat und durch die Infiltration teilweise kompensiert wurde. Dies erkennt man auch daran, dass die meisten Gasbrunnen auf dem Westfeld 2012 ein relatives Minimum bei Methankonzentration aufweisen, was bei den Brunnen des Ostfeldes nicht auftritt. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die Infiltration in diesem Zeitraum zumindest dazu beigetragen hat, eine gleichmäßige Gasbildung zu erhalten.

Insgesamt zeichnet sich also ab, dass die Infiltration dazu beiträgt, einen für den biologischen Abbau notwendigen hohen Wassergehalt im Abfallkörper zu fördern oder zu erhalten. Bei

der derzeitigen Deponiesituation, bei der das Ostfeld nur teilweise und das Westfeld gar nicht oberflächenabgedichtet ist, wird der Wasserhaushalt aber noch wesentlich von Niederschlägen beeinflusst. Dementsprechend überlappen sich niederschlags- und infiltrationsbedingte Effekte und eine Abgrenzung ist kaum möglich. Eine eindeutige Quantifizierung des infiltrationsinduzierten Abbaus wäre nur möglich, wenn ein Vergleich zu einem unabhängigen Deponieabschnitt ohne Infiltration aber mit sonst identischen Randbedingungen gezogen werden könnte. Für den Standort lässt sich eine solche Untersuchung jedoch nicht realisieren.

## 4.9 Temperaturentwicklung im Deponiekörper

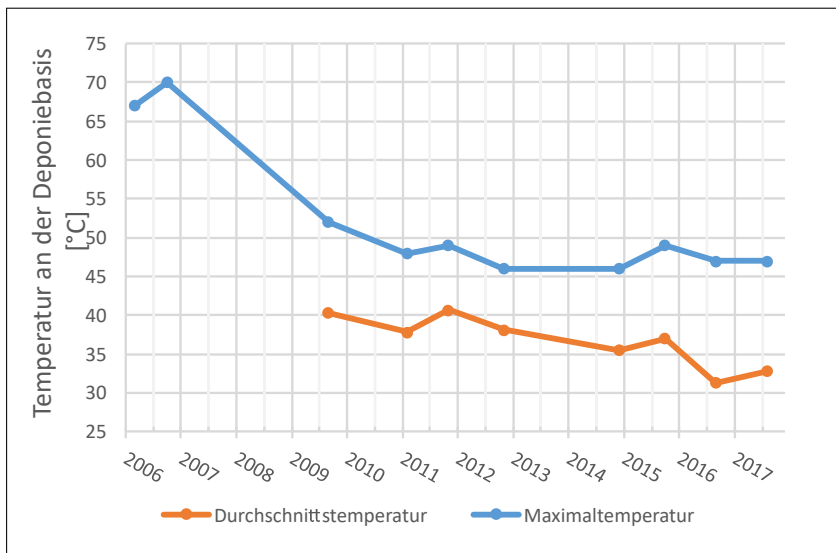
Deponien, in denen biologische Abbauprozesse stattfinden, sind durch im Vergleich zur Umgebungstemperatur deutlich erhöhte Temperaturen innerhalb des Deponiekörpers gekennzeichnet. Dies resultiert daraus, dass es sich bei der mikrobiologischen Umsetzung von Biomasse um eine exotherme Reaktion handelt, bei der Energie in Form von Wärme frei wird. Dementsprechend zeugt eine hohe Temperatur von einem intensiven Bioabbau. Daneben können chemische Reaktionen wie z. B. Oxidations- und Lösungsprozesse ebenfalls die Temperaturverhältnisse im Deponiekörper beeinflussen.

An der Deponie Untitz erfolgt eine jährliche Kamerabefahrung der Sickerwasserleitungegn oberhalb der Zwischenabdichtung (vgl. Abschnitt 4.4.2). Im Zuge dieser Befahrung wird zusätzlich die Temperatur gemessen und aufgezeichnet, sodass sich aus den Daten Temperaturlängsprofile für die Deponiesohle ableiten lassen. Zudem ist ein Vergleich der Messwerte zwischen den einzelnen Haltungen möglich sowie eine Betrachtung der langfristigen Entwicklung.

Tabelle 6.2 fasst die in den Jahresberichten der Deponie Untitz bzw. in den Befahrungsprotokollen aufgeführten Daten zusammen. Angegeben sind jeweils die mittlere gemessene Temperatur und der Maximalwert für die einzelnen Haltungen. Dabei ist zu beachten, dass sich die Werte auf die tatsächlich befahrenen Leitungsabschnitte beziehen. Wie aus Abschnitt 4.4.2 hervorgeht, waren einzelne Bereiche auf Grund von Rohrdeformationen vor der Leitungssanierung 2007, bzw. Haltung 2 und 4 auch danach, nicht durchgehend mit dem Kamerawagen und der Temperaturmesseinheit befahrbar. Darüber hinaus kann es zumindest in den Randbereichen der Deponie auch zu jahreszeitlich bedingten Schwankungen kommen.

Aus Abbildung 4.23, die die Gesamtdurchschnittstemperatur und die Maximalwerte darstellt,

geht hervor, dass die Temperatur insgesamt seit Ende der Ablagerung abnimmt. Dies wird besonders deutlich bei der Betrachtung der Maximaltemperatur, die 2006 bei 70 °C und 2017 bei 47 °C liegt [43] gibt als übliche Temperaturen an der Sohle von Hausmülldeponien einen Wertebereich von 15 bis 40 °C an. Damit liegen die Durchschnittswerte zwar innerhalb dieses Bereichs, einzelne Abschnitte weisen jedoch deutlich höhere Temperaturen auf. Die gemessenen Temperaturen von bis zu 70 °C liegen damit eher im Maximalbereich für das Deponieinnere, welcher in [9] mit 70-80 °C angegeben wird. Dies lässt darauf schließen, dass besonders hohe Temperaturen in engem Zusammenhang mit den teilweise defekten Sickerleitungen stehen. Zum einen können defekte Leitungen das Sickerwasser und damit die entstehende Wärme nicht ableiten, weshalb sich an diesen Stellen heißere Zonen entwickeln und zum anderen führen Extremtemperaturen zu einer intensiveren Beanspruchung der Leitungen und damit zu frühzeitigem Verschleiß. Dies wird deutlich, wenn man die besonders hohen Temperaturen über 60 °C betrachtet. Sie treten 2006 in den Haltungen 3 und 5 auf. Nach der Sanierung der Leitungen wurden dort dagegen durchgehend Temperaturen unter 50 °C gemessen. Ein ähnlicher Effekt konnte auch durch [9] beobachtet werden.



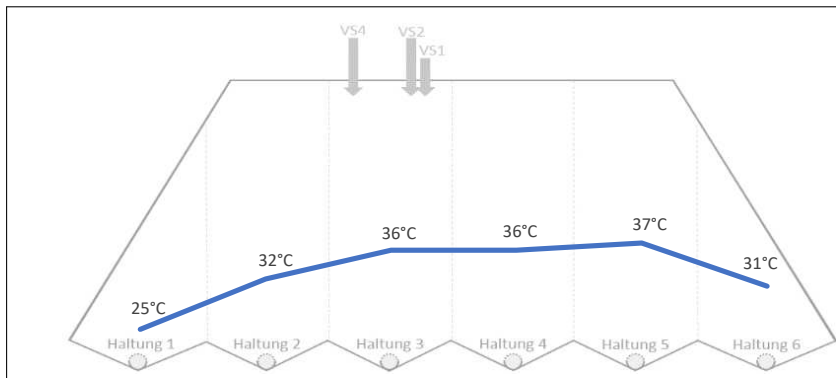
**Abbildung 4.23:** Entwicklung der Temperatur an der Deponiebasis

Ein Einfluss der Infiltration auf die durchschnittlichen Temperaturen im Deponieinneren ist möglich, lässt sich an dieser Stelle jedoch nicht eindeutig ausmachen, da die Datenmenge zu gering ist.

Der Vergleich der durchschnittlichen Temperaturen in den verschiedenen Haltungen zeigt, dass



die Temperaturen in den Randbereichen (Haltung 1 und 6) geringer sind als im Zentrum der Deponie. Dies wird bei der Querschnittsdarstellung in Abbildung 4.24 besonders deutlich. Daraus kann geschlossen werden, dass in den Randbereichen eine geringere Wärmefreisetzung infolge biologischer und chemischer Prozesse stattfindet.



**Abbildung 4.24:** Durchschnittstemperatur in den einzelnen Haltungen im August 2017

## 4.10 Stabilität des Deponiekörpers

### 4.10.1 Beeinträchtigungen der Standsicherheit

Die langfristige Standsicherheit wird bei Deponien bereits bei der Planung und Standortauswahl berücksichtigt und durch die Optimierung von Einbautechniken und Deponiegeometrie gefördert. Dennoch kann es zum Beispiel durch ungleichmäßige Setzungen oder einen Wassereinstau an der Deponiesohle zu einer Beeinträchtigung der Standsicherheit kommen. Um die Standsicherheit zu beurteilen, ist demnach die Betrachtung des Setzungsverhaltens und der Entwässerungssituation erforderlich.

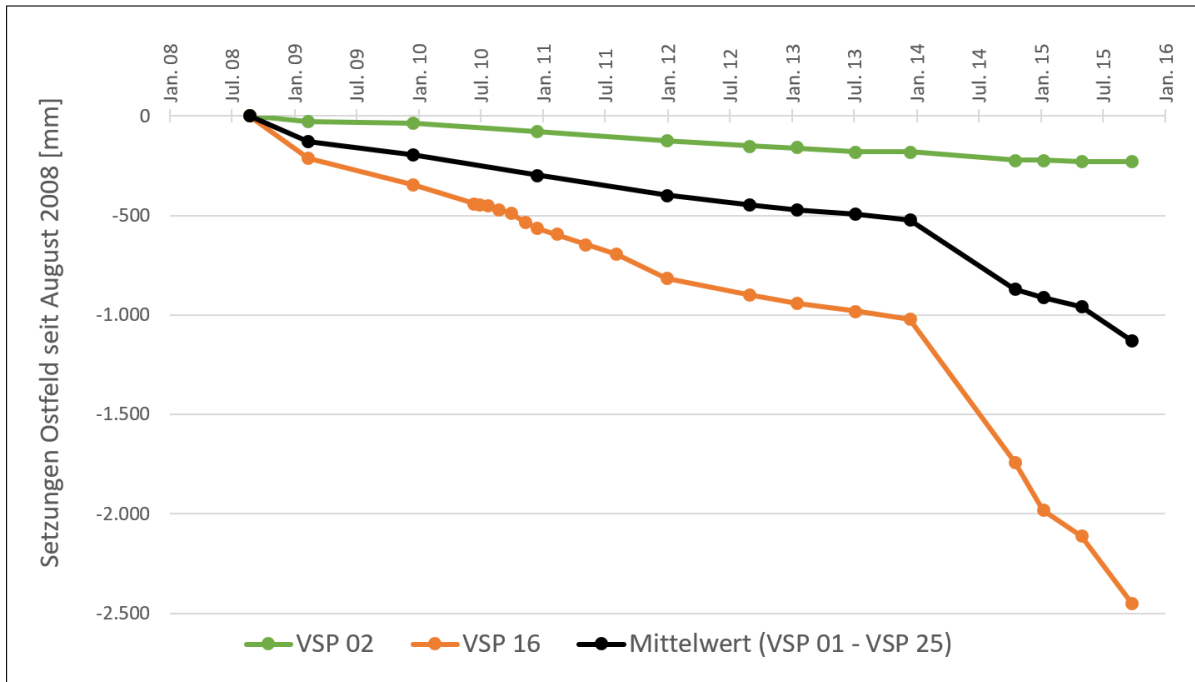
### 4.10.2 Setzungen

Um Informationen über Setzungen und Verformungen des Deponiekörpers erhalten zu können, wurden im August 2008 25 Setzungspegel (VSP 01 bis VSP 25) auf dem Ostfeld der Deponie Untitz installiert und eingemessen. Ihre Lage ist Abbildung 6.49 zu entnehmen. Die Setzungspegel wurden bis 2015 genutzt, um auftretende Setzungen zu quantifizieren. Im Zuge der Profilierungs- und Abdichtungsmaßnahmen wurden die Pegel jedoch überbaut und stehen nicht mehr zur Verfügung. Die Setzungspegel 20 und 21 wurden bereits 2010 bzw. 2011

durch die Zwischenlagerung von Profilierungsmaterialien überschüttet. Mit Beginn der Infiltrationsmaßnahmen wurden ab 2010 bis 2014 zusätzliche Referenzpunkte unmittelbar an den Infiltrationsschächten (VSP 100 und VSP 101) in das Monitoring aufgenommen.

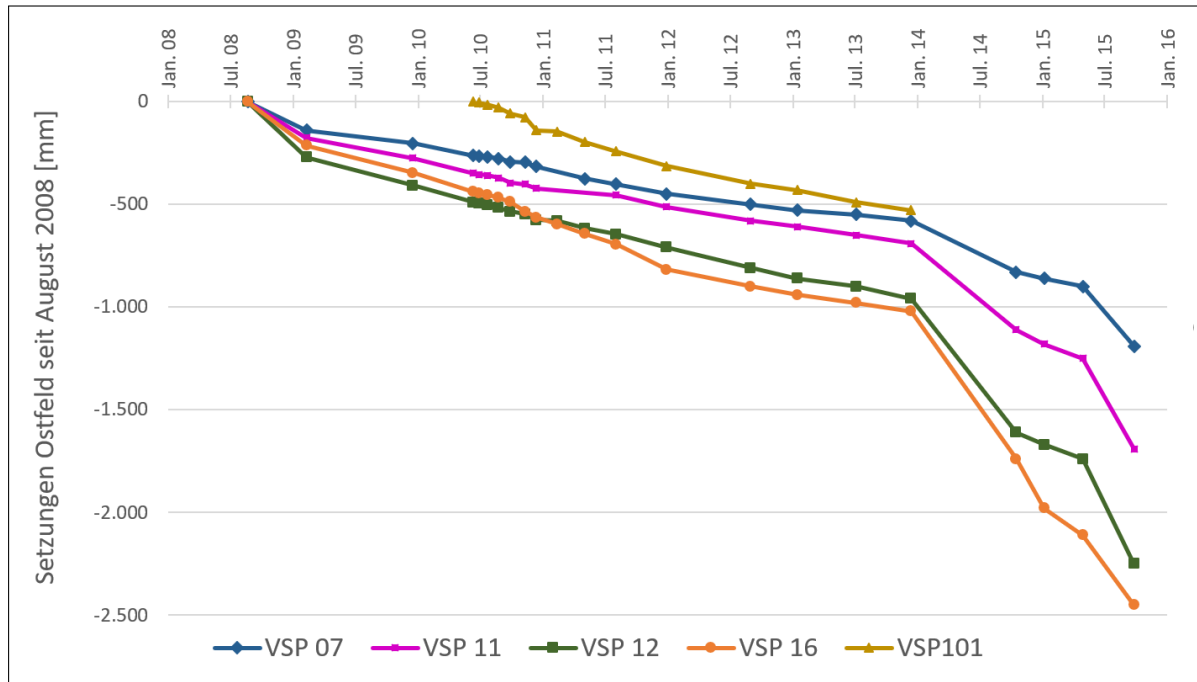
Auf Grundlage der bis 2015 gemessenen absoluten Setzungen an den verschiedenen Punkten konnten Setzungsisolines interpoliert werden, die ebenfalls in Abbildung 6.49 dargestellt sind. Wie zu erwarten, zeigen sich im Randbereich deutlich geringere Setzungen als im Kammbereich. Dies ist auf die geringere Abfallmächtigkeit in den Randbereichen zurückzuführen, die geringere absolute Setzungen mit sich bringt. Aber auch relativ betrachtet sind die Setzungen in den Böschungsbereichen geringer, da dort geringere Auflasten auf den Abfallkörper wirken. Des Weiteren zeigen die Messungen am nordöstlichen Deponierand (VSP 01, 02, 03, 04 und 09) geringere Setzungen als die westlichen Pegel (VSP 22, 23, 24, 25), die ebenfalls im Randbereich liegen. Der Grund dafür liegt in der Geometrie des Altabfallkörpers unterhalb der Zwischenabdichtung, dessen Setzungen bei der Messung mit erfasst werden. Wie aus Abschnitt 4.3 hervor geht, sind die Abfallmächtigkeit und das abbaubare Potential im nordöstlichen Bereich des Altkörpers deutlich geringer als im südwestlichen. Daraus ergeben sich unterschiedlich stark ausgeprägte Setzungsprozesse.

Wie beschrieben, sind die Setzungen im Kammbereich der Deponie naturgemäß am größten. Ob auch die Sickerwasserinfiltration durch die, überwiegend in diesem Bereich angeordneten, Versickerungsschächte einen Einfluss auf die Setzungsprozesse hat, kann durch diese Darstellung nicht abgeleitet werden. Stattdessen wird im Folgenden die zeitliche Entwicklung der Setzungen an ausgewählten Punkten analysiert. In Abbildung 4.25 sind die Messwerte des Pegels mit den geringsten Setzungen (VSP 02) sowie die des Pegels mit den stärksten Setzungen (VSP 16) dargestellt. Als Vergleich dienen die Mittelwerte aller 25 Pegel. Setzungspegel 02 zeigt einen gleichmäßig flachen Kurvenverlauf. Dabei betragen die Setzungen durchschnittlich  $34 \frac{mm}{a}$ . Die Kurve des Pegels 16 verläuft im Vergleich dazu deutlich steiler. Markant sind an dieser Stelle verstärkte Setzungen ab 2014. So betragen die Setzungen an diesem Pegel vor 2014 durchschnittlich  $190 \frac{mm}{a}$  und durchschnittlich  $756 \frac{mm}{a}$  ab 2014. Grund für die verstärkten Setzungen in diesem Bereich sind Profilierungs- und Abdeckmaßnahmen, die 2014 auf dem Ostfeld stattgefunden und eine erhöhte Auflast bewirkt haben.



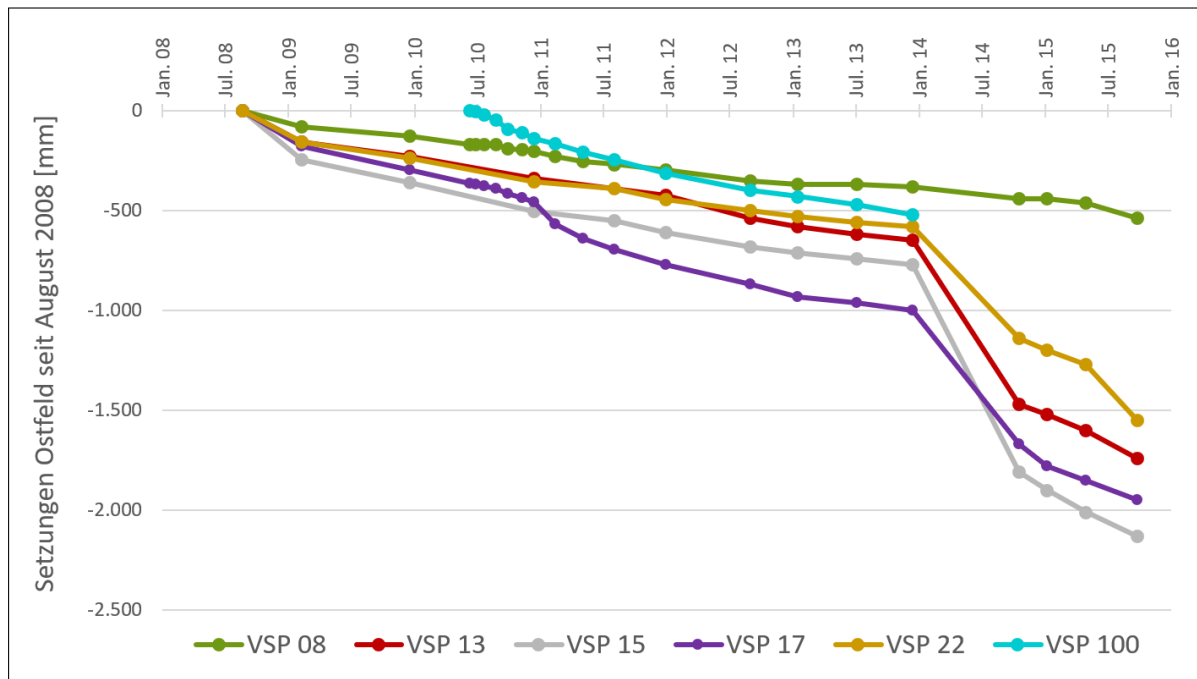
**Abbildung 4.25:** Verlauf der Setzungen an den Setzungspegeln VSP02 und VSP16

Die folgende Abbildung 4.26 zeigt die Setzungen in der Nähe des Versickerungsschachtes 1 (VS 1), der ab August 2010 für Infiltrationsmaßnahmen genutzt wurde. Bei genauerer Betrachtung lassen sich Ende 2010 bei allen Punkten verstärkte Setzungen beobachten, was durch eine steilere Kurve deutlich wird. Bei den Setzungspunkten 7, 11 und 12 sind diese Veränderungen jedoch sehr gering. Bei den Punkten 16 und 101, die auch insgesamt den steilsten Kurvenverlauf aufweisen, sind die verstärkten Setzungen Ende 2010 etwas deutlicher zu erkennen. Dennoch können auch diese als gering bewertet werden. Der Einfluss der bereits beschriebenen Baumaßnahmen ab 2014 auf die Setzungen ist dagegen signifikant.



**Abbildung 4.26:** Verlauf der Setzungen nahe dem Infiltrationsschacht VS1

Im Mai 2012 wurden die übrigen Schluckbrunnen zur Infiltration in Betrieb genommen (VS 2 – VS 7). Damit wären ab diesem Zeitpunkt zusätzlich Auswirkungen auf die nächstgelegenen Setzungspegel 08, 13, 15, 17, 22 und 100 denkbar. Die entsprechenden Messwerte sind in Abbildung 4.27 dargestellt. Nur am Setzungspegel 13 kann 2012 eine leichte Verstärkung der Setzungen im Vergleich zu den Vorjahren beobachtet werden. Wie bereits bei den zuvor analysierten Pegeln ist auch bei den Pegeln 13, 15, 17 und 22 eine signifikante Verstärkung der Setzungen durch die Profilierungsarbeiten auf dem Ostfeld zu verzeichnen. Zusätzlich weist Pegel 17 Anfang 2011 einen steilen Kurvenverlauf auf. Dies könnte auf Sickerwasserinfiltration durch den Versickerungsschacht 1 beruhen.



**Abbildung 4.27:** Verlauf der Setzungen nahe den übrigen Infiltrationsschächten

Die Ergebnisse der Setzungsmessungen zeigen an einzelnen Pegeln geringfügig verstärkte Setzungen im Jahr 2011 bzw. 2012, welche an einem steileren Kurvenverlauf zu erkennen sind. Möglicherweise stehen sie im Zusammenhang mit den Infiltrationsmaßnahmen. Es ist denkbar, dass die Baumaßnahmen im Zuge der Errichtung der Infiltrationsschächte und -rigolen stellenweise zu größeren Setzungen geführt haben. Im weiteren Verlauf zeigen die Kurven jedoch wieder einen abgeflachten Verlauf, sodass an dieser Stelle keine Stabilitätsgefährdung des Deponiekörpers abzuleiten ist.

### Böschungsstandsicherheit

Neben ungleichmäßigen Setzungen könnte auch der Einstau von größeren Mengen Wasser an der Deponiesohle zu einer Gefährdung der Standsicherheit führen. Dies wird in der Regel bereits bei der Deponieplanung berücksichtigt und durch ein geeignetes Entwässerungssystem verhindert.

Eine Einschätzung der Böschungsstandsicherheit der Deponie Untitz unter dem Einfluss der Infiltration wurde durch die BIT Tiefbauplanung GmbH 2012 vorgenommen [21]. Grundlage der Bewertung sind Berechnungen der Standsicherheit mithilfe des Gleitkreisverfahrens. Der Einfluss der Infiltration spiegelt sich dabei in folgenden Anpassungen des Rechenmodells

wieder:

- Erhöhung der Feuchtwichte des Deponats
- Verringerung der Scherfestigkeit des Deponats
- Teilweise gesättigte Verhältnisse im Deponiekörper

Um Unsicherheiten hinsichtlich der Wasserverteilung im Deponiekörper zu berücksichtigen, wird der Extremfall mit Ausbildung einer Sickerströmung und vollständigem Kohäsionsverlust im gesamten Deponiekörper angenommen. Im Ergebnis kann eine hinreichende Gesamtstand-sicherheit der Deponieböschung auch unter dem Einfluss einer Infiltration nachgewiesen werden.

#### **4.11 Kosten für die Infiltration**

Um die Durchführung von Infiltrationsmaßnahmen unter ökonomischen Aspekten beurteilen zu können, sind die Kosten, die im Rahmen der Einrichtung und des Betriebes der Infiltrationsanlage anfallen, zu berücksichtigen. Unter Umständen können sich durch die Infiltration aber auch Kosteneinsparungen ergeben, die den Ausgaben gegenüber stehen. Im Folgenden soll ein Vergleich von bisher angefallenen Kosten und geschätzten Einsparungen erfolgen.

Tabelle 4.7 fasst die Kosten für die Infiltration, die bis einschließlich 2017 angefallen sind, zusammen. Es wird deutlich, dass der größte Teil der Aufwendungen auf die Planung, die bautechnische Umsetzung und die Instandhaltung des Infiltrationssystems entfällt. Dazu kommen Kosten für Genehmigungsanträge und Verwaltungsgebühren. Darüber hinaus waren zusätzliche Messkampagnen und Analysen zur Überwachung der Infiltrationsmaßnahmen erforderlich. Die angefallenen Stromkosten, für den Betrieb der Pumpe, die das Sickerwasser bzw. Konzentrat aus den Speicherbecken zu den Infiltrationsschächten fördert, sind im Vergleich dazu gering. Zusätzlicher Personalaufwand kann an dieser Stelle vernachlässigt werden, da entsprechende Aufgaben im Rahmen der Kontrolle der Sickerwasseraufbereitungsanlage mit erledigt werden können und so kein zusätzliches Personal notwendig ist. Insgesamt hat die Infiltration am Standort Untitz bis 2017 rund 175.000 € (netto) gekostet.

**Tabelle 4.7:** Kosten, die im Zusammenhang mit der Infiltration im Zeitraum von 2010 bis 2017 angefallen sind

<b>Position</b>	<b>Nettokosten</b>
Planung/ Bau/ Instandhaltung	137.000 €
Anträge und Verwaltungsgebühren	10.000 €
Messungen/ Analysen	24.000 €
Stromkosten Pumpe	4.000 €
<b>Summe</b>	<b>175.000 €</b>

Um diese Kosten kompensieren zu können, hat sich der Deponiebetreiber dazu entschieden, neben Rohsickerwasser auch das bei der Aufbereitung anfallende Konzentrat zu infiltrieren. Dadurch ergibt sich der Vorteil, dass keine externe Entsorgung des Konzentrates mehr notwendig ist. Gemäß eines aktuellen Angebotes der Zimmermann GmbH [34], werden für Abtransport und Entsorgung des Konzentrates ca.  $80 \frac{\text{€}}{\text{t}}$  fällig. Dementsprechend hängen die Kosten stark von der Menge des anfallenden Konzentrates ab. Unter den aktuellen Bedingungen wird die Sickerwasseraufbereitungsanlage so betrieben, dass durchschnittlich 30 Vol-% des aufgegebenen Rohsickerwassers als Konzentrat zurückbleiben. Wird, im Hinblick auf eine günstigere Entsorgung, ein geringerer Konzentratanfall angestrebt, kann die Aufbereitung mit einem Permeat/Konzentrat-Verhältnis von 90/10 realisiert werden. Das heißt im Zeitraum von 2014 bis 2017, in dem kein Konzentrat extern entsorgt werden musste und in dem ca.  $48.000 \text{ m}^3$  Rohsickerwasser angefallen sind, hätten ohne Infiltration mindestens  $4.800 \text{ m}^3$  Konzentrat entsorgt werden müssen. Bei einer geschätzten Dichte dieses Konzentrates von etwa  $1,3 \frac{\text{t}}{\text{m}^3}$  ergeben sich so Netto-Entsorgungskosten von rund 500.000 €.

In der Bilanz ergibt sich für den Zeitraum von 2010 bis 2017 folglich ein Kostenvorteil durch die Infiltration von 325.000 €. Dieses Ergebnis bezieht sich ausschließlich auf die unmittelbar mit der Infiltration verbundenen Kosten. Aspekte wie zusätzliche Erlöse aus der Gasverwertung bei gesteigerter Gasproduktion sowie zusätzliche Kosten für unter Umständen erhöhten Sickerwasseranfall wurden in dieser Bilanz nicht berücksichtigt. Wie bereits in den vorangegangenen Abschnitten dieser Arbeit erläutert, ist eine dafür notwendige eindeutige

Abgrenzung infiltrationsinduzierter Effekte nicht möglich.

## 4.12 Nachhaltigkeit

Der Nachhaltigkeitsaspekt ist ein entscheidendes Argument für die Durchführung von Infiltrationsmaßnahmen. Die Intensivierung des biologischen Abbaus durch die Zuführung von Wasser soll dazu beitragen, dass das Emissionspotential von klimaschädlichem Deponiegas zeitnah verringert und nicht an nachfolgende Generationen weiter gegeben wird. Dabei kann mit einem funktionierendem Gassammel- und Verwertungssystem sichergestellt werden, dass kein Deponiegas in die Atmosphäre gelangt und durch die thermische Verwertung des Gases zudem Primärenergie eingespart werden.

Speziell für den Standort Untitz, an dem die Sickerwasseraufbereitung mittels Umkehrosmose realisiert wird, ergibt sich aus der Infiltration von Konzentrat der Vorteil, dass eine externe Entsorgung des Konzentrates nicht nötig ist. Aus diesem Grund kann eine geringeres Permeat/Konzentrat-Verhältnis gefahren werden, was Energie für die Sickerwasseraufbereitung einspart. Da der Transport des Konzentrates über 120 km zur nächstgelegenen Entsorgungsanlage in Bitterfeld-Wolfen entfällt, werden auch die damit verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen vermieden. Zudem können die energieaufwändige chemisch-physikalische Behandlung und die Entsorgung der dabei entstehenden Reststoffe vermieden werden.

## 4.13 Fazit zur Infiltration während der Stilllegung

Auf dem Ostfeld der Deponie Untitz wurden im Zeitraum von 1996 bis 2005 relevante Mengen organischen Materials abgelagert, deren biochemische Umsetzung bis heute anhält. Das Grundwasser und der Boden werden durch eine nachweislich dichte Basisabdichtung und ein als funktionstüchtig erachtetes Entwässerungssystem vor schädlichen Emissionen durch das Grundwasser geschützt. Die vorhandene Sickerwasserbehandlungsanlage ist in der Lage, anfallendes Sickerwasser auch bei steigenden Stoffkonzentrationen zuverlässig soweit aufzubereiten, dass die geltenden Einleitgrenzwerte für das Permeat eingehalten werden können. Es ist ein Entgasungssystem installiert, welches durch eine aktive Gasabsaugung, Deponiegasemissionen nachweislich auf ein Minimum senkt und eine Verwertung des Gases ermöglicht. Es



---

konnte nachgewiesen werden, dass die installierten Versickerungsschächte und Rigolen dazu geeignet sind, das infiltrierte Sickerwasser möglichst großräumig im Deponiekörper zu verteilen. Die Standsicherheit des Deponiekörpers wird dabei nicht beeinträchtigt. Eine Steigerung der gefassten Gasmenge durch eine Intensivierung des anaeroben Abbaus konnte beobachtet werden, ist allerdings nicht ausschließlich auf die Infiltrationsmaßnahmen zurückzuführen. Insgesamt können alle grundlegenden Voraussetzungen für die sichere Durchführung von Infiltrationsmaßnahmen als erfüllt betrachtet werden.

Der Vergleich von Kosten und Einsparungen die durch die Infiltration entstehen zeigt, dass aktuell zusätzlich ein finanzieller Vorteil durch die Infiltration von Sickerwasserkonzentrat besteht. Neben den Kosten können außerdem auch Ressourcen für Transport und externe Entsorgung des Konzentrats eingespart werden.

Unter den aktuellen Rahmenbedingungen ist die Infiltration von deponieeigenem Sickerwasser bzw. Konzentrat folglich ein geeignetes Verfahren um zu einer beschleunigten Stabilisierung des Deponieinventars beizutragen auch wenn die messbaren Erfolge relativ gering sind. Vor diesem Hintergrund ergibt sich aus naturwissenschaftlicher und technischer Sicht kein Anhaltspunkt, dass die Infiltration von deponieeigenem Sickerwasser zeitnah einzustellen wäre. Da die Genehmigungssituation für den Einsatz von Infiltrationsmaßnahmen am Standort jedoch auf die Stilllegungsphase begrenzt ist, muss für die Nachsorgephase gesondert überprüft werden, ob und wie die gezielte Stabilisierung weitergeführt werden kann.

## **5 Fortführung der Infiltration während der Nachsorge**

### **5.1 Veränderte Bedingungen während der Nachsorgephase**

Die Genehmigung zur Infiltration von deponieeigenem Sickerwasser am Standort Untitz ist derzeit auf die Dauer der Stilllegungsphase begrenzt. Mit der Fertigstellung der vollständigen Oberflächenabdichtung, die für 2019 geplant ist, wird die endgültige Stilllegung des Ostfeldes der Deponie festgestellt und die Nachsorgephase beginnen. Um zu bewerten, ob die Weiterführung der Infiltration in der Nachsorgephase empfohlen werden kann, soll im Folgenden abgeschätzt werden, inwieweit sich die Gegebenheiten verändern werden und ob die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Infiltration zukünftig erfüllt werden können.

### **5.2 Aufbau und Wirkung der Oberflächenabdichtung**

Das wesentliche Merkmal für die endgültige Stilllegung des Ostfeldes ist die vollständige Oberflächenabdichtung. Da die die Abdichtung im Gegensatz zur temporären Abdeckung den Eintritt von Niederschlagswasser vollständig verhindert, sinkt der Wassergehalt im Deponiekörper unter normalen Bedingungen langfristig und anfallende Sickerwassermengen gehen zurück. Wie Untersuchungen an vergleichbaren Deponien gezeigt haben, kann sich die Sickerwasserbildung bereits innerhalb von drei Jahren nach Aufbringen einer Kunststoffdichtungsbahn auf ein Zehntel des Ausgangsniveaus verringern [28]. Das danach noch anfallende Sickerwasser resultiert nicht aus einer klimatischen Sickerwasserneubildung sondern aus Konsolidierungsprozessen im Deponiekörper. Diese können laut [29] auch Jahre nach der vollständigen Oberflächenabdeckung noch zu einem Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis führen.

## 5.3 Voraussetzungen zur Weiterführung der Infiltration

### Bautechnische Anpassung des Infiltrationssystems

Neben den grundlegenden Bedingungen für eine erfolgreiche Infiltration muss auch eine Lösung gefunden werden, wie das Infiltrat unter die Oberflächenabdichtung gebracht werden kann ohne die Abdichtungsfunktion zu beeinträchtigen. Idealerweise sollte bereits vor dem Aufbringen der Abdichtung ein Konzept vorliegen, wie das bestehende Infiltrationssystem in die Oberflächenabdichtung integriert werden kann.

Der Regelaufbau der geplanten bzw. teilweise bereits umgesetzten Oberflächenabdichtung für das Ostfeld der Deponie Untitz ist in Abbildung 5.1 dargestellt. Die entscheidende Komponente, die die Gas- und Wasserundurchlässigkeit bewirkt, ist die 2,5 mm starke Kunststoffdichtungsbahn (KDB). Für eine Fortführung der Infiltration in der Nachsorgephase ist es notwendig, die bestehenden Sickerschächte so zu integrieren, dass die Abdichtungsfunktion der KDB nicht beeinträchtigt wird. Für die Gewährleistung der Dichtheit auch bei Durchdringung der KDB durch die Sickerschächte wurde durch die BIT Tiefbauplanung GmbH die in Abbildung 5.2 dargestellte Lösung entwickelt. Dabei wird am Übergang zwischen KDB und Schachtring ein PEHD-Kragen angeschweißt, welcher durch eine PE-Manschette überlappt wird. Der Zwischenraum zwischen Kragen und Schachtring wird mit Bentonitpulver verfüllt.

[24]

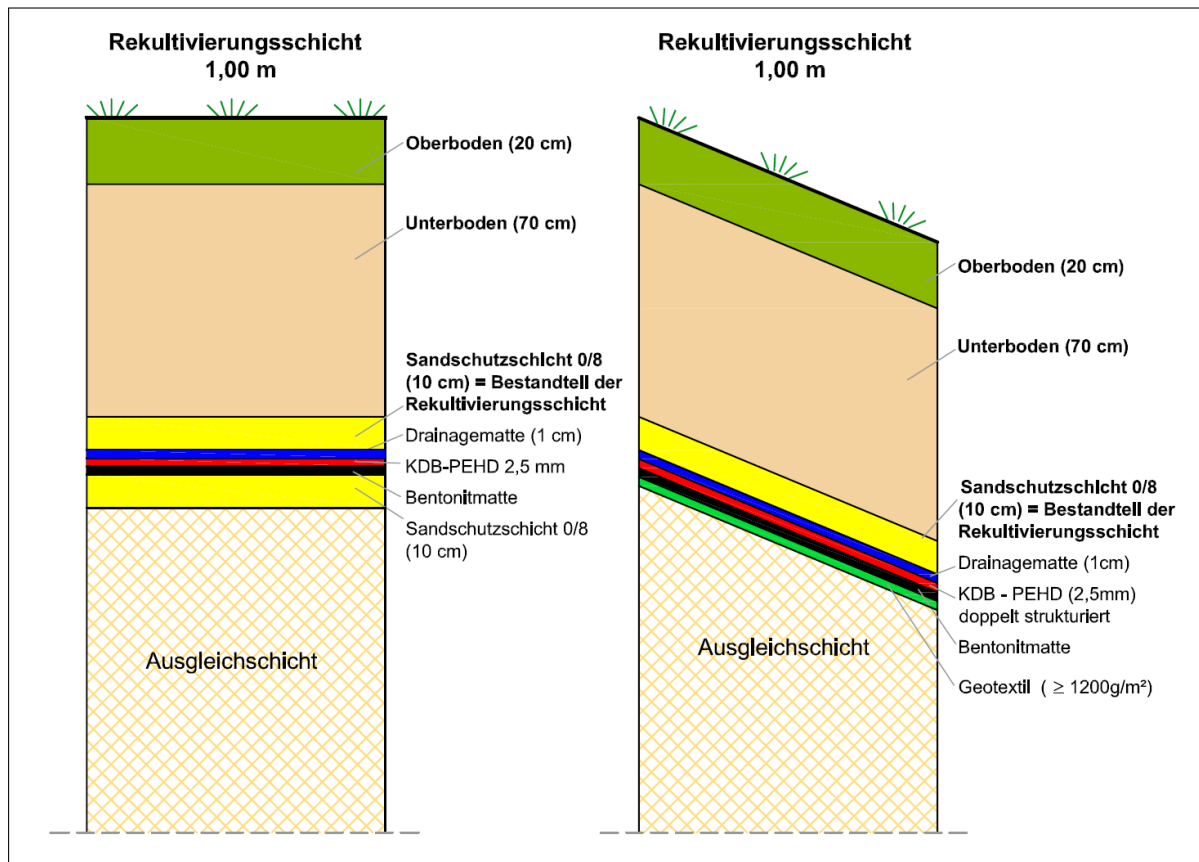
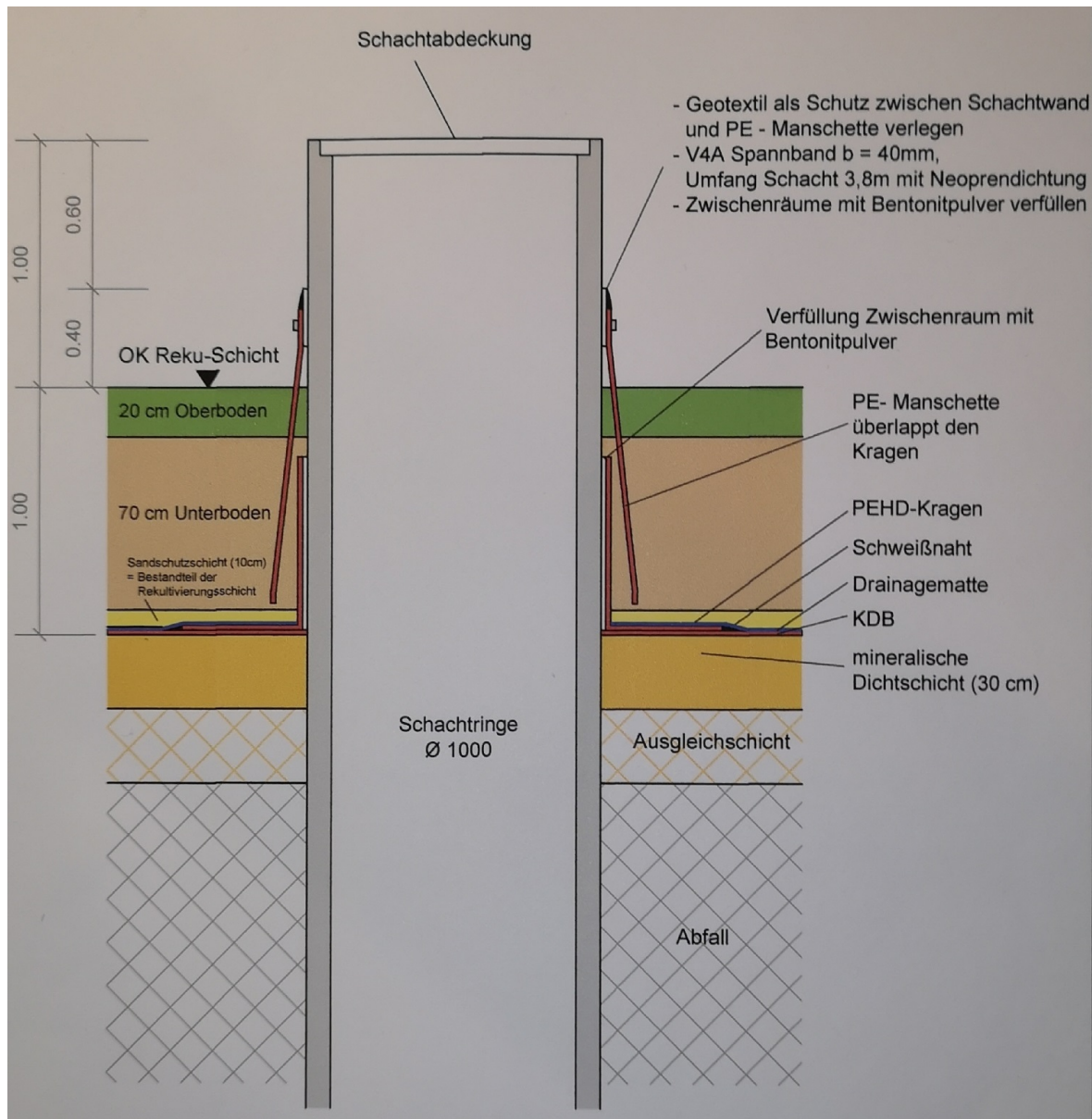


Abbildung 5.1: Regelaufbau für die Oberflächenabdichtung [22]



**Abbildung 5.2:** Integration der Infiltrationsschächte in die Oberflächenabdichtung [24]

### Biologisch abbaubares Potential

Wie die Ergebnisse in Abschnitt 4.3 zeigen, ist der auf der Deponie Untitz bis 2005 abgelagerte Abfall durch einen signifikanten organischen Anteil gekennzeichnet, welcher auch 13 Jahre nach Betriebsende noch nicht vollständig biologisch umgesetzt wurde. Dies zeigt sich vor allem auch an der anhaltenden Deponiegasproduktion mit hohen Methangehalten. Das vorhandene organische Potential reduziert sich zwar langfristig mit fortschreitendem Abbau, allerdings

nur langsam, sodass davon ausgegangen werden kann, dass auch noch in den kommenden Jahren ein nicht unerhebliches organisches Potential vorhanden sein wird. Die vollständige Oberflächenabdichtung wird durch ihren Einfluss auf den Wasserhaushalt des Deponiekörpers die biologische Umsetzung eher noch verlangsamen.

Man kann also davon ausgehen, dass mit dem geplanten Beginn der Nachsorgephase 2019 und auch in den ersten Jahren danach noch ein ausreichendes Organikpotential vorhanden sein wird, um technische Infiltrationsmaßnahmen zu begründen.

### **Einfluss der Infiltration auf den biologischen Abbau**

In Abschnitt 4.8 wird der fördernde Einfluss der Infiltration auf den Bioabbau untersucht. Dabei wird deutlich, dass bei unabgedichteter Deponie eine Überlagerung von niederschlags- und infiltrationsbedingten Effekten stattfindet. Es ist davon auszugehen, dass bei einer oberflächenabgedichteten Deponie der Beitrag der Infiltration zum Wassergehalt im Abfallkörper entscheidender sein wird, da kein Niederschlag mehr eindringen kann. Da es das angestrebte Ziel der Infiltration ist, einer Hemmung der anaeroben Umsetzung in Folge einer Austrocknung des Deponiekörpers entgegenzuwirken, wird der Erfolg erst bei Weiterführung der Maßnahme auch nach der Fertigstellung der Oberflächenabdichtung wirklich deutlich. Die Ergebnisse des weiterzuführenden Gasmonitorings können auch während der Nachsorgephase dazu herangezogen werden, um die biologische Umsetzung des Abfalls zu quantifizieren.

### **Einfluss der Infiltration auf die anfallende Sickerwassermenge**

Wie bereits erläutert wurde, ist damit zu rechnen, dass sich die Sickerwasserbildung durch die Oberflächenabdichtung innerhalb weniger Jahre schätzungsweise um eine Zehnerpotenz verringern wird. Nimmt man die in 2016 angefallenen rund  $14.000 \text{ m}^3$  als Referenzniveau (vor Beginn der Abdichtung auf einer Teilfläche des Ostfeldes) an, würde ein Rückgang um 10 % eine Sickerwasserbildungsrate von  $1.400 \text{ m}^3$  pro Jahr bedeuten. Bei einer Weiterführung der Sickerwasser- bzw. Konzentratrückführung in einem mit der aktuellen Situation vergleichbarem Umfang hat die Infiltration also einen deutlich bedeutenderen Anteil am Wasserhaushalt der Deponie. Durch die zusätzliche Wasserzufuhr ist zu erwarten, dass der Rohwasserzufluss weniger schnell abnehmen wird, da die Austrocknung des Abfallkörpers verlangsamt wird.

### **Stabilität des Deponiekörpers**

In Bezug auf das Setzungsverhalten des Deponiekörpers (Abschnitt 4.10.2) konnte in der Vergangenheit keine signifikante Beeinflussung durch die durchgeführten Infiltrationsmaßnahmen abgeleitet werden. Die Setzungen hatten trotz Infiltration gleichmäßig stattgefunden. Die behördliche Anordnung, die Deponie mit einer Oberflächenabdichtung zu versehen, setzt voraus, dass die Hauptsetzungen bereits stattgefunden haben und während der Nachsorge nur noch mit vergleichsweise geringen Setzungen zu rechnen ist. Wie die Ergebnisse der Setzungsmessungen zeigen, kann davon ausgegangen werden, dass dies für das Ostfeld der Deponie Untitz zutrifft. Insbesondere, da zusätzliche Auflasten durch Profilierungs- und Umlagerungsarbeiten das verbleibende Setzungspotential nochmals deutlich reduziert haben.

Einem Szenario, in dem der Deponiekörper zunehmend austrocknet und der infiltrationsbedingt geförderte biologische Abbau punktuell verstärkte Setzungen verursacht, wird entgegengewirkt, indem eine großräumige Verteilung des Infiltrats im Deponiekörper ohnehin gewährleistet wird (Abschnitt 5.3). Es ist demnach nicht zu erwarten, dass eine Fortführung der Infiltration in der Nachsorgephase ungleichmäßige Setzungen und daraus resultierende Stabilitätsbeeinträchtigungen verursachen wird.

Auch unabhängig von Infiltrationsmaßnahmen ist die Überwachung von Setzungserscheinungen auch während der Nachsorgephase angebracht und trägt zur dauerhaften Qualitätssicherung der Oberflächenabdichtung bei. Da die Setzungspegel auf dem Ostfeld aufgrund von Bau- und Profilierungsmaßnahmen seit 2015 nicht mehr zur Verfügung stehen, empfiehlt sich demnach die Installation neuer Pegel, die so angeordnet werden können, dass auch ein Vergleich von Setzungen in infiltrationsnahen und –ferneren Bereichen möglich ist.

Unter der Voraussetzung eines funktionierenden Entwässerungssystems und einer gleichmäßigen Verteilung des Infiltrates im Deponiekörper sind auch Stabilitätsbeeinträchtigungen durch Wassereinstau an der Deponiesohle oder in Böschungsbereichen in der Nachsorge auch bei Fortführung der Infiltration nicht zu befürchten. Wie aus Abschnitt 4.10.2 hervorgeht, weist der Deponiekörper aktuell keine Probleme dieser Art auf. Aufgrund der vollständigen Oberflächenabdichtung und dem daraus resultierenden Ausbleiben einer klimatischen Sickerwasserbildung, wird der durchschnittliche Wassergehalt im Deponiekörper zukünftig eher noch sinken, sofern die Sickerwasserreinfiltration in ähnlicher Größenordnung fortgesetzt wird.

### **Verteilung des Infiltrats im Deponiekörper**

Die geoelektrischen Messungen konnten zeigen, dass sich die gewählte technische Umsetzung der Infiltration mittels Schluckbrunnen und Rigolen eignet, um eine vertikale Verteilung des Infiltrats im aktuellen Deponiezustand zu erreichen. Es ist wahrscheinlich, dass so auch zukünftig eine gute vertikale Infiltratverteilung möglich ist. Dennoch muss auch berücksichtigt werden, dass sich Wasserwegsamkeiten langfristig auch verändern können, insbesondere wenn der Deponiekörper unter der Abdichtung durch fehlenden Niederschlag austrocknet. Eine Messung unterhalb der Oberflächenabdichtung konnte aber aufgrund der isolierenden Wirkung der KDB nicht durchgeführt werden. Um die Elektroden unterhalb der KDB zu platzieren, wäre eine Durchdringung dieser notwendig gewesen, was bei der Vielzahl der benötigten Elektroden unverhältnismäßig ist. Da der zweite Teil des Ostfeldes erst 2019 abgedichtet werden soll, bietet es sich an, bis dahin eine geeignete Anzahl an Elektroden vor dem Aufbringen der Dichtungsbahn als dauerhaftes Messsystem zu installieren und die zugehörigen Leitungen unter der Dichtung zu einem Sammelpunkt zu führen und an entsprechende Steuer- und Messgeräte anzuschließen. Durch ein fest installiertes System würden nicht nur Messungen unterhalb der Zwischenabdichtung sondern auch Messungen zu einem beliebigen Zeitpunkt ermöglicht werden. So könnte auch langfristig verfolgt werden, ob und wie sich reinfiltrierte Sickerwasser nach der Oberflächenabdichtung im Deponiekörper verteilt und inwieweit eine zunehmende Austrocknung stattfindet.

### **Funktionstüchtigkeit der Entwässerung**

Wie aus Abschnitt 4.4.2 hervorgeht, ist das Ostfeld mit einem funktionstüchtigen Sickerwassererfassungs- und -ableitungssystem ausgestattet. Faktoren, wie starke Setzungen oder extreme Temperaturen, die zu einer Beeinträchtigung des Leitungssystems führen könnten, sind während der Nachsorgephase nicht zu erwarten. Die Funktionstüchtigkeit des Entwässerungssystems stellen auch zukünftig regelmäßige Kanalreinigungsmaßnahmen und -inspektionen sicher. Da die Sickerwassermenge zukünftig eher zurückgehen wird, wird die Dimensionierung der Leitungen auch weiterhin ausreichend sein. Gleiches gilt für die Sickerwasseraufbereitungsanlage, die beim derzeitigen Sickerwasseranfall nicht ihre Auslastungsgrenze erreicht. So stehen auch zukünftig ausreichende Speicher- und Aufbereitungskapazitäten zur Verfügung. Der Anstieg der Konzentrationen einiger Stoffe im Rohsickerwasser im Zuge der Infiltration



von Sickerwasser bzw. Konzentrat konnte bisher gut von der Anlage kompensiert werden und die Einleitgrenzwerte für das Permeat trotzdem eingehalten werden. Es ist denkbar, dass die Belastung des Rohsickerwassers sowohl mit als auch ohne Infiltration in der Nachsorgephase ansteigen könnte, wenn keine Verdünnung mit Niederschlagswasser auftritt. Es gibt derzeit keinen Grund zur Annahme, dass die Umkehrosmoseanlage die geforderten Grenzwerte für das Permeat bei entsprechender Optimierung des Aufbereitungsprozesses nicht erreichen könnte. Eine extreme Zunahme der Stoffkonzentrationen sollte jedoch vermieden werden, wenn der Anteil, der nach der Aufbereitung als Permeat abgegeben wird, beibehalten werden soll. Eine Alternative, die sich bei rückläufiger Sickerwassermenge anbieten würde, wäre eine Anpassung des Permeat/Konzentrat-Verhältnisses.

### **Funktionstüchtigkeit der Deponiegasfassung**

Eine weitere Voraussetzung für eine Infiltration ist ein effektives Deponiegasfassungssystem mit funktionstüchtiger Verwertungsanlage. Die Hauptaufgabe einer Oberflächenabdichtung ist es, die Verhinderung von Gasemissionen sicherzustellen. Es zeigt sich bereits bei gegenwärtigen Emissionsmessungen im Rahmen der Eigenkontrolle, dass die aktive Entgasungsanlage am Standort in Verbindung mit einer temporären Oberflächenabdeckung in der Lage ist, deponiebürtige Methanemissionen auf ein Minimum zu reduzieren (vgl. Abschnitt 4.8.2). Die zusätzliche Abdichtung mit einer gasdichten Kunststoffbahn wird sich also positiv auf die Effektivität der Entgasung auswirken. Zum Nachweis der Dichtheit der zukünftigen Oberflächenabdichtung bieten sich erneute Emissionsmessungen nach ihrer Fertigstellung an.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Anlage auch in Zukunft angemessen gewartet und instandgehalten werden wird. Zum einen, da durch den Betrieb der neuen Deponie auf dem Westfeld weiterhin dauerhaft fachkundiges Personal vor Ort sein wird und zum anderen, da die Erlöse aus der Gasverwertung auch einen finanziellen Anreiz für die Aufrechterhaltung der Funktionstüchtigkeit bieten.

## 5.4 Anpassung des Infiltrationsbetriebes

### 5.4.1 Infiltrationsmedium

Um die gewünschten positiven Effekte zu erzielen, ist ein gewisses Wasservolumen, welches in den Deponiekörper infiltriert wird, notwendig. Entsprechend muss sichergestellt werden, dass das Infiltrationsmedium in ausreichenden Mengen vorhanden ist. Derzeit wird in Untitz in erster Linie Sickerwasserkonzentrat infiltriert. Der Anteil des infiltrierten Rohsickerwassers ist vergleichsweise gering. Bei einem erwarteten deutlichen Rückgang des anfallenden Sickerwassers wird zukünftig auch weniger Konzentrat anfallen. Daraus ergibt sich, um einen ähnlichen Infiltrationsumfang beizubehalten, dass der Anteil des Rohsickerwassers am Infiltrat erhöht werden müsste. Geht die anfallende Rohsickerwassermenge soweit zurück, dass das vorgesehene Infiltrationsvolumen unterschritten wird, bedeutet dies, dass das Rohsickerwasser im vollen Umfang kontrolliert in den Deponiekörper zurückgeführt werden kann. Eine zusätzliche Sickerwasseraufbereitung ist dann nicht mehr notwendig. Nur wenn die anfallende Sickerwassermenge signifikant geringer sein sollte als das vorgesehene Infiltrationsvolumen, sollte die Ergänzung um aufgefangenes Niederschlagswasser oder ein anderes am Standort zur Verfügung stehendes Medium in Frage kommen.

### 5.4.2 Infiltrationsvolumen

Analog zur aktuellen Situation in der Stilllegungsphase soll auch in der Nachsorgephase eine „Befeuchtung“ des Abfallinventars fokussiert werden, die den durchschnittlichen Wassergehalt erhöht bzw. beibehält. Eine „Bewässerung“ und damit eine Wasserzufuhr über den Sättigungszustand hinaus wird auch in der Nachsorgephase nicht als primäres Ziel angestrebt. Da mit der Oberflächenabdichtung ein externer Wasserzutritt verhindert wird, müsste mit dem Ziel der Erhaltung oder der Erhöhung des momentanen Wassergehaltes mindestens eine dem anfallenden Sickerwasser äquivalente Wassermenge in den Deponiekörper zurückgeführt werden.

Limitierende Faktoren sind dabei die Versickerungs- und Verteilungsleistung der Infiltrationsschächte und -rigolen. Das heißt, das Infiltrationsvolumen ist weiterhin so zu bemessen und zeitlich zu verteilen, dass es nicht zu einem Aufstau des Infiltrates im Infiltrationsschacht

kommt.

Ausgehend vom Niveau von 2017 müssten für eine vollständige Sickerwasserrückführung etwa  $9.300 \frac{m^3}{a}$  infiltriert werden. Dies entspricht  $1,06 \frac{m^3}{h}$ . Wie die praktische Erfahrung zeigt, handelt es sich dabei um eine Größenordnung, die bereits aktuell, wenn infiltriert wird, zuverlässig zu den Infiltrationsschächten gepumpt werden kann und von dort aus versickert, ohne dass es zu einem Aufstau kommt. Eine vollständige Rückführung und Versickerung des Sickerwassers könnte also vom bestehenden System bereits beim aktuellen Sickerwasseranfall, ohne vollständige Oberflächenabdichtung, geleistet werden.

## 5.5 Kosten

In Abschnitt 4.11 konnte festgestellt werden, dass die Kosten für Errichtung und Betrieb des Infiltrationssystems derzeit durch Einsparungen bei der Konzentratentsorgung kompensiert werden können. Um die Infiltration in der Nachsorge weiterzuführen, können die bestehenden Infiltrationsschächte und -rögen weiter genutzt werden, müssen jedoch durch entsprechende bauliche Anpassungen in die geplante Oberflächenabdichtung integriert werden. Dadurch entstehen zusätzliche Kosten. In Vorbereitung auf die vollständige Oberflächenabdichtung im kommenden Jahr wurde ein Großteil dieser Arbeiten, die den Umbau von Infiltrationsschächten und -leitungen beinhalten, bereits 2018 durchgeführt. Zusammen mit den durchgeführten Messungen belaufen sich die Kosten für die Vorbereitung der Infiltration in der Nachsorgephase derzeit auf ca. 50.000 € (netto). Dazu kommen noch die Kosten für den zusätzlichen Aufwand bei der Aufbringung und Abdichtung der Kunststoffdichtungsbahn sowie Kosten für die entsprechende Genehmigung. Außerdem zu berücksichtigen sind zudem die Kosten, die durch Rückbau bzw. Verschluss der Schächte nach Abschluss der Maßnahmen entstehen. Dazu noch laufende Kosten für Betrieb, Wartung und Instandhaltung der Infiltrationseinrichtungen.

Ob trotz notwendiger Investitionen auch in der Nachsorgephase ein Kostenvorteil durch die Infiltration besteht, hängt entscheidend von der Entwicklung der anfallenden Sickerwassermenge ab. Bei einem Rohwasseranfall auf dem Niveau von 2016 (ca.  $13.600 m^3$ ) hätte die externe Konzentratentsorgung als Alternative zur Infiltration etwa 140.000 € gekostet. Da die anfallenden Sickerwasser- und damit Konzentratmengen perspektivisch jedoch sinken werden, wird

auch das Einsparungspotential an dieser Stelle geringer sein. Bei einem Sickerwasseranfall von nur noch 10 % ausgehend vom Niveau 2016 würde eine externe Entsorgung des Konzentrates etwa 14.000 € pro Jahr kosten. Dem gegenüber stehen Einsparungen, die möglich sind, wenn das Sickerwasser vollumfänglich zurückgeführt werden kann und keine zusätzliche Behandlung benötigt. Auch bei einem Rückgang der anfallenden Sickerwassermenge auf ein Niveau von 10% von 2016 sind das mindestens 10.000 € pro Jahr.

Insgesamt wird der unmittelbar durch die Rückführung von Sickerwasser bzw. Konzentrat erzielte Kostenvorteil in der Nachsorgephase geringer sein, als es aktuell der Fall ist. Durch den Beitrag zu einer beschleunigten Stabilisierung des Abfallinventars und damit zu einer kürzeren erforderlichen Nachsorge, ist das Aufwands- und Kosteneinsparungspotential vor allem langfristig zu sehen.

## 5.6 Ende der Infiltration

Die Infiltration ist einzustellen, wenn die zuvor ausführlich beschriebenen Voraussetzungen für eine sichere und erfolgreiche Durchführung nicht mehr erfüllt sind und eine Gefährdung von Mensch und Umwelt besteht. Das heißt insbesondere, wenn die Basisabdichtung (Zwischenabdichtung) unwirksam ist und Sickerwasser in den Boden oder das Grundwasser gelangen könnte oder wenn signifikante Mengen Deponiegas in die Atmosphäre entweichen könnten, wäre die Infiltration abubrechen.

Wenn das abgesaugte Deponiegas aufgrund seines geringen Methangehaltes nicht mehr für eine Verwertung geeignet ist, wäre dies ein Zeichen dafür, dass kaum noch biologischer Abbau auf anaerobem Weg stattfindet. In diesem Fall wäre zu betrachten, ob die Wasserzufuhr gesteigert werden muss oder auch bei ausreichendem Wassergehalt kein anaerober Abbau mehr stattfindet. Sollte der Anaerobe Abbau dauerhaft zum Erliegen gekommen sein, könnten die bestehenden Infiltrationsschächte genutzt werden um die Stabilisierung des Deponieinventars auf aerobem Weg zu fördern, indem sie zu einem Belüftungssystem umgerüstet werden und so Luftsauerstoff in den Deponiekörper gelangen kann. Nicht mehr benötigte Infiltrationsstrukturen müssten ggf. rückgebaut und abgedichtet/versiegelt werden, um die Wirksamkeit der Oberflächenabdichtung zu erhalten.

## 5.7 Fazit zur Weiterführung der Infiltration während der Nachsorge

Aus heutiger Sicht ergeben sich keine Anhaltspunkte dafür, dass die grundlegenden Voraussetzungen für eine Infiltration zukünftig nicht mehr erfüllt sind. Wie die Untersuchung des Abfallinventars und die anhaltende Gasbildung zeigen, ist noch ein erhebliches biologisch abbaubares Potential in der Deponie vorhanden, welches auch in der Nachsorgephase noch fortbesteht. Um dieses Potential weiter abzubauen sind Maßnahmen zur gezielten Stabilisierung des Deponieinventars auch in der Nachsorge nötig.

Da alle entsprechenden Einrichtungen, die den Austrag von schädlichen Emissionen verhindern, erhalten bleiben, besteht auch zukünftig keine Beeinträchtigung für Mensch und Umwelt durch die Weiterführung der Infiltration. Der entscheidende Unterschied zur Stilllegungsphase wird die fertiggestellte Oberflächenabdichtung sein. Da die vollständige Abdichtung bewirkt, dass kein Niederschlagswasser mehr zutreten kann, würde der Deponiekörper mit der Zeit austrocknen, wodurch die biochemischen Umsetzungsprozesse gehemmt werden bzw. vollständig zum Erliegen kommen. Um dem entgegen zu wirken, stellt die Weiterführung der gezielten Infiltration die einzige Möglichkeit dar, um einen für den Abbau notwendigen, hohen Wassergehalt zu erhalten. Da der Wasserhaushalt durch die vollständige Oberflächenabdichtung zukünftig nicht mehr durch eindringenden Niederschlag dominiert wird, werden die positiven Effekte der Infiltration in der Nachsorgephase besonders deutlich zum Tragen kommen.

Da das bestehende Infiltrationssystem weiter genutzt werden kann, ist der bautechnische Aufwand für die Weiterführung der Maßnahmen überschaubar. Die Infiltrationsschächte und Leitungen können so angepasst und in die Kunststoffdichtungsbahn integriert werden, dass die Dichtungswirkung nicht beeinträchtigt wird. Kosteneinsparungen durch die Infiltrationsmaßnahmen werden vordergründig dadurch erzielt, dass die Stabilisierung des Deponieinventars beschleunigt und damit die Nachsorgephase verkürzt wird. Die Höhe der Kosten, die für die Sickerwasseraufbereitung und/oder -entsorgung eingespart werden können, hängt vor allem von der Menge des anfallenden Sickerwassers ab. Bei einem prognostizierten schnellem Rückgang der Sickerwassermengen spielen sie daher nur eine untergeordnete Rolle.

Unter der Voraussetzung, dass ein entsprechendes Monitoring, welches dazu dient jegliche Beeinträchtigungen für die Umwelt auszuschließen, fortgesetzt wird, kann zusammenfassend empfohlen werden, die gezielte Infiltration auch in der Nachsorgephase weiterzuführen, da sie für eine nachhaltige und dauerhafte Stabilisierung des Deponieinventars erforderlich ist.

## 6 Zusammenfassung und Ausblick

Siedlungsabfalldeponien, auf denen in der Vergangenheit organikhaltige Abfälle abgelagert wurden, sind auch heute noch durch verschiedene physikalische, chemische und biologische Prozesse gekennzeichnet, die schädliche Emissionen verursachen können. Ein entscheidender Faktor, der den biochemischen Abbau des organischen Materials beeinflusst, ist dabei der Wassergehalt im Deponiekörper. Wird der Zutritt von Wasser zum Beispiel durch das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung verhindert, führt dies zu einer Abnahme der Sickerwasserbildung und einer allmählichen Austrocknung des Deponiekörpers. Dadurch wird der biologische Abbau gehemmt bzw. unterbunden. Dementsprechend geht auch die gebildete Gasmenge zurück. Kurzfristig können so Emissionen minimiert werden, das reaktive Potential bleibt bei dieser sogenannten Trockenstabilisierung jedoch in Form von nicht abgebautem organischen Material erhalten. Es kann zum Beispiel durch einen Wasserzutritt infolge einer Beschädigung der Oberflächenabdichtung wieder aktiviert werden, was dazu führen würde, dass erneut belastetes Sickerwasser und Deponiegas entstehen. Das vorhandene Emissionspotential wird auf diesem Weg nicht verringert sondern vielmehr konserviert, da Umsetzungsprozesse lediglich verzögert und in die Zukunft verschoben werden. Da dies dem Nachhaltigkeitsgedanken widerspricht, sollte stattdessen eine Beschleunigung und Intensivierung des biologischen Abbaus angestrebt werden, um das Emissionspotential dauerhaft zu minimieren und das Deponieinventar zu stabilisieren. Eine Möglichkeit dafür ist die gezielte Steigerung des Wassergehaltes durch die Zufuhr von Wasser.

Am Ostfeld der Deponie Untitz wird zu diesem Zweck seit 2010 ein Teil des anfallenden Sickerwassers bzw. das Sickerwasserkonzentrat zurückgeführt und gezielt in den Deponiekörper infiltriert. Wie im Rahmen dieser Arbeit festgestellt werden konnte, werden dabei alle grundlegenden Voraussetzungen für eine sichere und sinnvolle Infiltration erfüllt. Die Auswertung der dokumentierten abgelagerten Abfällen hat gezeigt, dass signifikante Mengen organischen

Materials auf der Deponie abgelagert wurden und bis heute nicht vollständig abgebaut sind. Die Deponie verfügt über eine qualifizierte Basisabdichtung, deren Dichtheit als nachgewiesen gilt, sodass keine Schadstoffmigration in den Untergrund zu befürchten ist. Anfallendes Sickerwasser wird durch ein funktionstüchtiges Entwässerungssystem abgeleitet und in einer am Standort vorhandenen Umkehrosmoseanlage soweit aufbereitet, dass das entstehende Permeat alle Grenzwerte für die Einleitung in den Vorfluter dauerhaft einhält. Darüber hinaus ist die Deponie mit einem aktiven Entgasungssystem ausgestattet, welches nachweislich gasförmige Emissionen auf ein Minimum reduziert und entstehendes Deponiegas zuverlässig verwerten bzw. beseitigen kann. Die kontrollierte Infiltration wird über ein System aus Versickerungsschächten und -rigolen realisiert. In dieser Arbeit konnte nachgewiesen werden, dass dieses System dazu geeignet ist, das Infiltrat großräumig im Deponiekörper zu verteilen. Dadurch ist gewährleistet, dass das Infiltrat auch mit einem möglichst großen Abfallvolumen in Wechselwirkung treten kann. Aus der gleichmäßigen Verteilung resultiert auch, dass kein bzw. nur ein geringer kurzfristiger Einfluss des Infiltrats auf die Sickerwasserquantität- und -qualität festzustellen war, womit belegt ist, dass der überwiegende Anteil des Infiltrats eine ausreichend lange Verweilzeit im Deponiekörper hat. Langfristig betrachtet kommt es durch die Rückführung von Sickerwasser und Konzentrat zu einem Konzentrationsanstieg einiger Parameter im anfallenden Sickerwasser. Ein Hinweis darauf, dass dabei Konzentrationen erreicht werden, die den mikrobiologischen Abbau hemmen könnten, ergibt sich jedoch nicht. Auch im Bezug auf die Standsicherheit des Deponiekörpers konnte gezeigt werden, dass die durchgeführten Infiltrationsmaßnahmen nicht mit einer negativen Beeinträchtigung verbunden sind.

Der Nachweis der positiven Wirkung der Sickerwasserinfiltration auf den biologischen Abbau gestaltet sich dahingehend als schwierig, als dass neben der Infiltration auch andere Einflussfaktoren eine Rolle spielen. Da das Ostfeld der Deponie mit einer teildurchlässigen Oberflächenabdeckung versehen ist, kann auch Niederschlag in erheblichem Umfang in den Deponiekörper eindringen und so Wassergehalt und biologischen Abbau positiv beeinflussen. Anhand einer gesteigerten Gasproduktion lässt sich ableiten, dass eine Intensivierung des anaeroben Abbaus stattgefunden hat. Da dieser Effekt allerdings zeitlich nicht nur mit dem Beginn der gezielten Infiltration sondern auch mit erhöhten Niederschlagsmengen zusammenfällt, muss davon ausgegangen werden, dass beide Faktoren einen Anteil an der ge-

steigerten Gasbildung haben. Der allein infiltrationsinduzierte Effekt ist daher nicht messbar. Unter ökonomischen Gesichtspunkten erweist sich die Infiltration, wie sie am Standort durchgeführt wird, als praktikabel bzw. sogar vorteilhaft, da die Kosten für die Maßnahme durch Einsparungen bei der externen Konzentratentsorgung kompensiert werden können. Neben dem grundsätzlichen Stabilisierungsziel trägt die Vermeidung einer externen Entsorgung auch dazu bei, dass von einer nachhaltigen Lösung gesprochen werden kann, da zusätzliche Emissionen und Ressourcen, die in Verbindung mit Transport und Behandlung bzw. Beseitigung anfallen würden, eingespart werden.

Insgesamt kann bestätigt werden, dass unter den aktuellen Rahmenbedingungen die gezielte Infiltration von deponieeigenem Sickerwasser für das Ostfeld der Deponie Untitz eine geeignete Methode ist, um zu einer beschleunigten Stabilisierung des Deponieinventars beizutragen. Die messbaren Effekte sind derzeit deshalb gering, weil der Wasserhaushalt der Deponie aktuell vor allem durch Niederschlagswasser, welches durch die durchlässige Abdeckung in den Deponiekörper eindringen kann, dominiert wird.

Derzeit befindet sich das Ostfeld der Deponie in der Stilllegungsphase, soll aber mit Fertigstellung einer vollständigen Oberflächenabdichtung voraussichtlich 2019 in die Nachsorgephase überführt werden. Da die Durchführung von Stabilisierungsmaßnahmen in der Nachsorge im Gegensatz zur Stilllegung im rechtlichen Kontext nicht explizit geregelt ist, wurde im Rahmen dieser Arbeit eine gesonderte Betrachtung vorgenommen, inwiefern die Infiltrationsmaßnahmen in Zukunft weiter geführt werden können und sollen.

Dabei hat sich herausgestellt, dass es aus heutiger Sicht keinen Anhaltspunkt dafür gibt, dass die erläuterten Grundvoraussetzungen in der Nachsorgephase nicht mehr erfüllt sein könnten. Im Gegenteil wird durch die vollständige Oberflächenabdichtung sogar noch ein zusätzlicher Schutz vor austretenden Emissionen, insbesondere auf dem Gasweg, geschaffen. Wie Untersuchungen des Abfallinventars und die prognostizierte Gasentwicklung zeigen, ist auch in Zukunft noch ein abbaubares Potential vorhanden. Da durch das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung der Zutritt von Niederschlagswasser verhindert wird, würde der Abbau allerdings zum Erliegen kommen, wobei das abbaubare Potential jedoch weiter bestünde. Um zu verhindern, dass die damit verbundenen Probleme an zukünftige Generationen weitergegeben werden, ist für den Standort die Weiterführung der Infiltrationsmaßnahmen auch nach der Oberflächenabdichtung und damit in der Nachsorge zu empfehlen. Da ohne den Zutritt



von Niederschlag einzig die gezielte Infiltration zur Erhaltung des Wassergehaltes beiträgt, wird die positive Wirkung auf den biochemischen Abbau erst in der Nachsorge besonders deutlich werden. Systeme zur sicheren Fassung und Behandlung von resultierendem Sickerwasser und Deponiegas bleiben auch während der Nachsorge bestehen. Bedenken, dass das Infiltrationssystem die Dichtungsfunktion der Oberflächenabdichtung stören könnte, bestehen nicht, da eine bautechnische Lösung gefunden wurde, um die Dichtheit auch bei Intergration der Infiltrationsschächte in die Kunststoffdichtungsbahn zu gewährleisten. Auch eine Beeinträchtigung der Abdichtung durch ungleichmäßige Setzungen ist nicht zu erwarten, da zu diesem Zweck bis zum Ausklang der Hauptsetzungen gewartet wurde, bis die Abdichtung aufgebracht wird.

Um dauerhaft sicherzustellen, dass von der Infiltration keine schädlichen Beeinträchtigungen für Mensch und Umwelt ausgehen, ist das entsprechende Monitoring im Rahmen der Deponieeigenkontrolle weiterzuführen. Dazu gehören insbesondere Messungen den Wasser- und Gashaushalt betreffend. Es ist außerdem darauf zu achten, dass die Rückführung von Sickerwasser weiterhin gezielt und kontrolliert abläuft. Wird ein deutlicher Rückgang der Sickerwassermengen festgestellt, kann ggf. auf eine Sickerwasseraufbereitung verzichtet werden, wenn das Rohsickerwasser in vollem Umfang infiltriert werden kann und die weitgehend gleichmäßige Verteilung des Infiltrates erhalten bleibt. Dazu könnte es sich anbieten, vor Aufbringen der Oberflächenabdichtung ein System aus Messelektroden zu installieren, die mithilfe von geoelektrischen Messungen ermöglichen, auch zukünftig die Wasserverteilung im Deponiekörper nachzuvollziehen.

Sollte sich aus den Ergebnissen des Monitorings ein Anhaltspunkt für eine mögliche Beeinträchtigung der Umwelt ergeben, wäre die Infiltration unverzüglich zu pausieren bzw. vollständig einzustellen. Ebenso einzustellen sind die Maßnahmen dann, wenn durch sie, auch bei Anpassung des Infiltrationsvolumens, keine biochemische Umsetzung des Deponieinventars mehr erreicht werden kann. Das bestehende Infiltrationssystem könnte dann zu einem Belüftungssystem umgerüstet werden, welches die In-situ-Stabilisierung auf aerobem Weg fördert.

Die beschleunigte Stabilisierung von Deponieinventar ist im Allgemeinen eine Option, um das Emissionspotential von Siedlungsabfalldponien dauerhaft zu reduzieren. Dennoch gelten die

erläuterten Ergebnisse ausschließlich für das Ostfeld der Deponie Untitz. Sie können nicht auf den darunter liegenden Altmüllkörper oder das zukünftige Westfeld der Deponie übertragen werden, da sich dort die Randbedingungen wie z.B. die Basisabdichtungssituation oder das geplante Abfallinventar signifikant unterscheiden. Die Beurteilung, ob die gezielte Zuführung von Wasser als Stabilisierungsmethode geeignet ist, muss daher für jede Deponie individuell erfolgen. Dabei können die herausgearbeiteten Voraussetzungen als Grundlage für eine standortspezifische Untersuchung dienen. Da aus technischer Sicht nichts grundlegend gegen eine Durchführung von Stabilisierungsmaßnahmen auch in der Nachsorgephase spricht, wäre an dieser Stelle eine eindeutigere Regelung auf rechtlicher Ebene wünschenswert. Dies würde entsprechende Hürden für zuständige Behörden und Deponiebetreiber minimieren.

# Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldponien.
- [2] Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz), 1993.
- [3] Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV). 2001.
- [4] Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV). 2002.
- [5] Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV), 2009.
- [6] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG), 2012.
- [7] B. Bilitewski and G. Härdtle. *Abfallwirtschaft: Handbuch für Praxis und Lehre*. Springer Vieweg, 4 edition, 2013.
- [8] W. Bräcker. Betreiberseitige Kontrollen der Sickerwassererfassung in Deponien. *AbfallwirtschaftsFakten* 22.1, 2017.
- [9] G. Burkhardt and T. Egloffstein. *Deponieentwässerungssysteme*. Expert Verlag, 1995.
- [10] N. Caballero-Arzápalo. Untersuchungen zum anaeroben Abbauprozess ausgewählter Abfallsubstrate mit Hilfe spezieller Mikroorganismen und Enzyme.
- [11] Mayer dienstleistung & gebäudemanagement. Über Umkehrosmose. <http://www.deutschestrinkwasser.de/uber-umkehrosmose/>. abgerufen 14.10.2018.
- [12] K.-T. Drees. *Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien*. Ges. zur Förderung d. Siedlungswasserwirtschaft, 2000.

- 
- [13] J. Fluck, W. Frenz, K. Fischer, and G. Franßen. Kommentar Kreislaufwirtschaftsrecht, Abfallrecht und Bodenschutzrecht mit EU-Abfallrecht. rehm Verlag, 2002.
- [14] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Der Deponiegashaushalt in Alt-ablagerungen - Leitfaden Deponiegas. 1992.
- [15] K. Fritzsche. *Varianteuntersuchung Deponiesickerwasserentsorgung mit dem Ziel der Optimierung der Betriebskosten*. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, 2008.
- [16] G F L Dr. Lux Geophysikalische Fachberatung GbR. Bericht zu geophysikalischen Mes-sungen zur Kontrolle der Zwischenabdichtung im Ostfeld der Deponie Untitz, 2015.
- [17] G F L Dr. Lux Geophysikalische Fachberatung GbR. Bericht zu geophysikalischen Mes-sungen zur Kontrolle der Versickerung Deponie Untitz Ostfeld, 2018.
- [18] N. Genrich. Bericht zur fachtechnischen Betreuung der Neuinstallation der Grundwas-sermessstellen P 1/10, P 3/10, P 4/10 und P5/10 zur Optimierung des Grundwas-serüberwachungssystems der HMD Untitz, 2010.
- [19] Abfallwirtschaftsverband Gera. Ergebnisse der Hausmüll-Analysen in der Stadt Gera, 1993.
- [20] BIT Tiefbauplanung GmbH. Detail Sickerwasserinfiltration, 2010.
- [21] BIT Tiefbauplanung GmbH. Geotechnischer Bericht zur Standsicherheit von Böschungen (Standsicherheitseinschätzung), 2012.
- [22] BIT Tiefbauplanung GmbH. Oberflächenabdichtung Deponie Untitz - Ost, Regelquer-schnitte Flach- und Steilbereich, 2014.
- [23] BIT Tiefbauplanung GmbH. Betrachtungen zur Dichtheit der Zwischenabdichtung des Ostfeldes der Deponie Untitz des AWV Ostthüringen, 2015.
- [24] BIT Tiefbauplanung GmbH. Oberflächenabdichtung Deponie Untitz-Ost, Detail Ausführung Infiltrationsschacht mit Durchdringung der Dichtungsbahn, Plan-Nr. 20, 2015.
- [25] ERGO Umweltdienst GmbH. Bericht über die Durchführung von Ober-flächenemissionsmessungen Deponie Gera-Untitz, 2014.

- 
- [26] PALL ROCHEM Wassertechnik GmbH. Reinigung von Deponie-Sickerwasser, 1997.
- [27] SHC Sabrowski-Hetrich-Consult GmbH. Organikfrachten und -anteile im Hausmüll lt. Hausmüllanalysen vor Inkrafttreten des Ablagerungsverbot 06/2005, 2018.
- [28] U. Henken-Mellies. Zielgerichtete Strategie zur Entlassung aus der Nachsorge nach 30 Jahren – Abdichtung, Sickerwasser, Deponiegas. 2007. 3. Leipziger Deponiefachtagung.
- [29] K.-U. Heyer. *Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge*. Hamburger Berichte Abfallwirtschaft. Verl. Abfall aktuell, Stuttgart, 2003.
- [30] K Hupe. Gezielte Befeuchtung/Bewässerung von Altdeponien zur Beschleunigung der biologischen Umsetzungsprozesse.
- [31] Verein Deutscher Ingenieure. VDI 3860 Blatt 3 Messen von Deponiegas - Messen von Methan an der Deponieoberfläche mittels Saugglockenverfahren, 2017.
- [32] HTP IngenieurgesellschaftPartG. Sortieranalysen und Prognoserechnungen als Grundlagenermittlung für eine Entscheidung zur Einführung von GelbeTonneplus, 2008.
- [33] Van Essen Instruments. Product Manual Diver-NETZ. 2015.
- [34] Zimmermann Entsorgung GmbH & Co. KG. Angebot zur Konzentratentsorgung, 2015.
- [35] Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen Landesamt für Natur. Abfallanalytendatenbank ABANDA. <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/abfall/abfallbewertung/abfallanalytendatenbank-abanda/>. abgerufen am 11.05.2018.
- [36] Thüringer Landesverwaltungsamt. Festlegung von Auslöseschwellen (Grundwasserüberwachungswerte) für die Deponie Untitz (Landkreis Greiz), 2007.
- [37] S. Ludwig. Zusammensetzung und Eigenschaften des umgelagerten Altmüllkörpers der Deponie Muertendall unter Berücksichtigung des Wasserhaushaltes der darüberliegenden Oberflächenabdeckung, 2015.
- [38] Bezirksregierung Münster. Abfallbehandlung und -entsorgung - Zeitphasen einer Deponie. [https://www.bezreg-muenster.de/de/umwelt\\_und\\_natur/abfall/abfallbehandlung\\_und\\_-entsorgung/index.html](https://www.bezreg-muenster.de/de/umwelt_und_natur/abfall/abfallbehandlung_und_-entsorgung/index.html). abgerufen am 13.10.2018.

- 
- [39] U Nienhaus. Sickerwasserqualität von Altdeponien – Behandlung ohne Ende? *Abwassertechnik*, (Heft 2), 1997.
- [40] Abfallwirtschaftszweckverband Ostthüringen. Zwischenbericht Eigenkontrollmaßnahmen Deponie Untitz Überschreitung Auslöseschwelle Grundwasser, 2015.
- [41] Abfallwirtschaftszweckverband Ostthüringen. Jahresbericht 2017 zur Eigenkontrolle der Deponie Untitz, 2018.
- [42] H.-G. Ramke. Modellierung des Wasserhaushalts und der Emissionen von Deponien, 2004.
- [43] H.-G. Ramke. E 2-14 Basis-Entwässerung von Deponien, 2011.
- [44] E. Schachermayer and C. Lampert. *Aufkommen und Behandlung von Deponiesickerwasser: Bestandsaufnahme an ausgewählten österreichischen Deponien*. Report / Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien, 2010.
- [45] Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH. Setzungsberechnungen für die geplante Zwischenabdichtung der Hausmülldeponie Untitz, 1996.
- [46] P. Weiland. Biologie der Biogaserzeugung, 2003. ZNR Biogastagung Bad Sassendorf-Ostinghausen.

## Anhang



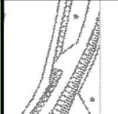

	K	I	H	G	F	E	D	C	B
1									
2	900	1.600	2.300	1.900	3.500	5.300	4.000	2.600	1.300
3	3.400	8.500	7.000	11.200	8.300	8.800	5.100	9.300	2.900
4	4.400	6.700	11.500	13.600	14.200	13.700	15.900	7.700	
5	4.500	6.700	6.000	12.600	9.200	7.700	5.300	4.900	
6	500	500	800	500	500	2.400	500	1.400	

Abbildung 6.1: Organikhaltiges Material nach Einbauabschnitten [Mg]


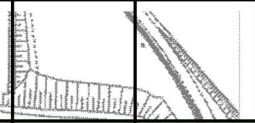
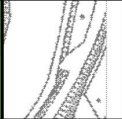
	K	I	H	G	F	E	D	C	B
1									
2	34	31	36	44	38	38	36	42	39
3	31	26	29	31	30	34	34	34	35
4	31	32	29	29	28	28	33	35	
5	31	27	16	28	21	22	29	32	
6	37	32	27	33	37	33	31	34	

Abbildung 6.2: Organikhaltiges Material nach Einbauabschnitten [%]



	K	I	H	G	F	E	D	C	B
1									
2									
3									
4	8,0	8,5	11,3	9,6	10,7	14,0	17,5		
5	6,4	6,3	9,6	6,7	11,8	13,9	11,7		
6	5,0	7,8	14,2	13,3	15,8	11,0	3,7		
7	5,3	5,6	12,1	16,3	12,5	10,5	7,1		
8		9,9	12,2	15,1	7,3	8,9			
9		11,8	15,4	24,5	14,9				
10		12,5	13,2	16,9	12,9				

**Abbildung 6.3:** Interpolierte Mächtigkeit organikhaltiger Schichten im Altkörper[m]

	K	I	H	G	F	E	D	C	B
1									
2									
3									
4	44	48	65	56	68	80	91		
5	38	35	53	38	65	79	81		
6	34	48	74	64	75	77	57		
7	39	44	66	68	74	93	80		
8		71	73	79	65	79			
9		96	91	100	87				
10		93	91	93	84				

Abbildung 6.4: Interpolierte Anteil organikhaltigem Materials im Altkörper [%]



**Abbildung 6.5:** Aufbringung der Zwischenabdichtung auf dem Ostfeld (1997)



**Abbildung 6.6:** Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005)





**Abbildung 6.7:** Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005)



**Abbildung 6.8:** Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005)





**Abbildung 6.9:** Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005)



**Abbildung 6.10:** Einbau von Abfällen mittels Kompaktor (2004)





**Abbildung 6.11:** Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005)



**Abbildung 6.12:** Dokumentation abgelagerter Abfälle (2005)





**Abbildung 6.13:** Freigelegte Abfälle im Altkörper aus dem Jahr 1997 (2018)



**Abbildung 6.14:** Freigelegte Abfälle im Altkörper aus dem Jahr 1997 (2018)





**Abbildung 6.15:** Freigelegter Abfall auf dem Ostfeld (2011)



**Abbildung 6.16:** Freigelegter Abfall auf dem Ostfeld (2011)





Abbildung 6.17: Freigelegter Abfall auf dem Ostfeld (2012)

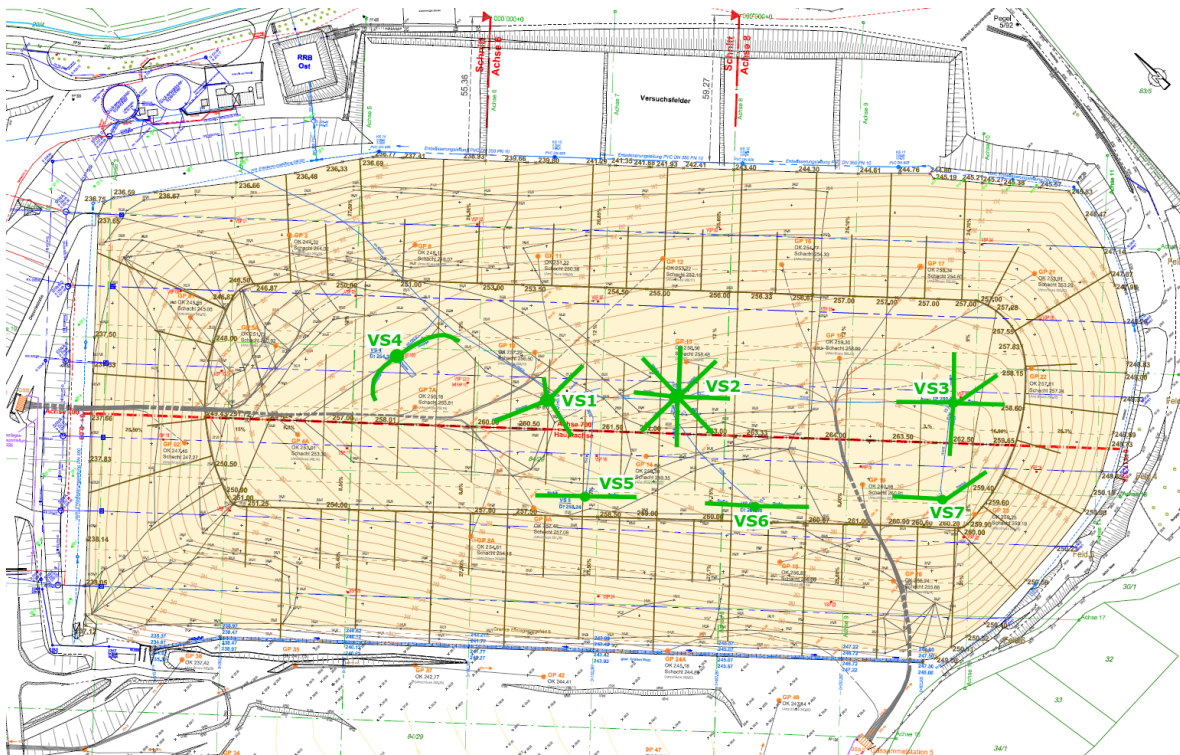


Abbildung 6.18: Lageplan Versickerungsschächte





**Abbildung 6.19:** Bau der Versickerungsschächte und Rigolen (2012)



**Abbildung 6.20:** Bau der Versickerungsschächte und Rigolen (2012)

Datum	Niederschlag [mm]	Infiltration [m³]	Entnahme der Sonden zur Datenauslesung
09.06.2018	0,6	0	
10.06.2018	13,6	0	
11.06.2018	0	0	
12.06.2018	0	0	
13.06.2018	0	0	
14.06.2018	0	0	
15.06.2018	0	0	
16.06.2018	0	0	
17.06.2018	1,2	0	
18.06.2018	0	0	
19.06.2018	0	0	
20.06.2018	0	0	
21.06.2018	0	0	
22.06.2018	1,6	0	
23.06.2018	5,2	0	
24.06.2018	0	0	
25.06.2018	0	0	
26.06.2018	0	0	
27.06.2018	0	0	
28.06.2018	0	0	
29.06.2018	0	0	
30.06.2018	0	0	
01.07.2018	0	0	
02.07.2018	0	0	
03.07.2018	0	0	
04.07.2018	0	0	
05.07.2018	0	0	x
06.07.2018	0	0	
07.07.2018	0	0	
08.07.2018	0	0	
09.07.2018	0	0	
10.07.2018	3,7	0	
11.07.2018	1,3	0	
12.07.2018	0	0	x
13.07.2018	0	0	
14.07.2018	0	0	
15.07.2018	0	0	
16.07.2018	0	19	
17.07.2018	0	18	x
18.07.2018	0	18	x
19.07.2018	0	20	x
20.07.2018	0	11	
21.07.2018	0	22	
22.07.2018	0,1	11	
23.07.2018	2,6	23	x
24.07.2018	0	10	
25.07.2018	0	27	x
26.07.2018	0	2	
27.07.2018	0	0	
28.07.2018	0	0	
29.07.2018	0	0	
30.07.2018	0	0	
31.07.2018	0	0	

Datum	Niederschlag [mm]	Infiltration [m³]	Entnahme der Sonden zur Datenauslesung
01.08.2018	0	8	
02.08.2018	0	0	
03.08.2018	0	0	
04.08.2018	0	0	
05.08.2018	0	0	
06.08.2018	0	0	
07.08.2018	0	12	
08.08.2018	0,4	10	
09.08.2018	1	0	
10.08.2018	0	0	
11.08.2018	0	0	
12.08.2018	0	0	
13.08.2018	0,4	0	x
14.08.2018	0	0	
15.08.2018	0	0	
16.08.2018	0	0	
17.08.2018	8,2	0	
18.08.2018	1,3	0	
19.08.2018	0	0	
20.08.2018	0	0	
21.08.2018	0	13	
22.08.2018	0	8	
23.08.2018	1,2	8	x
24.08.2018	3,8	0	
25.08.2018	0	0	
26.08.2018	0	0	
27.08.2018	0	0	
28.08.2018	0	0	
29.08.2018	0	0	
30.08.2018	9,7	0	
31.08.2018	0	0	

Abbildung 6.21: Randbedingungen im Versuchszeitraum





Abbildung 6.22: Lage der geoelektrischen Messprofile [17]

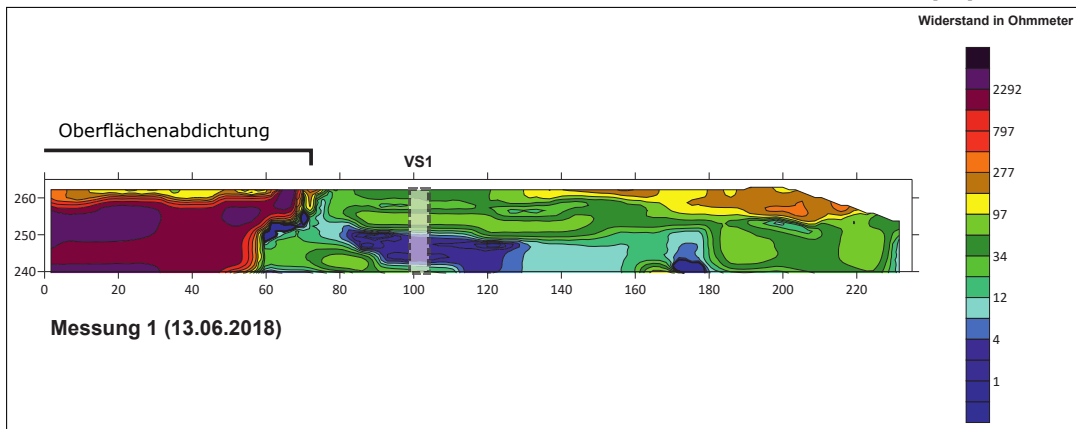


Abbildung 6.23: Ergebnisse der Widerstandsmessung Messprofil P2 [17]

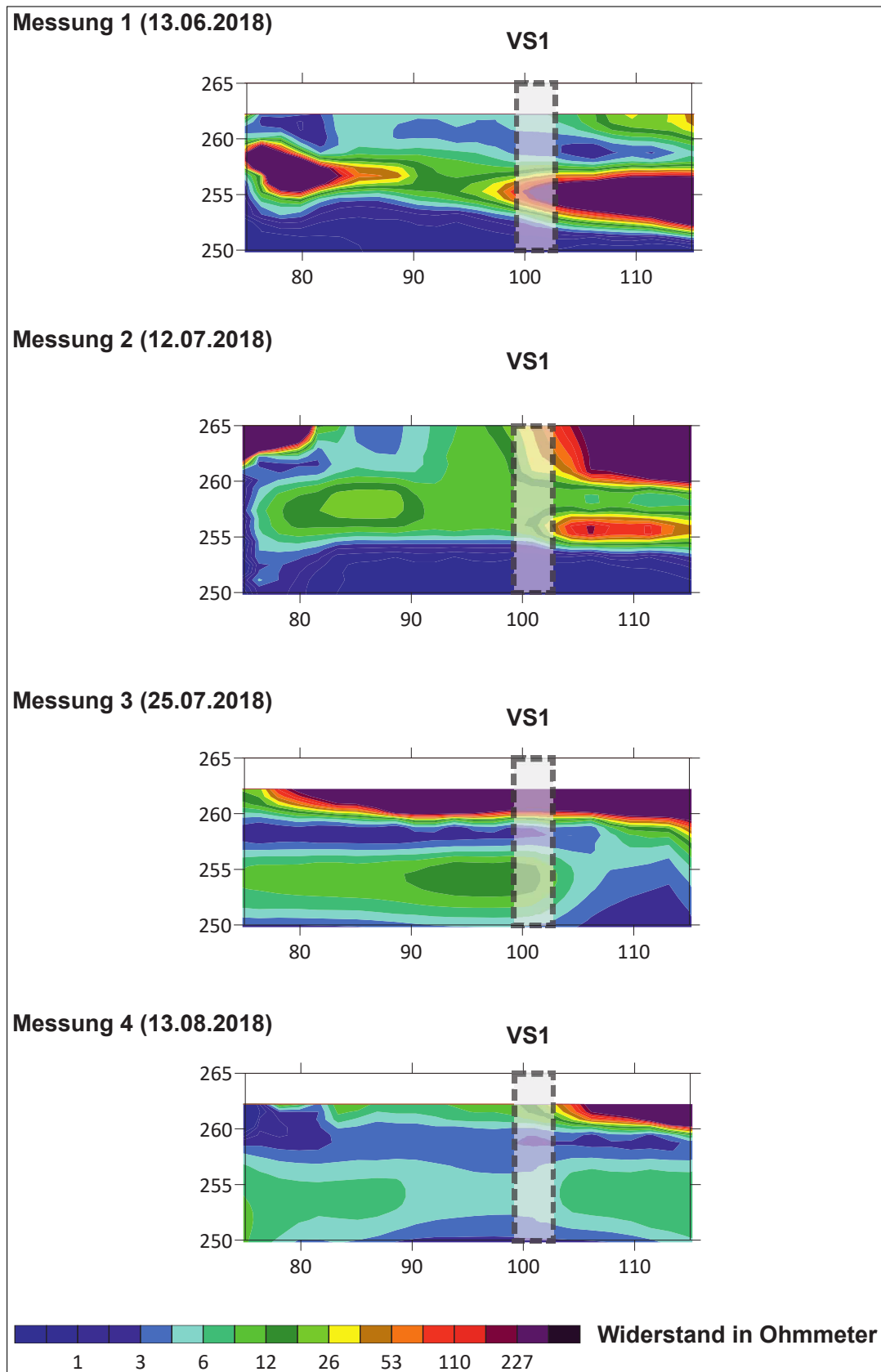


Abbildung 6.24: Ergebnisse der Widerstandsmessung Messprofil P2[17]

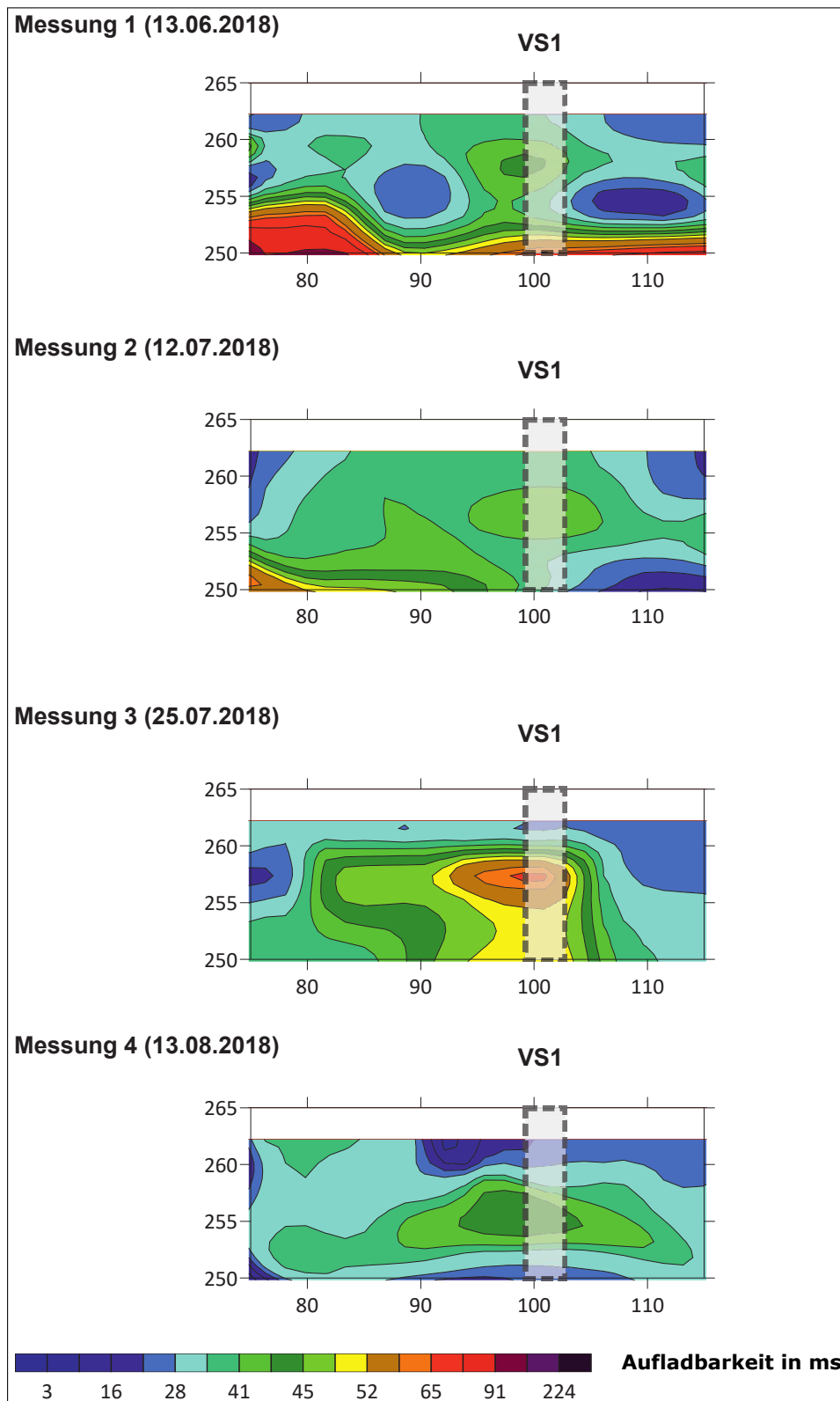


Abbildung 6.25: Ergebnisse der IP-Messung Messprofil P2[17]

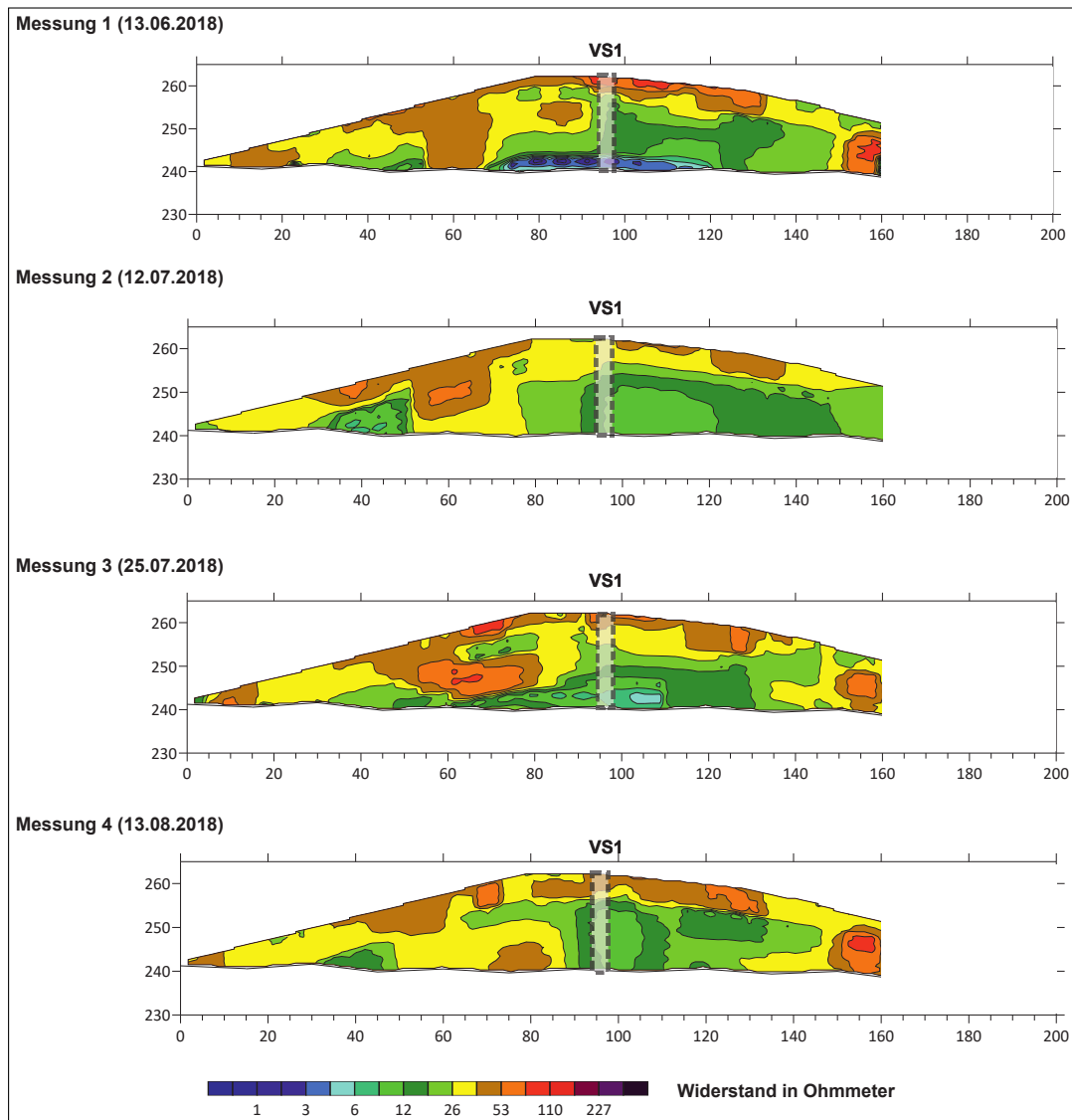


Abbildung 6.26: Ergebnisse der Widerstandsmessung Messprofil P1 [17]

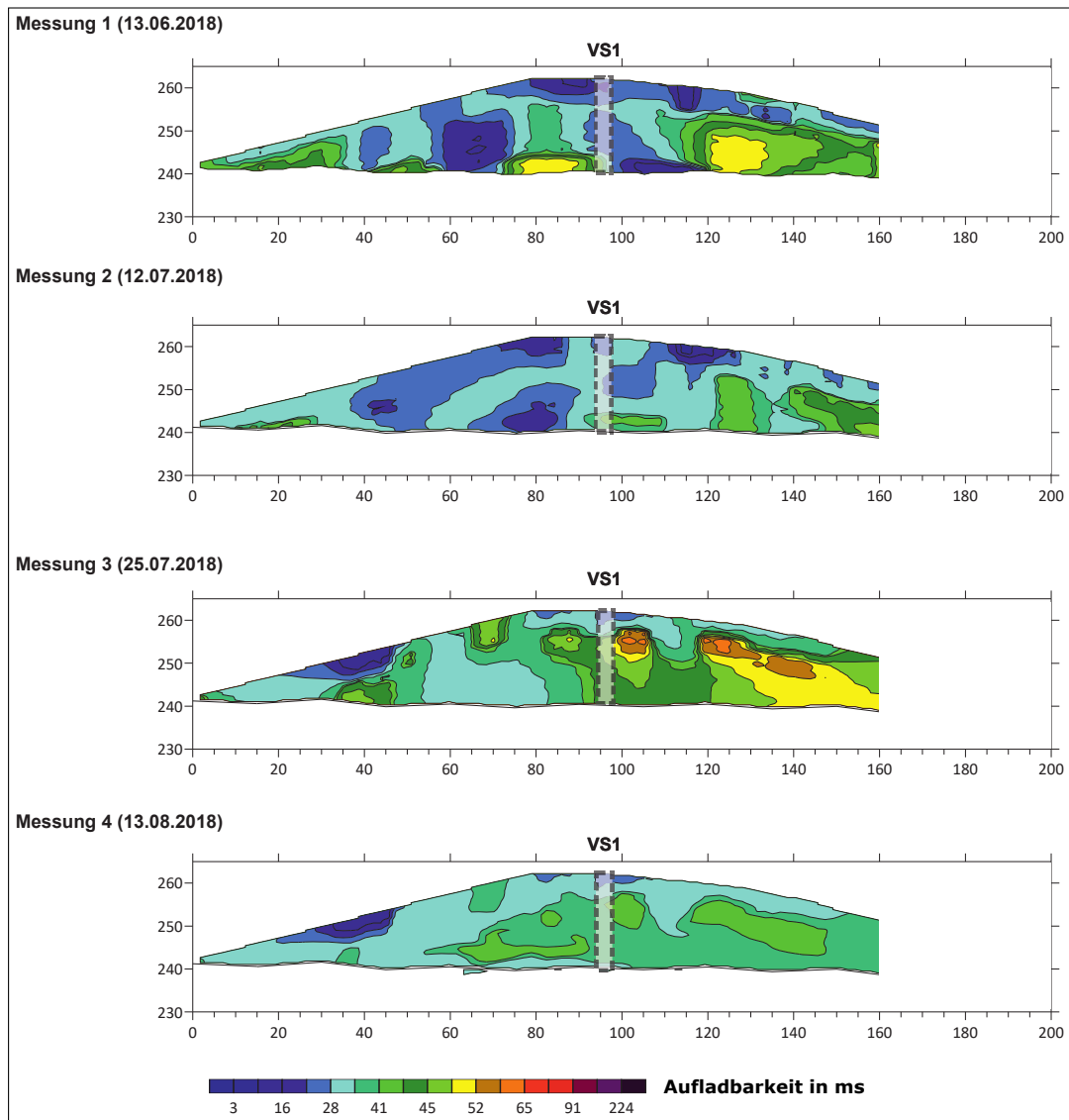


Abbildung 6.27: Ergebnisse der IP-Messung Messprofil P1[17]



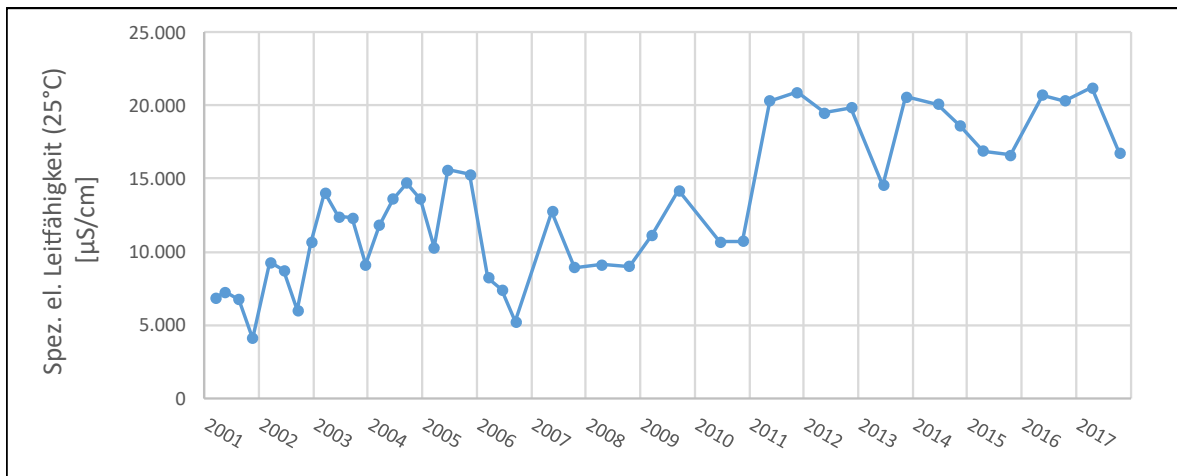


Abbildung 6.28: Entwicklung der spezifischen Leitfähigkeit des Rohsickerwassers

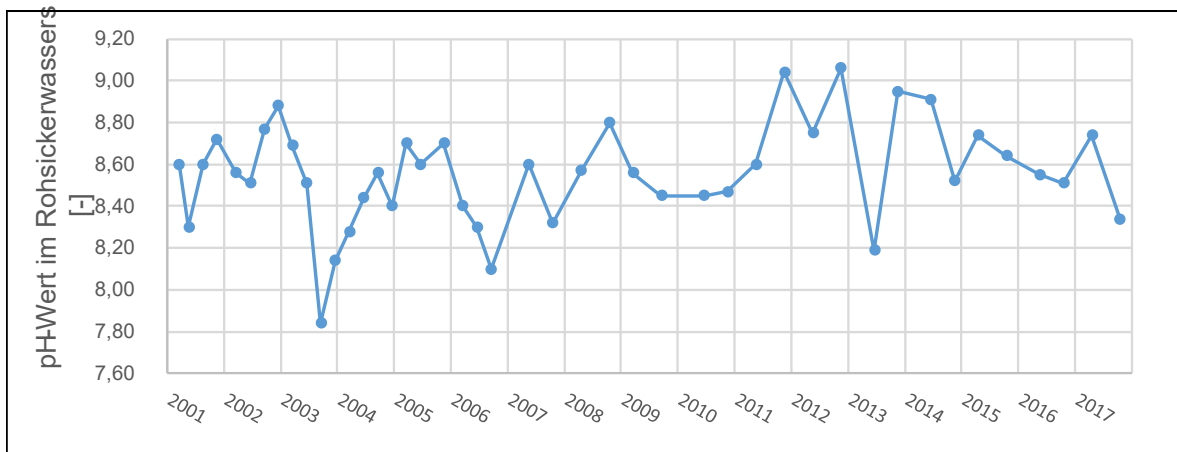


Abbildung 6.29: Entwicklung des pH-Wertes des Rohsickerwassers

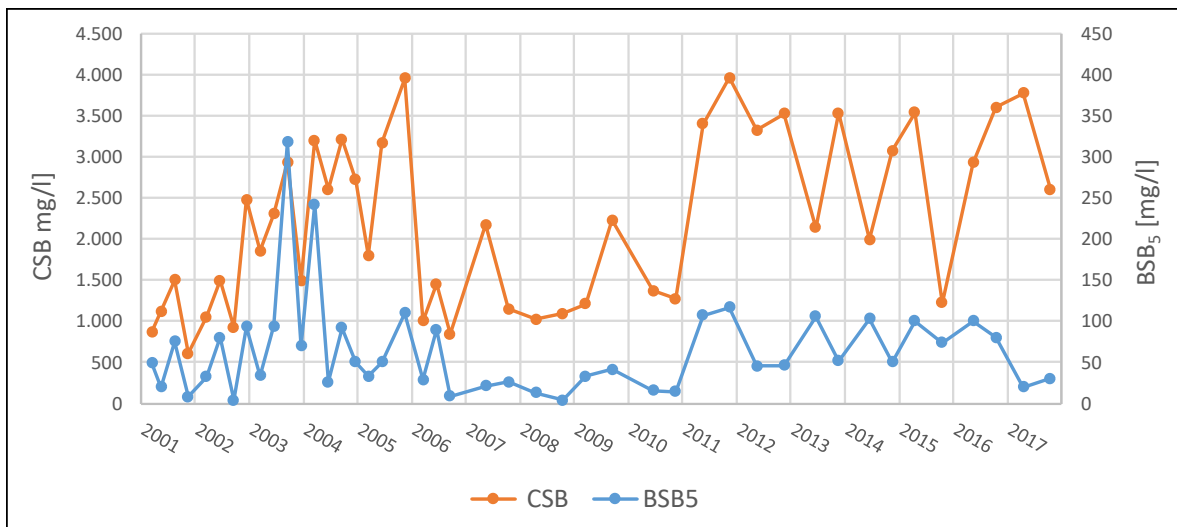
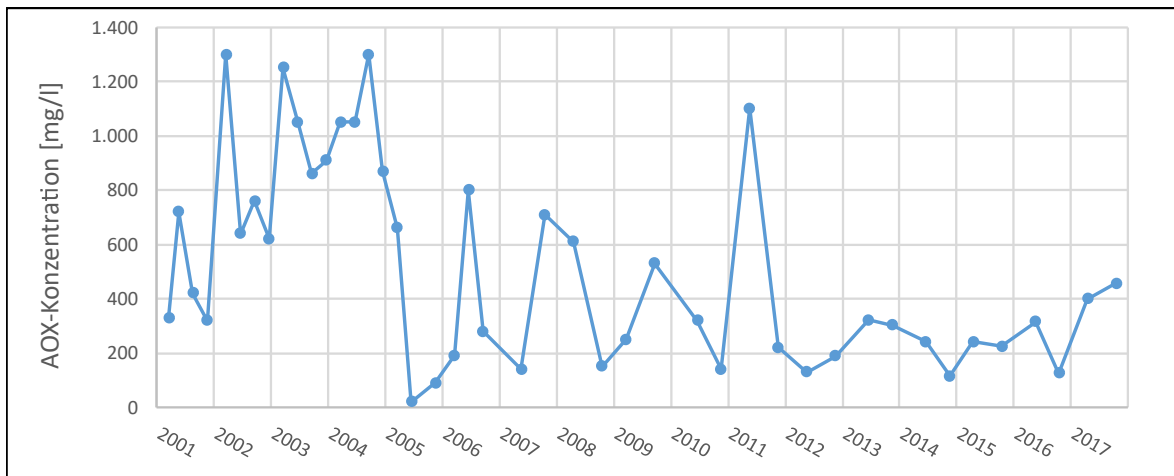
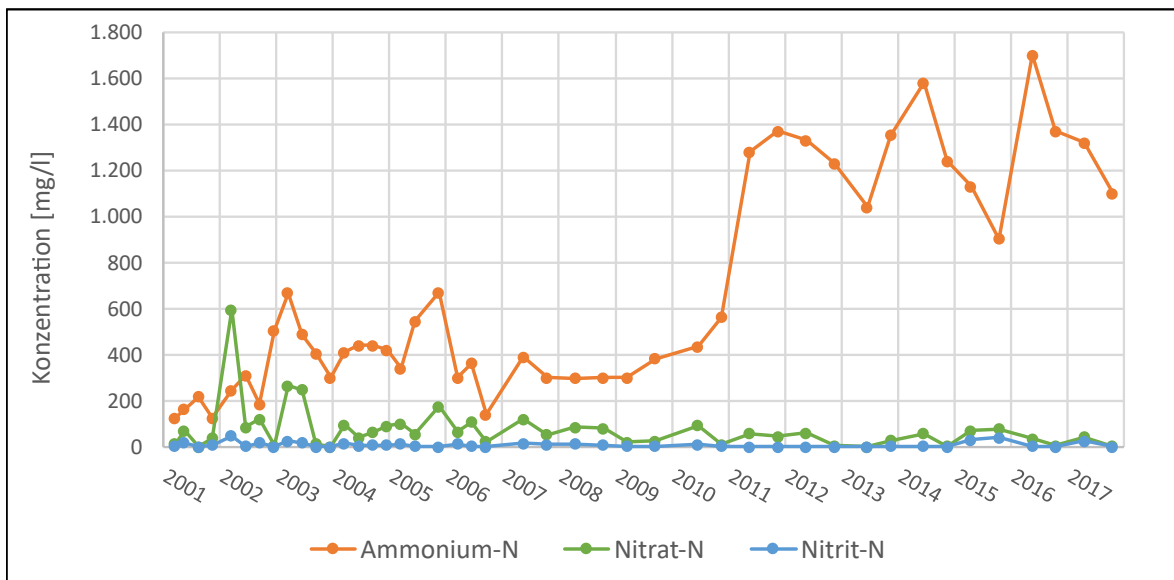


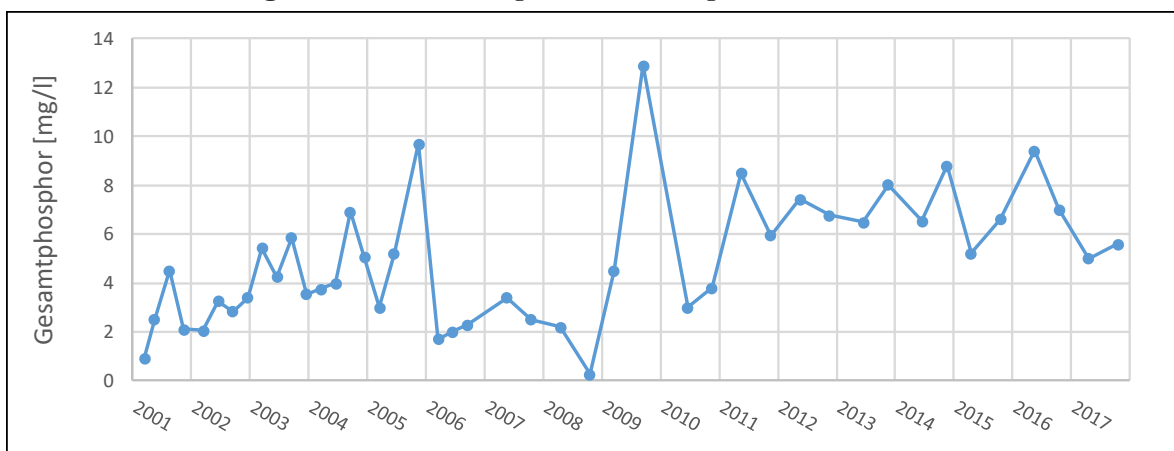
Abbildung 6.30: Entwicklung des CSB- und BSB-Gehaltes im Rohsickerwasser



**Abbildung 6.31:** Entwicklung der AOX-Konzentration im Rohsickerwasser



**Abbildung 6.32:** Entwicklung des Stickstoffgehaltes im Rohsickerwasser



**Abbildung 6.33:** Entwicklung der Phosphorkonzentration des Rohsickerwassers

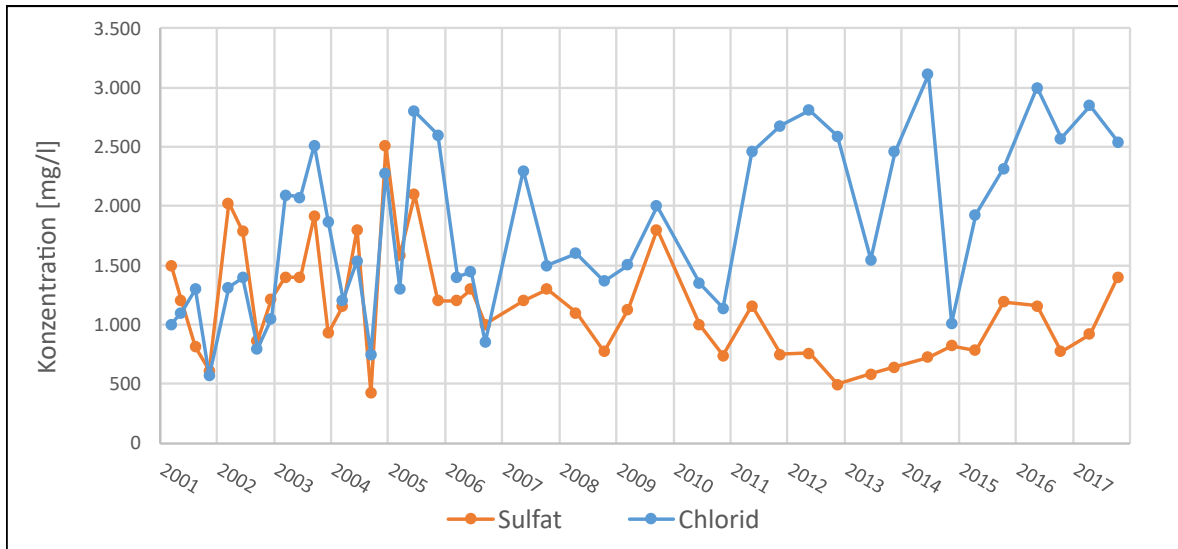


Abbildung 6.34: Entwicklung der Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Rohsickerwasser

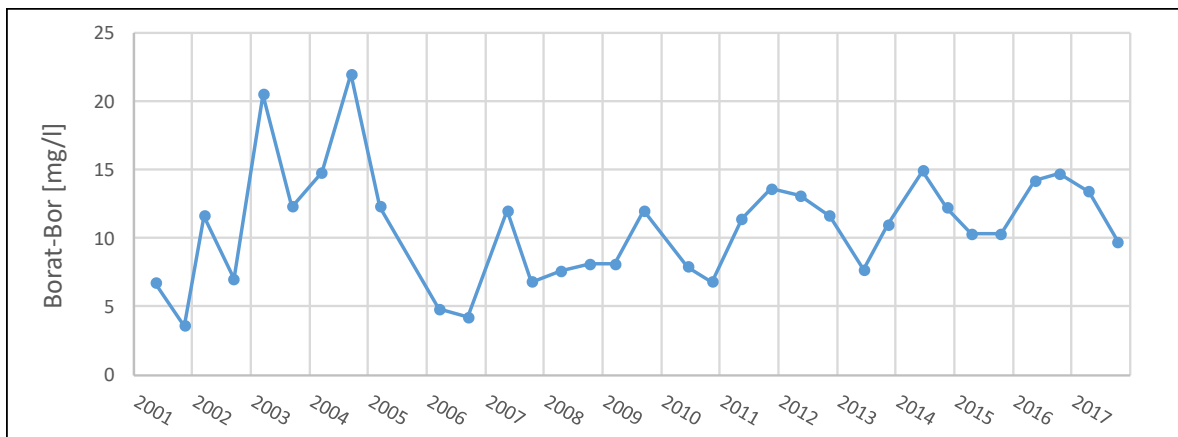
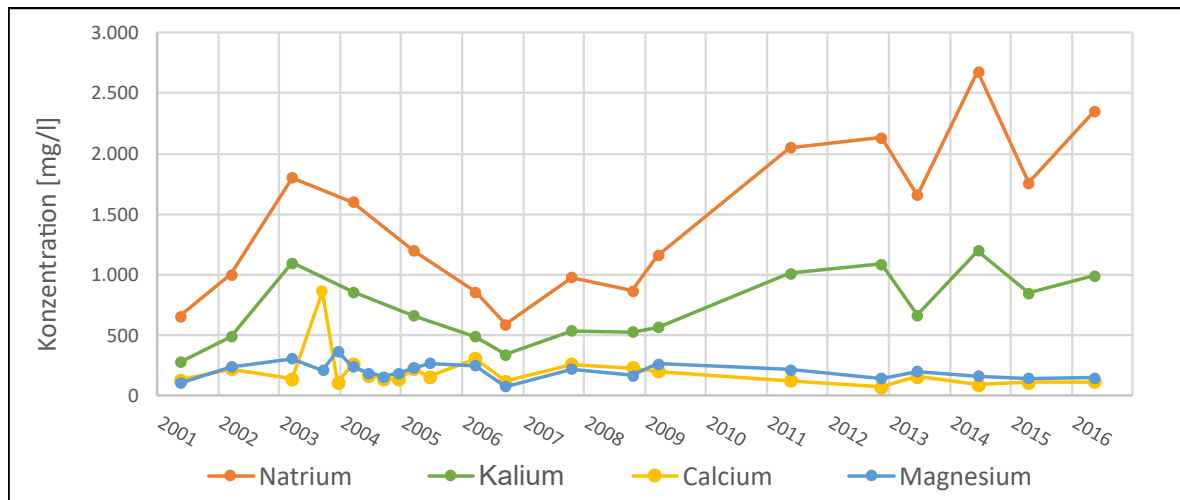
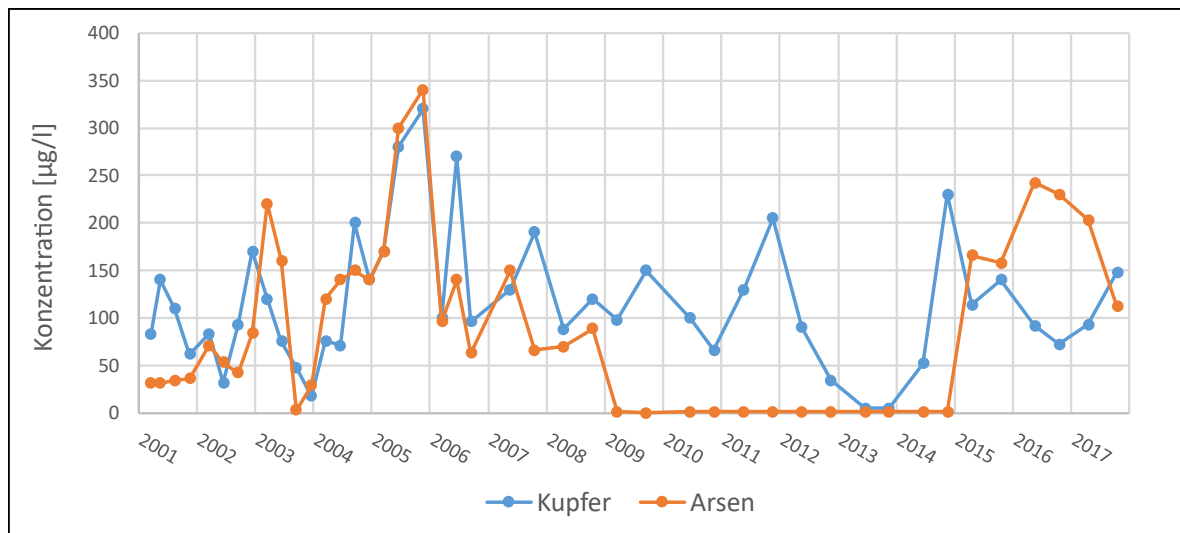


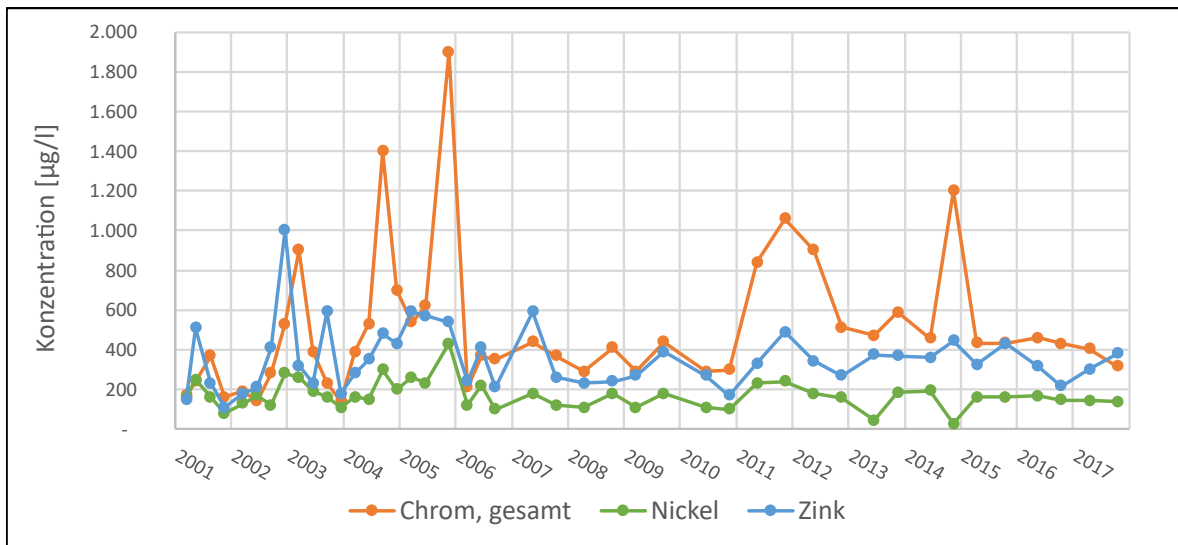
Abbildung 6.35: Entwicklung der Borat-Bor-Konzentration im Rohsickerwasser



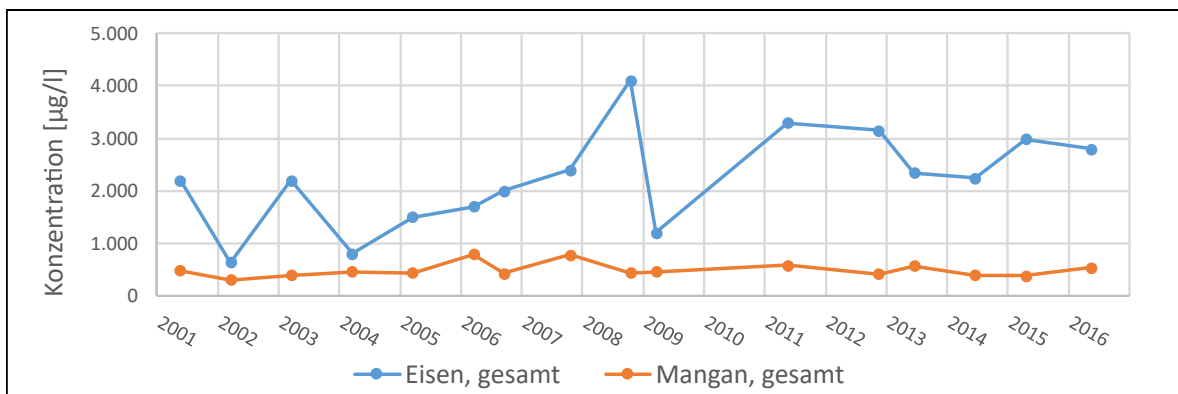
**Abbildung 6.36:** Entwicklung der Natrium-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen im Rohsickerwasser



**Abbildung 6.37:** Entwicklung der Kupfer- und Arsenkonzentrationen im Rohsickerwasser



**Abbildung 6.38:** Entwicklung der Chrom-, Nickel- und Zinkkonzentrationen im Rohsickerwasser



**Abbildung 6.39:** Entwicklung der Eisen- und Mangankonzentrationen im Rohsickerwasser



Abbildung 6.40: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

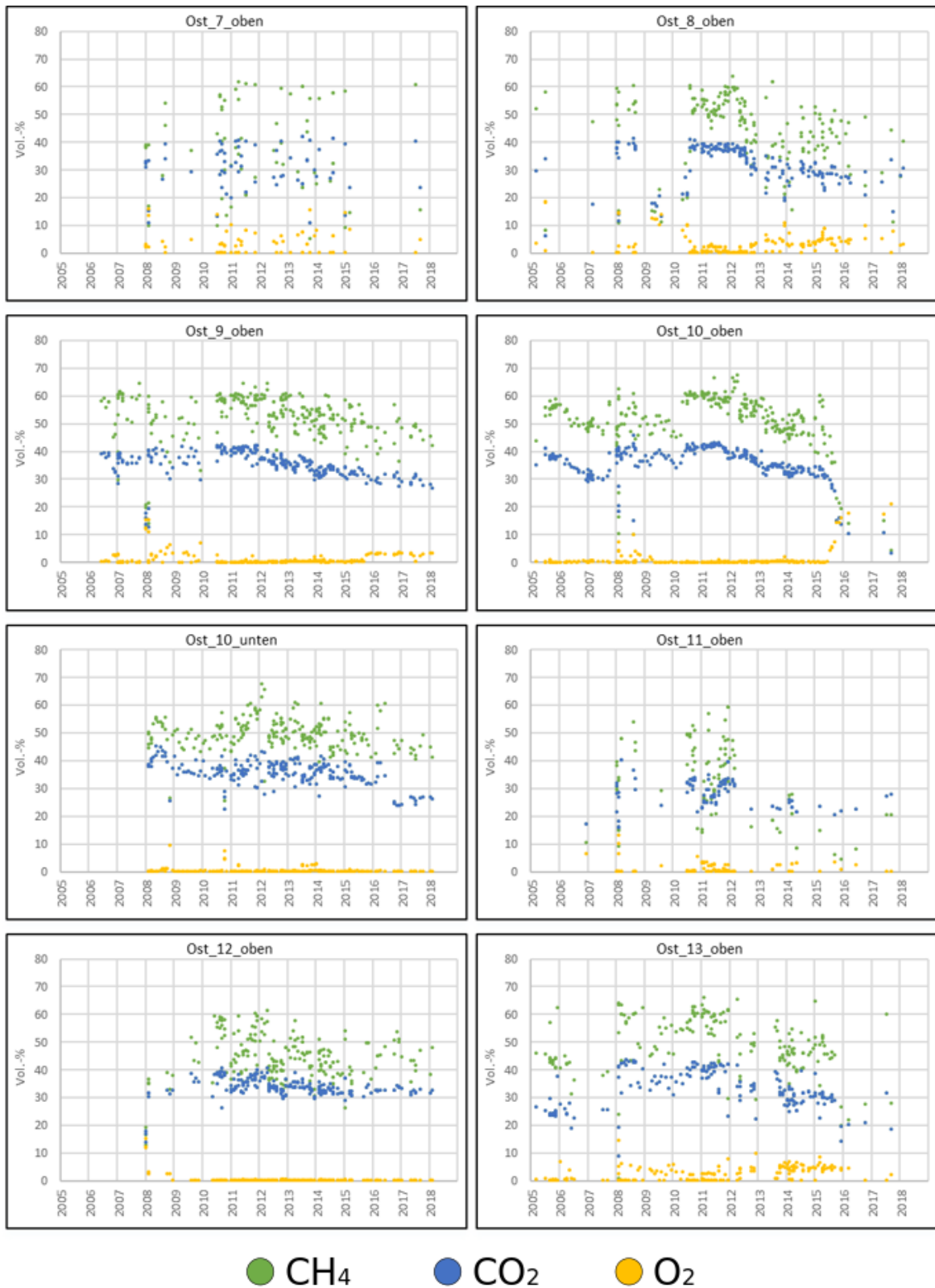


Abbildung 6.41: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

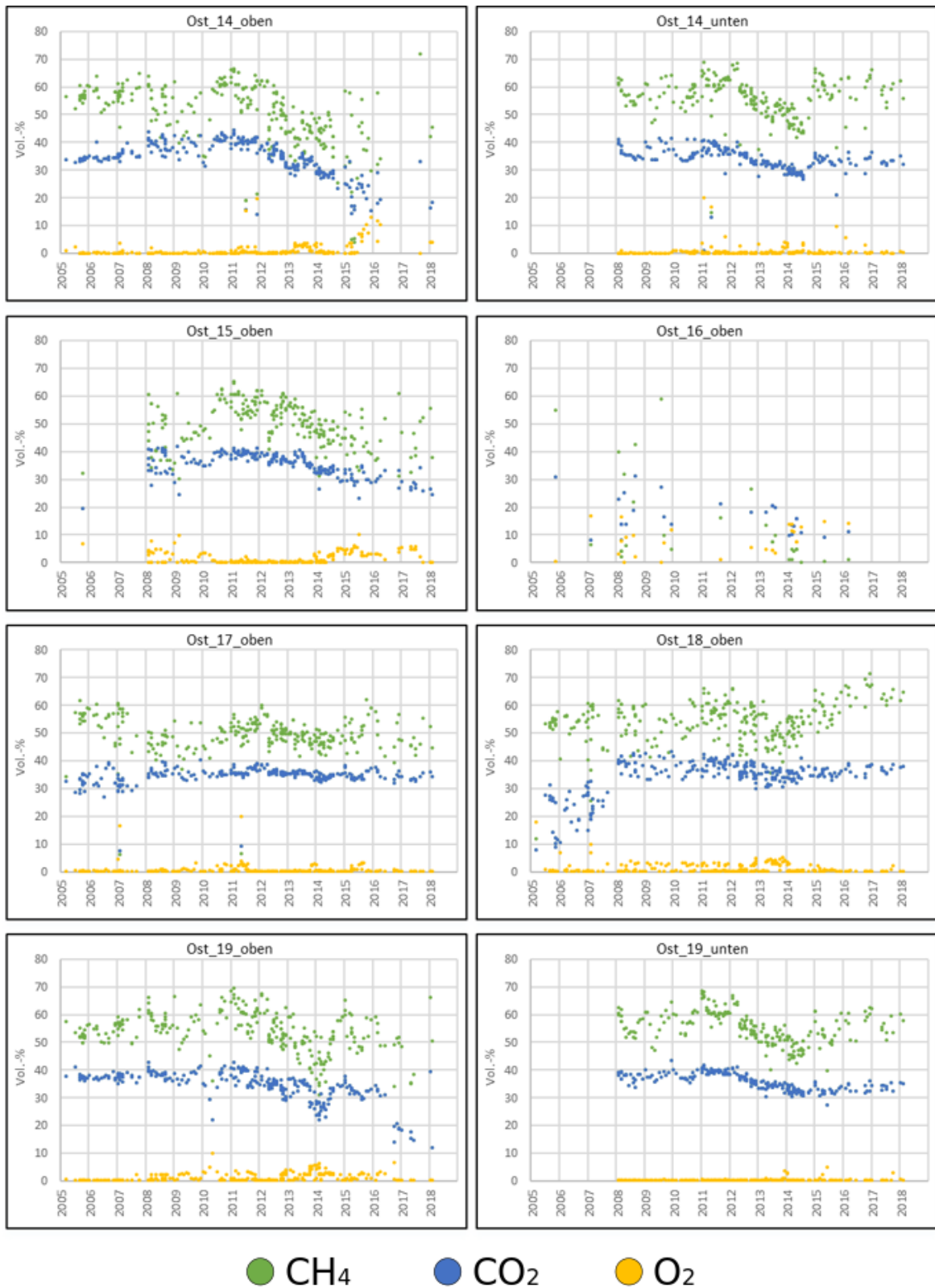


Abbildung 6.42: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen





Abbildung 6.43: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

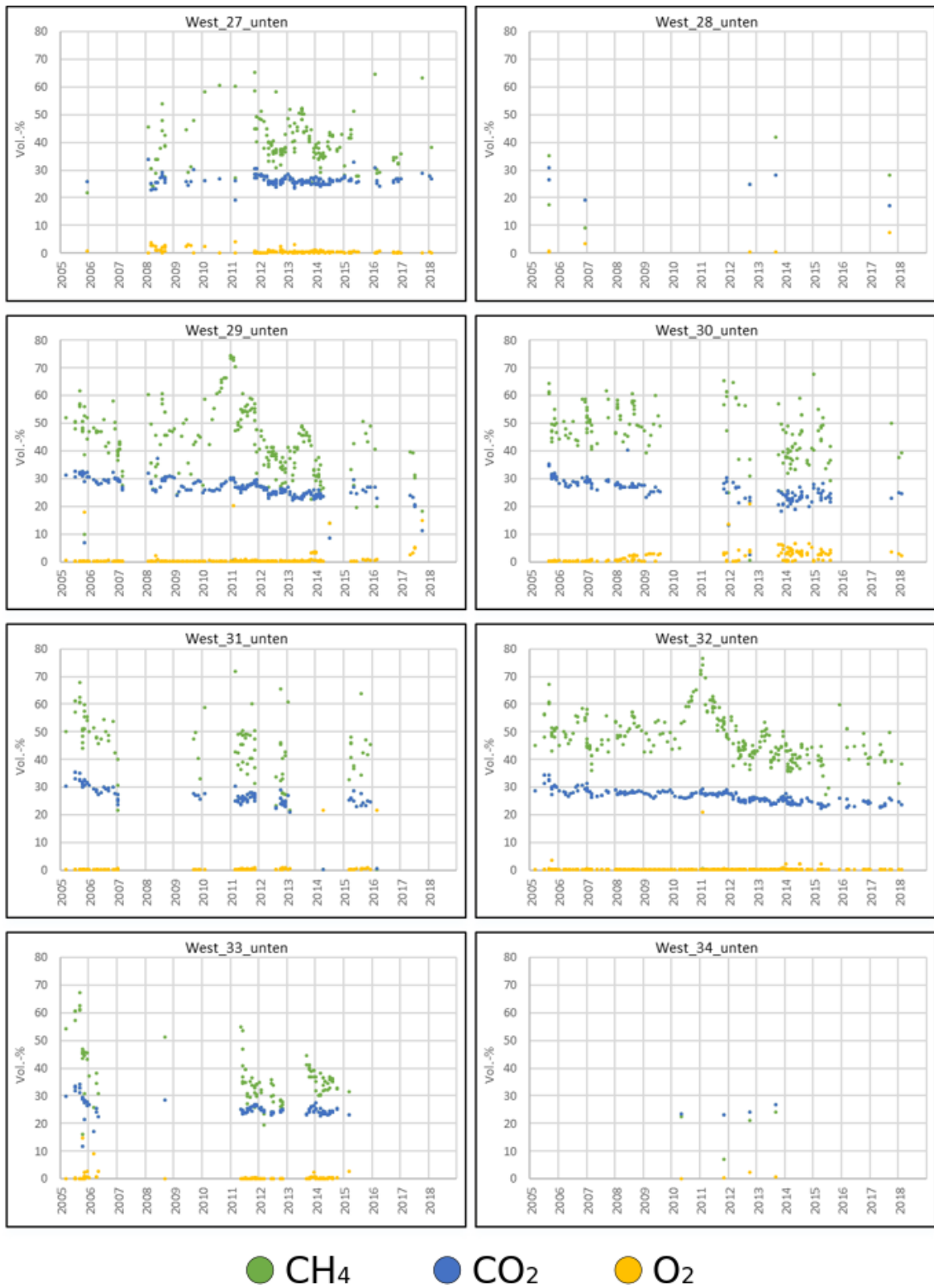


Abbildung 6.44: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

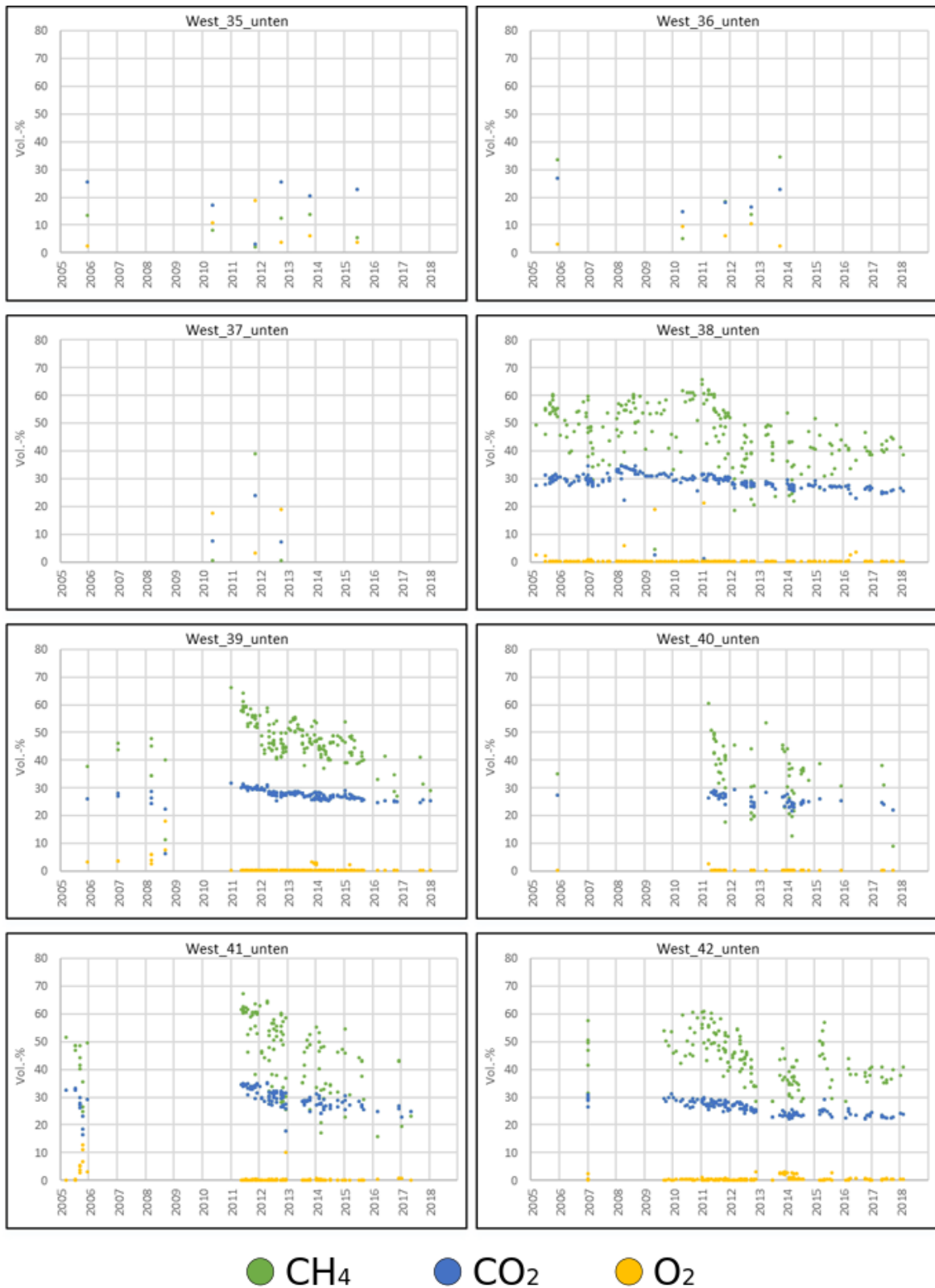


Abbildung 6.45: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

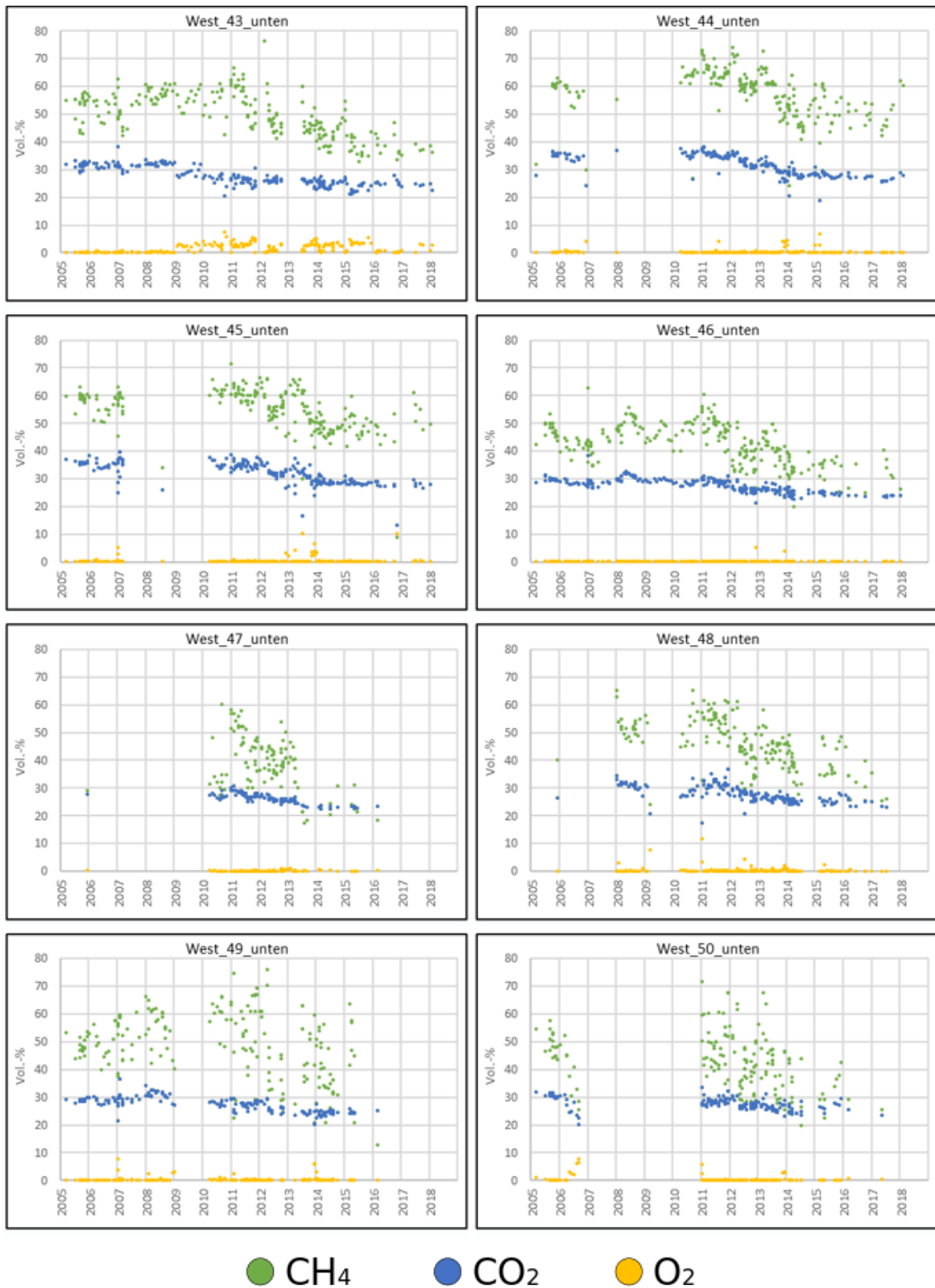


Abbildung 6.46: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

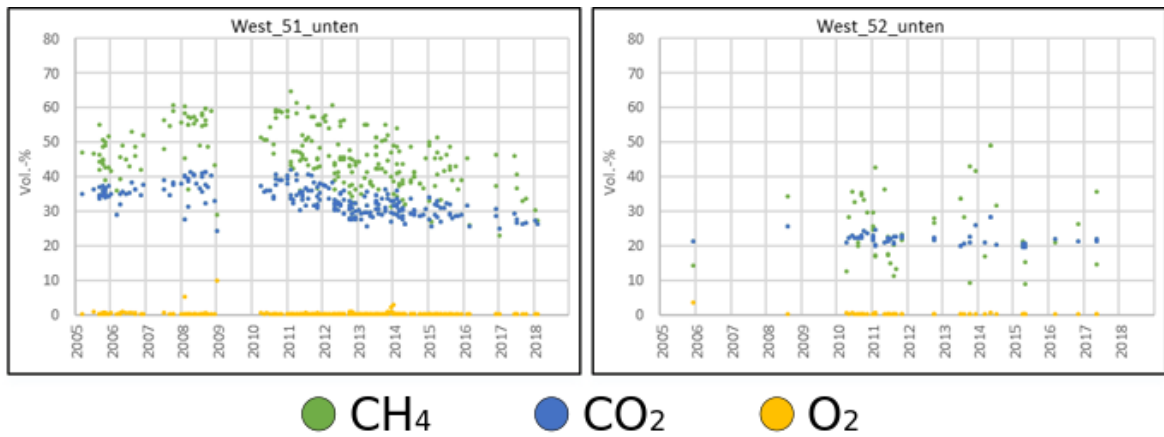


Abbildung 6.47: Entwicklung der Gasqualität an den einzelnen Gasbrunnen

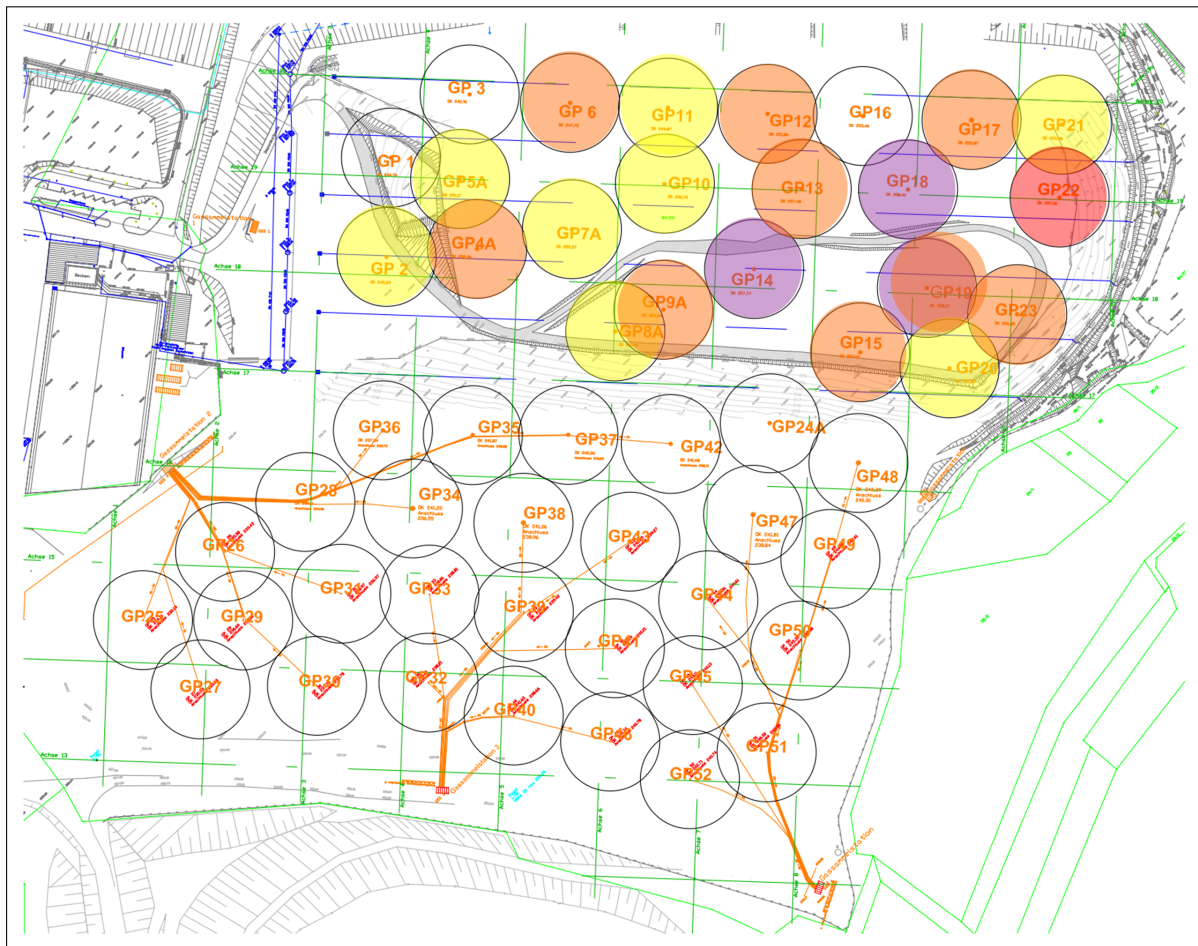


Abbildung 6.48: Plan der Gasbrunnen

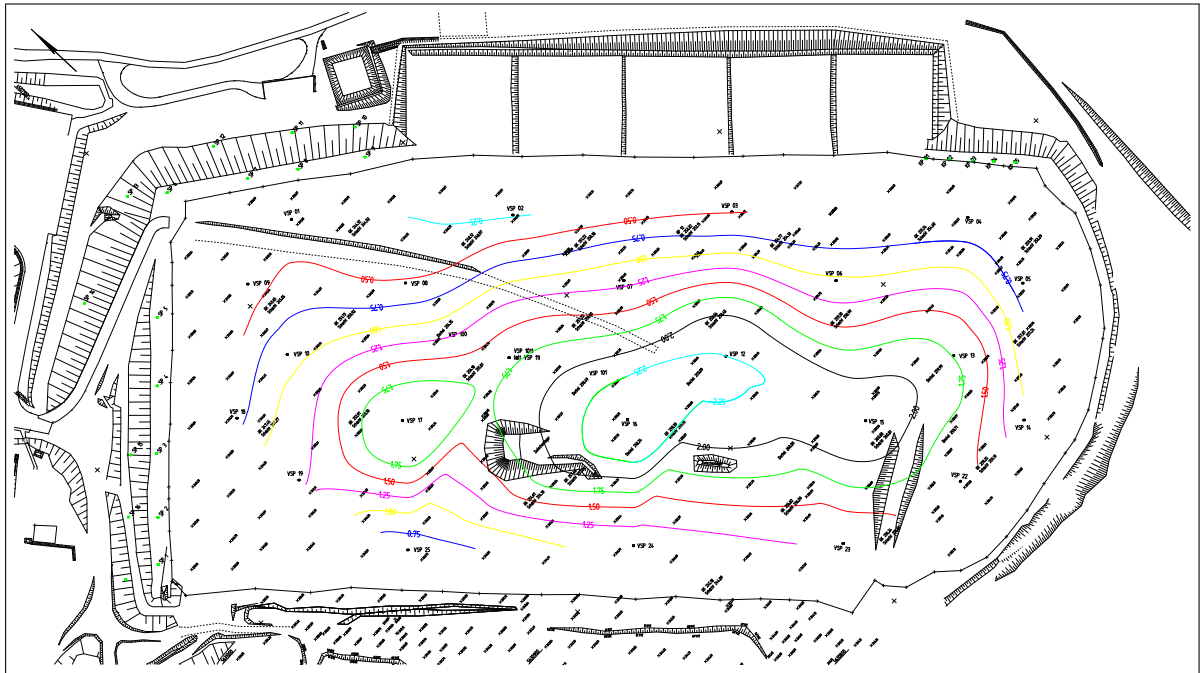


Abbildung 6.49: Setzungspegel und Setzungsisolinien auf dem Ostfeld (Stand 2015)

**Tabelle 6.1:** Spezifikation der Messsonden [33]

	<b>Temperatur</b>	<b>el. Leitfähigkeit</b>	<b>Druck</b>
<b>Messbereich</b>	-20 ... °C	0 ... 120 $\frac{mS}{cm}$	0 ... 10 mH <sub>2</sub> O
<b>Messgenauigkeit</b>	± 0,2 °C	± 1 % bzw. 10 $\frac{\mu S}{cm}$	± 2 cmH <sub>2</sub> O

**Tabelle 6.2:** Gemessene Temperaturen während der Kamerabefahrung in den einzelnen Haltungen[°C]

	<b>1</b>		<b>2</b>		<b>3</b>		<b>4</b>		<b>5</b>		<b>6</b>		<b>Mittel</b>	<b>Max</b>
	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max		
<b>Mrz 06</b>		37		51		67		50		50		49		<b>67</b>
<b>Okt 06</b>		45		56		70		52		62		59		<b>70</b>
<b>Sep 09</b>	39	49	39	51	40	49	42	50	39	48	43	52	<b>40</b>	<b>52</b>
<b>Feb 11</b>	34	42	43	47	36	42	43	45	39	48	32	41	<b>38</b>	<b>48</b>
<b>Nov 11</b>	41	48	43	47	42	49	43	47	42	48	33	37	<b>41</b>	<b>49</b>
<b>Nov 12</b>	39	42	40	46	40	45	35	41	40	45	35	40	<b>38</b>	<b>46</b>
<b>Dez 14</b>	23	29	38	46	39	45	43	46	32	34	38	44	<b>36</b>	<b>46</b>
<b>Okt 15</b>	28	34	38	47	45	49	43	45	37	42	31	35	<b>37</b>	<b>49</b>
<b>Sep 16</b>	25	31	34	43	36	47	31	44	31	41	31	38	<b>31</b>	<b>47</b>
<b>Aug 17</b>	25	31	32	45	36	47	36	41	37	45	31	39	<b>33</b>	<b>47</b>



**Tabelle 6.3:** Abgelagerte Abfallmengen nach Fraktionen [Mg]

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
Mineralische Abfälle	47.348	43.614	58.462	32.421	32.390	26.779	29.331	34.873	36.637	341.854
Hausmüll und hausmüll- ähnliche Gewerbeabfälle	58.401	61.229	40.394	36.476	32.257	30.732	29.574	29.116	16.187	334.366
Sperrmüll und Altholz	24.400	21.637	13.736	11.465	7.654	6.032	4.846	4.931	2.319	97.022
Kunststoffe und Verpackungen	2.579	1.566	2.578	3.102	6.092	8.771	8.674	17.977	20.966	72.305
sonstige	6.515	5.092	4.713	3.832	2.399	1.810	900	729	1.236	27.225
<b>Gesamtergebnis</b>	<b>139.244</b>	<b>133.137</b>	<b>119.882</b>	<b>87.295</b>	<b>80.792</b>	<b>74.124</b>	<b>73.324</b>	<b>87.627</b>	<b>77.346</b>	<b>872.771</b>

**Tabelle 6.4:** Angenommene Zusammensetzung der einzelnen Fraktionen

	TS	TOC	biol. Abb. C	biol. Abb. C
	Gew. %	g C/kg TS	g C/kg TS	Mg
Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	70	282	206	48.216
Sperrmüll und Altholz	81	376	174	13.674
Kunststoffe und Verpackungen	90	460	276	17.961
Straßenkehricht	79	42	30	267
Rückstände Abwasserbehandlung	60	166	113	491
				80.608

**Tabelle 6.5:** Schätzung der Masse des abgelagerten biologisch abbaubaren Materials [Mg]

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
Gesamtergebnis	12.501	12.268	8.401	7.646	7.243	7.460	7.102	9.359	7.869	79.850
gerundet	13000	12000	8000	8000	7000	7000	7000	9000	8000	79.000

## Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, *Annemarie Menzel*, die vorliegende Arbeit selbständig, ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der von mir angegebenen Quellen angefertigt zu haben. Alle aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche gekennzeichnet.

Die Arbeit wurde noch keiner Prüfungsbehörde in gleicher oder ähnlicher Form vorgelegt.

Dresden, 15.10.2018

.....

Annemarie Menzel

# **Datenträger**