

Sebastian Wolfgarten

**Prognose des Sickerwasseraufkommens und
der Sickerwasserqualität nach Abschluss der
Abfallablagerung am Beispiel der Deponie
Aßlar**

veröffentlicht in

Boden und Landschaft

Schriftenreihe zu Bodenkunde, Landeskultur und
Landschaftsökologie

Band 54

Justus-Liebig-Universität

Gießen 2010

Die vorliegende Veröffentlichung ist zugleich die vom Fachbereich 09 „Agrarwissenschaften, Ökotoxikologie und Umweltmanagement“ der Justus-Liebig-Universität Gießen genehmigte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades „Dr. rer. Nat.“.

Erster Gutachter: Prof. Dr. Stefan Gäth
Zweiter Gutachter: Prof. Dr. Hans-Georg Frede
Vorsitzender der Prüfungskommission: Prof. Dr. Hans-Georg Frede
Datum der Disputation: 11.12.2009

Sebastian Wolfgarten: Prognose des Sickerwasseraufkommens und der Sickerwasserqualität nach Abschluss der Abfallablagerung am Beispiel der Deponie Aßlar

Herausgeber:
Prof. Dr. Peter Felix-Heninngsen, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Prof. Dr. Hans-Georg Frede, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Prof. Dr. Stefan Gäth, , Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Prof. Dr. Tamás Harrach, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Prof. Dr. Annette Otte, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement

Schriftleitung: PD Dr. Rolf-Alexander Düring
Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
der Justus-Liebig-Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ, B232)
D-35392 Gießen
Tel.: +49 641 99 37104
Fax: +49 641 99 37109
E-Mail: rolf-alexander.duering@umwelt.uni-giessen.de

ISBN 3-931789-53-5
ISSN 0949-8230

Boden und Landschaft	54	182 Seiten	37 Abb.	31 Tab.	Gießen 2010
-----------------------------	-----------	------------	---------	---------	-------------

VIELEN DANK...

.... besonders an Herrn Prof. Dr. Stefan Gäth für die Überlassung des Themas und die Betreuung der Arbeit. Er stand mir während der gesamten Promotionszeit mit Rat und Tat zur Seite und zeigte unermüdlichen Einsatz, mich zur Fertigstellung dieser Arbeit zu motivieren. Seine Energie und Zielstrebigkeit sind beispiellos und haben mich stets beeindruckt. Ebenfalls danke ich Prof. Dr. Hans-Georg Frede, der sich nicht nur als Zweitgutachter für die hier vorliegende Arbeit zur Verfügung stellte, sondern auch durch seine fachlichen und sozialen Kompetenzen immer eine große Hilfe war.

.... der AWLD, für die Finanzierung des F&E-Vorhabens, die Bereitstellung von Daten und ihre Unterstützung bei den Probenahmen auf der Abfallentsorgungsanlage Aßlar.

....allen Mitarbeitern und studentischen Hilfskräften am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, die mir sowohl durch ihre Hilfe bei Laborarbeiten und Organisation, als auch durch ihre Menschlichkeit stets gute und hilfreiche Begleiter auf diesem Weg waren. Insbesondere möchte ich in diesem Zusammenhang Ruth Strittmatter, Gabriele Weiß und Melanie Kehl für die Bewältigung aller organisatorischen Hürden danken. Besonderer Dank gilt auch Magdalena Pustoslemsek und Uwe Pleus, die mit ihren Vorarbeiten zum Projekt und ihrer Hilfe bei der Durchführung zum Gelingen dieser Promotion beigetragen haben. Dies gilt auch für Dorit Zörner und Jörg Nispel, die sich während der Zeit am Institut als hervorragende „Mitbewohner“ im Büro ausgezeichnet haben und durch Korrekturen und anregende Diskussionen den Abschluss dieser Arbeit mit beeinflusst haben.

.... meiner Familie, die mich sowohl während der fünf langen Jahre des Studiums als auch während der Promotionszeit immer unterstützt und nie an einem erfolgreichen Abschluss gezweifelt hat. Sie stand in all meinen bisherigen Entscheidungen immer hinter mir und verdient hierfür heute einen ganz besonderen Dank.

.... möchte ich auch meiner Freundin Nicole Knackstedt sagen, die insbesondere in der Endphase der Promotionszeit mit der Bitte: „Kannst du dir das mal durchlesen?“ überhäuft wurde. Sie ist dieser Bitte immer nachgekommen und hat mich stets liebevoll unterstützt, diese Arbeit zu einem erfolgreichen Abschluss zu bringen. Für ihr Verständnis, ihre Unterstützung und vor allem ihre Liebe möchte ich mich an dieser Stelle bei ihr bedanken.

....natürlich auch allen anderen, die mich unterstützt haben und unberechtigter Weise von mir hier an dieser Stelle vergessen wurden!

FÜR
JENS

„...niemals geht man so ganz...“

Inhalt

INHALT	I
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	IV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VI
KURZFASSUNG	IX
ABSTRACT	X
1	EINLEITUNG
	1
2	STAND DES WISSENS
	4
2.1	Rechtliche Rahmenbedingungen
	4
2.2	Deponien und ihre Entwicklung in Deutschland
	9
2.2.1	Deponien – Rückblick und Ausblick.....
	9
2.2.2	Abfallablagerungsmengen und Anlagen.....
	12
2.3	Deponienwasserhaushalt
	14
2.3.1	Wasserhaushalt von Deponien.....
	14
2.3.2	Sickerwasser
	17
2.4	Bewertungsmöglichkeiten von Schadstoffbelastungen
	40
3.	MATERIAL UND METHODEN
	43
3.1	Versuchsstandort Deponie Aßlar
	43
3.2	Quantitative und Qualitative Sickerwassererfassung
	48
3.2.1	Probenahmestellen.....
	48
3.2.2	Quantitative Erfassung der Sickerwasserströme
	50
3.2.3	Untersuchungen zur Sickerwasserqualität.....
	51
3.4	Statistische Auswertung der Analysen
	55
3.5	Modellierung des Deponiesickerwasserhaushaltes
	56
3.5.1	Digitale Höhenmodelle der Deponie Aßlar.....
	56
3.5.2	Das Modell HELP 3.80
	57

3.6	Schadeinheitenmodell	63
3.7	Schadfrachtenprognose	69
4.	ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	71
4.1	Sickerwassermengen	71
4.1.1	Sickerwassermengen im Sammelschacht	71
4.1.2	Sickerwassermengen der Zuläufe	72
4.1.3	Gesamtsickerwassermenge aus dem Deponiekörper	76
4.2	Belastungspotenziale des Sickerwassers	85
4.2.1	pH-Wert	85
4.2.2	Elektrische Leitfähigkeit	87
4.2.3	Salzbildner	89
4.2.4	Schwermetalle	93
4.2.5	TOC/CSB.....	95
4.2.6	AOX.....	100
4.2.7	Zusammenfassung Belastungspotentiale des Sickerwassers	105
4.3	Schadeinheitenmodellierung zur Abschätzung des Gefährdungspotenzials	108
4.4	Prognose der AOX- und CSB-Konzentrationen im Deponiesickerwasser	117
4.4.1	Zusammenhang der Sickerwasserparameter	117
4.4.2	Prognose der elektrischen Leitfähigkeit	125
4.5	Prognose der Sickerwassermengen und Schadfrachten	133
4.5.1	Abfluss- und Konzentrationsprognosen	133
4.5.2	Schadfrachtenprognose.....	138
5	ABSCHLIEßENDE DISKUSSION UND AUSBLICK	145
6	ZUSAMMENFASSUNG	156
7.	SUMMARY.....	159
8	QUELLEN.....	162
9.	ANHANG	174

Abbildungsverzeichnis

ABB. 2.1: ZENTRALE ENTSORGUNGSANLAGEN FÜR SIEDLUNGSABFÄLLE IN HESSEN, STAND 2007 (QUELLE: HLUG, UMWELTATLAS HESSEN, 2007).....	13
ABB. 2.2: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES WASSERHAUSHALTES EINER DEPONIE (RAMKE, 1991)	16
ABB. 3.1: ABGELAGERTE ABFALLMENGEN AUF DER DEPONIE AßLAR IN DEN JAHREN 2000 – 2007	44
ABB. 3.2: HÖHENMODELL DER DEPONIE AßLAR (IDW-METHODE)	46
ABB. 3.3: DEPONIEFLÄCHE DER ABFALLENTSORGUNGSANLAGE AßLAR MIT ABGEDICHTETEN/VERSIEGELTEN BEREICHEN	47
ABB. 3.4: PROBENAHMESTELLEN AUF DEM GELÄNDE DER ABFALLENTSORGUNGSANLAGE AßLAR (VERÄNDERT NACH INGENIERBÜRO ROTH & PARTNER, 2004).....	49
ABB. 3.5: SCHEMA DER SICKERWASSERZULÄUFE IM SCHACHT 34 DER DEPONIE AßLAR (VERÄNDERT NACH FA. HOCHTIEF, 1992)	50
ABB. 3.6: TEILFLÄCHEN DER DEPONIE AßLAR FÜR DIE HELP MODELLIERUNG AUF GRUNDLAGE EINER SATELLITENAUFNAHME DES DEPONIEGELÄNDES (QUELLE: GOOGLE EARTH, 17.02.2008)	61
ABB. 4.1: JÄHRLICHE SICKERWASSERMENGEN UND NIEDERSCHLÄGE IM SAMMELSCHACHT DER DEPONIE AßLAR FÜR DIE JAHRE 1999 BIS 2008.....	71
ABB. 4.2: TÄGLICHE SICKERWASSERRATEN DER ZULÄUFE AUS DER DEPONIE AßLAR UND NIEDERSCHLÄGE IM ZEITRAUM VON JANUAR 2007 BIS SEPTEMBER 2008	73
ABB. 4.3: NIEDERSCHLAG-ABFLUSS-VERHALTEN IM SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR, FÜR DEN VERSUCHSZEITRAUM 2007/2008	74
ABB. 4.4: ANTEILE DER EINZELNEN ZULÄUFE AM KUMULIERTEN GESAMTABFLUSS DER DEPONIE AßLAR UND DEREN BEZIEHUNG ZUM NIEDERSCHLAG, IM ZEITRAUM 2007/2008	75
ABB. 4.5: OFFIZIELLE, MITTELS IDM-ZÄHLER ERMITTELTE ABFLUSSRATEN IM VERGLEICH ZU DEN AUSGELITERTEN ABFLUSSMENGEN AUS DEM SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR (2007/2008)	76
ABB. 4.6: ABSOLUTE ABWEICHUNGEN DER OFFIZIELLEN UND AUSGELITERTEN ABFLUSSMENGEN AUF DER DEPONIE AßLAR (2007/2008)	78
ABB. 4.7: ABWEICHUNGEN ZWISCHEN DEN SICKERWASSERMENGEN DES IDM-ZÄHLERS UND DEN AUSGELITERTEN ABFLUSSMENGEN DER DEPONIE AßLAR (CLUSTER 0 – $180 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) - OHNE EXTREMWERTE.	79
ABB. 4.8 – 4.10: GRADENGLEICHUNGEN DER CLUSTER, ZUR BESTIMMUNG DES ZUSAMMENHANGES ZWISCHEN OFFIZIELLEM UND AUSGELITERTEM ABFLUSS DER DEPONIE AßLAR (2006/2008).	81
ABB. 4.11: VERGLEICH DER DURCHSCHNITTLICHEN ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT DER EINZELNEN SCHÄCHTE UND ZULÄUFE FÜR DIE JAHRE 2005 – 2008	87
ABB. 4.12: TOC-KONZENTRATIONEN IN DEN ZULÄUFEN Z77 UND ZSÜD DER DEPONIE AßLAR IN ABHÄNGIGKEIT VON DEN SICKERWASSERRATEN (2007/2008)	96
ABB. 4.13: TOC-KONZENTRATIONEN IM SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER SICKERWASSERRATEN, ZEITRAUM NOVEMBER 2005 BIS SEPTEMBER 2008	97
ABB. 4.14: AOX-KONZENTRATIONEN UND ABFLUSSRATEN DES ZULAUFES Z40 DER DEPONIE AßLAR, VON JANUAR 2007 BIS SEPTEMBER 2008	101
ABB. 4.15: AOX-KONZENTRATIONEN UND ABFLUSSRATEN DER ZULÄUFE DSW1 UND Z SÜD DER DEPONIE AßLAR, VON JANUAR 2007 BIS SEPTEMBER 2008	102
ABB. 4.16: AOX-KONZENTRATIONEN UND ABFLUSSRATEN IM ZULAUF Z77 DER DEPONIE AßLAR, VON JANUAR 2007 BIS SEPTEMBER 2008.....	103
ABB. 4.17: AOX-KONZENTRATIONEN UND ABFLUSSRATEN IM SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR VON JANUAR 2007 BIS SEPTEMBER 2008.....	104

ABB. 4.18: PROZENTUALE ANTEILE DER EINZELNEN ZULÄUFE AUS DER DEPONIE AßLAR AN DEN GESAMTSICKERWASSERMENGEN UND –SCHADFRACHTEN (2007/2008)	111
ABB. 4.19: PROZENTUALE ANTEILE DER SCHADPARAMETER AM JEWEILIGEN GESAMTSCHADPOTENZIAL DES SCHACHTES ODER ZULAUFES DER DEPONIE AßLAR (2007/2008)	112
ABB. 4.20A & B: VERGLEICH DER GEMESSENEN UND MODELLIERTEN AOX-KONZENTRATIONEN IM ZULAUF Z77 (LINKS) UND IM SCHACHT 33 (RECHTS) DER DEPONIE AßLAR	120
ABB. 4.21: VERGLEICH DER PROGNOSEMODELLE ZUR AOX-BELASTUNG IM ZULAUF Z77 UND SCHACHT 33 MIT DEN BERECHNETEN AOX-KONZENTRATIONEN (BOX-WHISKER-PLOTS)	121
ABB. 4.22: VERGLEICH DER PROGNOSEMODELLE ZUR AOX-BELASTUNG IM ZULAUF Z77 UND SCHACHT 33 MIT DEN BERECHNETEN AOX-KONZENTRATIONEN (BOX-WHISKER-PLOTS)	123
ABB. 4.23: VERGLEICH DER GEMESSENEN UND MODELLIERTEN ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEITEN IM ZULAUF Z77 UND SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR	126
ABB. 4.24: FLIEßSCHEMA ZUM EINFLUSS DER EINGANGSPARAMETER AUF DIE BESTIMMUNG DER AOX- UND CSB-KONZENTRATIONEN IM ABFLUSS DER DEPONIE AßLAR	128
ABB. 4.25: VERGLEICH DER VERSCHIEDENEN PROGNOSEMODELLE ZUR AOX-BESTIMMUNG IM ZULAUF Z77 UND IM SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR	130
ABB. 4.26: VERGLEICH DER VERSCHIEDENEN PROGNOSEMODELLE ZUR CSB-BESTIMMUNG IM ZULAUF Z77 UND IM SCHACHT 33 DER DEPONIE AßLAR	131
ABB. 4.27: SICKERWASSERENTWICKLUNG DER DEPONIE AßLAR IM ZEITRAUM 2008 – 2050 IN ABHÄNGIGKEIT DER ENTWICKLUNG DER OBERFLÄCHENABDICHTUNG	134
ABB. 4.28: ENTWICKLUNG DER AOX- UND CSB-KONZENTRATIONEN IM ABFLUSS DER DEPONIE AßLAR IM ZEITRAUM VON 2008 – 2050 IN ABHÄNGIGKEIT DER SICKERWASSERREDUZIERUNG	135
ABB. 4.29: ENTWICKLUNG DER AOX- UND CSB-KONZENTRATIONEN IM ABFLUSS DER DEPONIE AßLAR UNTER BERÜCKSICHTIGUNG EINES EINPROZENTIGEN JÄHRLICHEN KONZENTRATIONSRÜCKGANGS IM ZEITRAUM VON 2008 – 2050	137

Tabellenverzeichnis

TAB. 2.1: TYPISCHE SICKERWASSERINHALTSSTOFFE FÜR VERSCHIEDENE DEPONIEARTEN	20
TAB. 2.2: ÜBERSICHT ÜBER MÖGLICHE VERFAHRENSKOMBINATIONEN ZUR SICKERWASSERAUFBEREITUNG	39
TAB. 3.1: BETRIEBSANGABEN DER DEPONIE AßLAR FÜR DAS BETRIEBSJAHR 2007	44
TAB. 3.2: DARSTELLUNG DER ANGEDIENTEN ABFÄLLE AUF DER DEPONIE AßLAR ZUR BESEITIGUNG, BZW. DEPONIETECHNISCHEN VERWERTUNG	45
TAB. 3.3: SCHICHTAUFBAU DER BASISABDICHTUNG FÜR DEN BEREICH „PLATEAU“ DER DEPONIE AßLAR	62
TAB. 3.4: SCHICHTAUFBAU DER OBERFLÄCHENABDICHTUNG	63
TAB. 4.1: PROZENTUALE ANTEILE DER EINZELNEN ZULÄUFE AN DER GESAMTSICKERWASSERMENGE DER DEPONIE AßLAR (2007/2008)	74
TAB. 4.2: OFFIZIELLE ABFLUSSMENGEN IM VERGLEICH ZU DEN BERECHNETEN SICKERWASSERMENGEN DER DEPONIE AßLAR, UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER KOSTENEINSPARUNG	82
TAB. 4.3: SIMULIERTE ABFLUSSMENGEN AUS DEN TEILFLÄCHEN DER DEPONIE AßLAR MIT DEM MODELL HELP, FÜR DIE JAHRE 2006 - 2008	83
TAB. 4.4: SIMULATIONSERGEBNISSE (HELP) UND DIE BERECHNETEN ABFLUSSMENGEN (CLUSTERANALYSE) DER DEPONIE AßLAR IM VERGLEICH	83

TAB. 4.5: ABSOLUTE ABFLUSSANTEILE DER EINZELNEN ZULÄUFE AN DEN DURCH HELP SIMULIERTEN GESAMTABFLUSSMENGEN DER DEPONIE ABLAR	85
TAB. 4.6: PH-WERTE DER ZULÄUFE UND SCHÄCHTE AUF DER DEPONIE ABLAR	86
TAB. 4.7: KORRELATIONEN DER PH-WERTE AUS DEM ZULAUF Z77 UND SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR MIT WEITEREN SICKERWASSERPARAMETERN	86
TAB. 4.8: VERGLEICH DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT INNERHALB DER EINZELNEN SCHÄCHTE UND ZULÄUFE DER DEPONIE ABLAR IM JAHRESVERLAUF DER JAHRE 2006 - 2008	88
TAB. 4.9: KORRELATIONEN DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT AUS DEM ZULAUF Z77 UND SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR MIT WEITEREN SICKERWASSERPARAMETERN.....	88
TAB. 4.10: MITTELWERTE DER KATIONEN IN DEN SCHÄCHTEN UND ZULÄUFEN DER DEPONIE ABLAR FÜR DEN ZEITRAUM 2005 – 2008	89
TAB. 4.11: DURCHSCHNITTliche KATIONENKONZENTRATIONEN NACH KRÜMPELBECK (1999) UND MITTELWERTE DER DEPONIE ABLAR IM SCHACHT 33 (2005 – 2008)	90
TAB. 4.12: MITTELWERTE UND GRENZWERTE DER ANIONENKONZENTRATIONEN IN DEN SCHÄCHTEN UND ZULÄUFEN DER DEPONIE ABLAR FÜR DEN ZEITRAUM 2005 – 2008	91
TAB. 4.13: KORRELATIONEN DER EINZELNEN SALZBILDNER IM ZULAUF Z77 UND IM SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR MIT WEITEREN SICKERWASSERPARAMETERN.....	93
TAB. 4.14: DURCHSCHNITTliche SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN DEN ZULÄUFEN UND SCHÄCHTEN DER DEPONIE ABLAR (2005 – 2008) UND DEREN GRENZWERTE	94
TAB. 4.15: DURCHSCHNITTliche TOC-KONZENTRATIONEN DER ZULÄUFE UND SCHÄCHTE AUS DER DEPONIE ABLAR IN DEN JAHREN 2005 - 2008.....	95
TAB. 4.16: KORRELATIONEN DER TOC-KONZENTRATIONEN IM ZULAUF Z77 UND ZULAUF Z SÜD DER DEPONIE ABLAR MI WEITEREN SICKERWASSERPARAMETERN	96
TAB. 4.17: GEWICHTUNG DER TOC-KONZENTRATIONEN MIT DEN PROZENTUALEN ANTEILEN DER EINZELNEN ZULÄUFE FÜR EINE TOC-GESAMTGEHALTSBESTIMMUNG.....	97
TAB. 4.18: DURCHSCHNITTliche CSB- UND TOC-GEHALTE UND DEREN UMRECHNUNGSFAKTOREN UND GRENZWERTE IN DEN ZULÄUFEN UND SCHÄCHTEN DER DEPONIE ABLAR (2005 – 2008)	98
TAB. 4.19: KORRELATIONEN DER CSB-BELASTUNGEN IM ZULAUF Z77 UND IM SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR MIT WEITEREN SICKERWASSERPARAMETERN (2007/2008)	99
TAB. 4.20: AOX-KONZENTRATIONEN DER EINZELNEN SCHÄCHTE UND ZULÄUFE DER DEPONIE ABLAR UND DEREN BERECHNUNG ANHAND DER PROZENTUALEN ABFLUSSANTEILE DER ZULÄUFE (2005-2008)	100
TAB. 4.21: KORRELATIONEN DER AOX-KONZENTRATIONEN MIT WEITEREN SICKERWASSERPARAMETERN IM ZULAUF Z77 UND IM SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR (2007/2008)	105
TAB. 4.22: SCHADPARAMETER DER MODELLIERUNG UND IHRE REFERENZKONZENTRATIONEN, ABGELEITET NACH ANHANG 51, ABWV	108
TAB. 4.23: SCHADEINHEITENMODELLIERUNGEN ZUR DURCHSCHNITTlichen TÄGLICHEN SCHADFRACHT DER SCHÄCHTE UND ZULÄUFE AUS DER DEPONIE ABLAR.....	109
TAB. 4.24: KORRELATIONEN DER ANALYSEPARAMETER IM ZULAUF Z77 UND IM SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR (2007/2008)	118
TAB. 4.25: BERECHNUNGSKOMBINATIONEN ZUR CSB- UND AOX-BELASTUNG IN DEN ABFLÜSSEN ZULAUF Z77 UND SCHACHT 33 DER DEPONIE ABLAR	129
TAB. 4.26: SCHADFRACHTENBERECHNUNGEN ANHAND DER VERSCHIEDENEN PROGNOSEVARIANTEN UND SZENARIEN FÜR DIE JAHRE 2008 – 2050	139
TAB. 5.1: WIRTSCHAFTliche BETRACHTUNG DER ERGEBNISSE AUS DEM LABORVERSUCH ZUR STANDZEITENERMITTLUNG VON AKTIVKOHLEN	149

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
ΔR	zeitliche Verzögerung des Abflusses
μm	Mikrometer
μS	Mikrosiemens
a	Jahr
ABFABLV	Abfallablagerungsverordnung
ABFKLÄRV	Abfall-Klärschlammverordnung
ABFRRL	Europäische Abfallrahmenrichtlinie
ABS.	Absatz
ABWAG	Abwasserabgabengesetz
ABWV	Abwasserverordnung
A_D	Dränabfluss (Sickerwasser)
AEWLD	Abfall- und Energiewirtschaft Lahn-Dill
Al	Aluminium
A_O	Oberflächenabfluss
AOX	adsorbierbare organische Halogenverbindungen
ART.	Artikel
As	Arsen
A_S	gespeichertes Wasser
Ba	Barium
BAM	Bundesanstalt für Materialprüfung
BBODSCHV	Bundesbodenschutzverordnung
BMBF	Bundesministeriums für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Br	Brom
BSB_5	Biologischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tagen
CaCO_3	Kalziumcarbonat (Kalk)
C_{AOX}	AOX-Konzentration
CaSO_4	Kalziumsulfat (Gips)
C_{CSB}	CSB-Konzentration
Cd	Cadmium
CH_4	Methan
Cl	Chlorid
Co	Kobald
CO_2	Kohlenstoffdioxid
Cr	Chrom
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
C_{SE}	Schadeneinheitenkonzentrationen
Cu	Kupfer
d	Tag
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEPRL	Europäische Deponierichtlinie
DEPV	Deponieverordnung
DEPVERWV	Deponieverwertungsverordnung
DIN	Deutsches Institut für Normung
DOC	Dissolved Organic Carbon
DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
DWD	Deutscher Wetterdienst
ETI	Evapotranspiration

F	Fluor
F+E-Vorhaben	Forschungs- und Entwicklungsvorhaben
Fa.	Firma
Fe	Eisen
F _{SE}	Schadeinheitenfracht
F _{US}	Unbedenklichkeits-Schadfracht
g	Gramm
GDA	Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (Geotechnik der Deponien und Altlasten)
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwerte
GIS	Geographische Informationssysteme
GWP	global warming potential
GWS	Arbeitskreis Grundwasserschutz e.V.
h	Stunde
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
ha	Hektar
HDPE	High Density Polyethylene
HELP	Hydrologic Evaluation of Landfill Performance Model
Hg	Quecksilber
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
IC	Ionen Chromatographie
IC	Ionenchromatograph
ICP-MS	inductively-coupled-plasma mass-spectrometry
IDM-Zähler	magnetisch-induktiver Durchflussmesser
IDW-Methode	Inverse Distance Weighted Methode
IPCC	Intergovernmental Panel of Climate Change
Ir	Iridium
KDB	Kunststoffdichtungsbahn
KRW-/ABFG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LD	Letale Dosis
LF	elektrische Leitfähigkeit
LFU	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
m ü NN	Meter über dem Meeresspiegel (Normal-Null)
m ³	Kubikmeter
mg	Milligramm
Mg	Megagramm (Tonnen)
Min.	Minute
MJ	Megajoule
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
MS	Massenspektrometer
MVA	Müllverbrennungs-Anlage
N	Niederschlag
n.a.	not applicable (keine Angaben)
N ₂	Stickstoff
N _{ges}	Gesamtstickstoff
NH ₄ -N	Ammonium Stickstoff
Ni	Nickel
nm	Nanometer
NO ₂	Nitrat
NO ₃	Nitrit
NS_Tag	täglicher Niederschlag
NS_Woche	wöchentliche Niederschlagssumme

O ₃	Ozon
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
Pb	Blei
PCB	polychlorierte Biphenyle
PfT	Perfluorierte Tenside
PO ₄	Phosphat
PVC	Polyvinylchlorid
Q	Durchflussrate
R ²	Bestimmtheitsmaß
Sc	Scandium
Sch33	Schacht 33 der Deponie Aßlar
SCS	Soil-Conservation Service
SmSch	Sammelschacht der Deponie Aßlar
SO ₄	Sulfat
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TCDD	Tetrachlordibenzodioxin
TEQ	Toxizitätsequivalent
Tl	Thallium
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
TU	Toxic Unit
U.S. EPA	U.S. Environmental Protection Agency
UBA	Umweltbundesamt
UMK	Umweltministerkonferenz
V	Vanadium
VDI	Verband deutscher Ingenieure
VDMA	Verband deutscher Maschinen- und Anlagenbau
Vol.-%	Volumenprozent
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
W _{syn}	Differenz von gebildetem und verbrauchtem Wasser innerhalb des Abfallkörpers
Y	Yttrium
Z	Zulauf aus dem Deponiekörper
Zn	Zink

Kurzfassung

Prognose des Sickerwasseraufkommens und der Sickerwasserqualität nach Abschluss der Abfallablagerung am Beispiel der Deponie Aßlar

Die Ermittlung der umweltgefährdenden Wirkung von Deponiesickerwasser zeigt diverse Möglichkeiten für einen ökonomischen und ökologischen Umgang mit Sickerwasseremissionen aus einem Deponiekörper auf. Ein Prognosemodell zur Schadentwicklung aus einer Kombination verschiedener Modellierungs-, Berechnungs- und Simulationsverfahren ermöglicht sowohl eine quantitative, als auch qualitative Abschätzung und Bewertung des aktuellen und zukünftigen Gefährdungspotenzials von Deponiesickerwasser und führt so zu einer Abschätzung der Dauer und Intensität der Nachsorgephase.

Durch die umfangreiche Betrachtung der Schadstoffkonzentrationen zeigte sich am Beispiel der Deponie Aßlar in den Jahren 2005 bis 2008, dass lediglich die AOX-, CSB- und Stickstoffkonzentrationen regelmäßig die Grenzwerte nach Anhang 51 AbwV (2005) überschritten. Die Konzentrationsangaben alleine lassen aber noch keine Wertigkeit bezüglich des Belastungspotenzials und der Umweltgefährdung durch Deponiesickerwasser zu. Hierzu wurde zusätzlich eine fundierte Sickerwassermengenerfassung und –modellierung nötig.

Die Schadstoffkonzentrationen wurden zur Bewertung in ein Schadeinheitensystem umgerechnet, was eine gezielte Quantifizierung der primären Schadparameter und Schadstoffquellen ermöglichte. Die Ergebnisse der Schadeinheitenmodellierung führten zu einer Fokussierung auf die primären Schadparameter CSB und AOX und deren intermediäre Zusammenhänge. Durch Korrelations- und Regressionsberechnungen konnten, anhand von Parametern wie Abflussmenge, Niederschlag und elektrischer Leitfähigkeit, die Hauptbelastungen prognostiziert werden.

Die mögliche quantitative und qualitative Bewertung der Schadstoffbelastungen durch die Anwendung des Schadeinheitenmodells bietet, neben einer eindeutigen Mengenerfassung der emittierten Schadstoffe, auch die Möglichkeit einen Bewertungsrahmen für die Gesetzgebung zu schaffen. Durch das Prinzip der Schadfrachtenregulierung als Bewertungsrahmen für Umweltemissionen wäre es möglich, den Verursacher von Schadb Belastungen eindeutig zu identifizieren und zu quantifizieren.

Je nach Deponieaufbau und Belastungspotenzialen der abgelagerten Abfälle kann das aufgezeigte Prognoseverfahren zur Entscheidungsfindung beim Umgang mit Deponiesickerwasser beitragen, indem es frühzeitig Tendenzen bei der Schadstoffbelastung und dessen Umweltgefährdung aufzeigt.

Schlagwörter: Deponie, Sickerwasser, Schadeinheitenmodellierung, AOX, CSB, Nachsorgephase, Sickerwasseraufbereitung, Belastungspotenziale

Abstract

Prediction of leachate volume and leachate quality after completion of waste storage on the example of the landfill ABlar

The determination of the environmentally hazardous effects of landfill leachate shows various possibilities for an economic and ecological management of leachate emissions from a municipal landfill body. A forecasting model for the development of environmentally hazardous effects as a combination of different modeling, calculation and simulation procedures allows both a quantitative and qualitative assessment and evaluation of current and future hazard potential of landfill leachate, and thus leads to an estimation of the duration and intensity of maintenance phase.

Due to the intensive consideration of the pollution concentrations at the landfill ABlar in the years 2005 to 2008 showed that only the AOX, COD and nitrogen concentrations regularly exceeded the limits prescribed in Annex 51 AbwV (2005). Just the concentration data itself, however, does not suggest any significance with regard to the potential exposure and risks to the environment through landfill leachate. It was also necessary for this to get a solid amount of leachate collection and modeling.

The pollution concentrations were converted to rate in a toxic equivalent model (Schadeinheitenmodell), which allowed a focused quantification of the primary parameters and harmful sources of pollutions. The results of the toxic equivalent model led to a focus on the primary parameters COD and AOX and their intermediary relationships. It was possible to predict the main burden through the calculation of correlations and regressions between some base parameters such as discharge, precipitation and electrical conductivity and the main parameters COD and AOX.

The possible quantitative and qualitative assessment of pollution by using the toxic equivalent model offers, in addition to a clear recording of the quantity of emitted pollutants, the possibility of creating an evaluation framework for the legislation. Through the principle of evaluation of the regulation of pollutant emissions by toxic equivalents, it would be possible to identify and exactly quantify the origin of pollutions.

Depending on the landfill construction and potential impact of waste disposal the demonstrated prediction method can be used for decision making by the handling of landfill leachate, through an early providing of developing trends in pollution and its environmental hazards.

Keywords: landfill, leachate, toxic equivalent model, AOX, COD, maintenance phase, leachate treatment, potential of environment pollution

1 Einleitung

Jegliche Arten von Abfallablagerungen und Altlasten führen bei unsachgemäßem Umgang dauerhaft zu einer negativen Beeinflussung der Umwelt, bezogen auf Böden, Gewässer und Organismen. Abfallablagerungen in Form von Deponien verursachen zwangsläufig, je nach Art und Beschaffenheit der abgelagerten Abfälle, Emissionen in Form von Gasen, Stäuben und austretenden Sickerwässern. Der Schutz der einzelnen Umweltkompartimente vor schädlichen Beeinflussungen durch Deponien und Altlasten hat seit Einführung des ersten Abfallgesetzes 1972 höchste Priorität in der heutigen Abfallwirtschaft.

Die ständige Weiterentwicklung der abfallwirtschaftlichen Verwertungs- und Entsorgungsanforderungen auf europäischer Ebene, maßgeblich durch die EG-ABFALLRAHMENRICHTLINIE (ABFRRL, 1975, NEUFASSUNG 2008) und deren nationale Umsetzung durch das KREISLAUFWIRTSCHAFTS- UND ABFALLGESETZ (KRW-/ABFG, 1994, ÜBERARBEITUNG 2007), führten zu einem nachhaltigen Umgang mit dem potentiellen Sekundärrohstoff Abfall und seinen umweltgefährdenden Wirkungen.

Seit dem 01. Juni 2005 dürfen keine unvorbehandelten Abfälle mehr auf Deponien abgelagert werden (TASi, 1993). Dies führte zu einer deutlichen Reduzierung der abgelagerten Abfallmengen und zu einer Vielzahl von Deponieschließungen (STATISTISCHES BUNDESAMT WIESBADEN, 2008). Als Folge dessen gingen viele endverfüllte Deponien und solche mit geringen Restlaufzeiten in die Stilllegungs- und Nachsorgephase über.

Für die Qualität des Deponiesickerwassers sind rechtliche Rahmenbedingungen wie die ABWASSERVERORDNUNG (ABWV, 2005), DEPONIEVERORDNUNG (DEPV, 2009) und die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi, 1993) verantwortlich. Neben den Änderungen zur Abfallablagerung durch die TASi wurden auch die Grenzwerte für die Einleitung von Abwässern aus oberflächlichen Ablagerungen von Abfällen durch die Novellierung der ABWASSERVERORDNUNG, mit Inkrafttreten zum 01.01.2005 verschärft (ANHANG 51 - ABWV, 2005). Dabei spielt die Qualität sowie die Sickerwassermenge eine zentrale Rolle.

Für die Bilanzierung des Wasserhaushalts eines Deponiekörpers, müssen die Wassereinträge in das System (Niederschlag, Schmelzwasser, Interflow, Eigenfeuchte des Abfalls) und die Wasserausträge (Oberflächenabfluss, Sickerwasserbildung, Evapotranspiration) betrachtet werden. Zudem beeinflussen biochemische Prozesse (aerobe, bei denen Wasser freigesetzt wird und anaerobe, bei denen Wasser verbraucht wird) die Sickerwasserbildung und -qualität (BILITEWSKI ET AL., 1992).

Deponiesickerwasser, seine Entstehung, seine Belastungen und Aufbereitungsverfahren wurden bereits umfangreich in verschiedenen Studien und unter den unterschiedlichsten Gesichtspunkten untersucht (HESSE, 1996; HUBER & SCHATZ, 2002; KOB & TRAPP, 2003; KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001). Trotz zahlreicher Langzeitsimulationen von Abfallablagerungen im Labor sind zuverlässige Vorhersagen über die Entwicklung von Menge und Beschaffenheit des Sickerwassers bisher nur bedingt möglich (BMU-/LAGA, 2002).

Ziel der vorliegenden Dissertation ist es daher, im Gegensatz zu den vorher genannten Arbeiten, die Zusammenhänge verschiedener Sickerwasserparameter auf ihr intermediäres Verhalten zueinander und in Abhängigkeit von der Sickerwasserabflussmenge zu analysieren. Hierdurch soll es möglich sein, die langfristigen Entwicklungen der Sickerwassermengen und Schadstoffbelastungen kombiniert betrachten und bewerten zu können, um sowohl das aktuelle, als auch das zukünftige Gefährdungspotenzial zu prognostizieren. Für die Umsetzung der Prognosen und zur Gewährleistung einer gesicherten Datengrundlage wurde eine repräsentative Langzeiterfassung verschiedener Sickerwasserströme in den Jahren 2005 bis 2008 auf der Versuchsdeponie Aßlar durchgeführt und unter dem Fokus folgende Arbeitshypothesen überprüft:

1. Das Gefährdungspotenzial von Deponiesickerwasser ist durch die Einteilung in ein Schadeinheitensystem abschätzbar und ermöglicht eine gezielte Quantifizierung der primären Schadparameter und Schadstoffquellen.

2. Die intermediären Zusammenhänge der Sickerwasserparameter sind statistisch erfassbar und ermöglichen es, die primären Schadparameter im Sickerwasser statistisch zu prognostizieren.
3. Kombinierte Berechnungs- und Simulationsverfahren ermöglichen eine Abschätzung zur Entwicklung zukünftiger Sickerwasserqualitäten und –quantitäten von Hausmülldeponien und deren Gefährdungspotenziale.
4. Die Kombination der angewandten Verfahren erlaubt es, eine zeitliche und wirtschaftliche Abschätzung der Sickerwassermengenentwicklung und ihrer Schadeinheiten abzubilden.

Die Überprüfung der aufgeführten Arbeitshypothesen soll aufzeigen, welche ökologischen und ökonomischen Möglichkeiten eine individuell konzipierte Sickerwasserbetrachtung und –entwicklung, sowohl aus Sicht der Deponiebetreiber als auch aus umweltrelevanter Sicht, bietet. Es gilt daher, eine Gesamtabeschätzung der aktuellen Schadstoffbelastungen im Sickerwasser der Deponie Aßlar vorzunehmen, um im Anschluss auf dieser Basis eine fundierte Zukunftsprognose zu entwickeln. Die Prognostizierbarkeit der Belastungsentwicklungen von Deponiesickerwasser aufgrund der Kombination aus Sickerwasserhaushaltsmodellierung, Schadeinheitenmodellierung und der statistischen Prognose der Hauptschadparameter soll zudem auch aus rechtlicher Sicht als Entscheidungskriterium bei Fragen der Grenzwertfestlegung und Nachsorgedauer einer Deponie betrachtet werden.

2 Stand des Wissens

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Bundesrepublik Deutschland hat 1972 das erste Abfallgesetz erlassen. Mit dem Erlass des Gesetzes wurde erstmalig in Deutschland eine einheitliche und geordnete Abfallbeseitigung vorgeschrieben. Die Novellierung des Gesetzes im Jahr 1986 führte zu einer weiterführenden Vermeidung und Entsorgung der Abfälle, weg von der reinen Beseitigung. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KRW-/ABFG) im Jahr 1994 (zuletzt geändert am 19.07.2007) festigt den Grundsatz der Abfallwirtschaft, anfallende Abfälle als Sekundärrohstoffe zu betrachten und benennt dies in § 4 wie folgt:

„Abfälle sind in erster Linie zu vermeiden, insbesondere durch die Verminderung ihrer Menge und Schädlichkeit, in zweiter Linie stofflich zu verwerten oder zur Gewinnung von Energie zu nutzen (energetische Verwertung).“

Die im KRW-/ABFG festgeschriebenen Grundsätze haben bis heute oberste Priorität in der Abfallwirtschaft und machen es so zu einem übergeordneten Regelwerk für alle Arbeitsfelder der Verwertungs- und Entsorgungsindustrie. Bei einer nachhaltigen Wirtschaftsweise gilt somit grundsätzlich die Vermeidung und Verwertung von Abfällen der Beseitigung vorzuziehen (EGLOFFSTEIN & BURKHARDT 2004).

Die Europäische Gemeinschaft hat mit der Einführung der EG-Abfallrahmenrichtlinie (ABFRRL) 1975 erstmals einen europäischen Rahmen für die Belange der Abfallwirtschaft geschaffen. Die ABFRRL gilt übergeordnet und findet in Form des KRW-/ABFG in Deutschland Anwendung. Die aktuelle Novellierung der ABFRRL vom 22.11.2008 ist bis zum 12.12.2010 in nationales Recht umzusetzen. Sie erweitert im Wesentlichen die Abfallhierarchien (ART. 4, ABS. 1) und verpflichtet die Mitgliedsstaaten, nationale Abfallwirtschaftspläne zu erstellen und regelmäßig zu aktualisieren (Art. 28 ff.). Zudem werden in Art. 9 und Art. 11 die Auflagen zur Vermeidung, Verwertung und Recycling von Abfällen novelliert.

Für die direkte Anwendung der gesetzlichen Rahmenbedingungen auf Planung, Bau, Betrieb, Stilllegung und Nachsorge von Deponien haben weitere Gesetze, Verordnungen und technische Anleitungen wie die TA Abfall (TECHNISCHE ANLEITUNG ABFALL, 1991) oder die TA Siedlungsabfall (TECHNISCHE ANLEITUNG SIEDLUNGSABFALL, 1993) erhebliche Auswirkungen. Das erhoffte Ziel der technischen Anleitungen bestand darin, eine nachsorgefreie Deponie zu schaffen (KINDSMÜLLER & DREXLER, 2002). Aus betrieblicher Sicht war die Novellierung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi, 1993) im Jahr 2005 maßgeblich.

Die TASi wurde 1993, aufgrund von stark ansteigenden Abfallmengen und bereits erkennbaren Umweltschäden, aus der Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle ins Leben gerufen. Als Folge der Abfallablagerungen stieg auch der Anteil belasteten Sickerwassers und treibhauswirksamen Methangases aus dem Deponiekörper.

So ist seit dem 1. Juni 2005, als wichtigster Grundsatz der TASi, das Ablagern unvorbehandelter Abfälle in Deutschland verboten. Die strengen Anforderungen des Regelwerks führten dazu, dass Siedlungsabfall nur noch als Schlacken deponiefähig gewesen ist. Mit Ablauf der letzten Übergangsfrist zum 01.06.2005 sind reine Hausmülldeponien (ohne Vorbehandlung) unzulässig, was zur Schließung einer erheblichen Anzahl von Deponien in Deutschland führte (RADDE, 2006).

Seit in Kraft treten der Abfallablagerungsverordnung (ABFABLVO) vom 1. März 2001 sind nach langen Verhandlungen von Bund und Kommunen neben der Müllverbrennung (MVA) auch mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA) genehmigungsfähig.

Erst im Juli 1999 trat die europäische Deponierichtlinie über Abfalldéponien (DEPRL) in Kraft und musste innerhalb von zwei Jahren in nationales Recht der Mitgliedsstaaten umgesetzt werden. Ziel war es, zukünftig eine nachsorgefreie Deponie durch rechtliche Regelungen auf Gesetzes- oder mindestens Verordnungsebene gewährleisten zu können.

Die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie erfolgte in der BRD schrittweise über das Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie (Juli 2001), die Abfallablagerungsverordnung (ABFABLV, März 2001), die Änderung des KrW-/ABFG

(Oktober 2001), die Deponieverordnung (DEPV, August 2002) und die Deponieverwertungsverordnung (DEPVERWV, September 2005).

Mit den bereits erwähnten Technischen Anleitungen „TA Abfall“ und „TA Siedlungsabfall“ wies Deutschland bereits vor der europäischen Richtlinie einen hohen Standard auf. Alleinig ausreichend waren sie für die Umsetzung jedoch nicht, da sie ihre Rechtsverbindlichkeit erst über ihre Einbindung in die Rechtsverordnungen zur Übertragung der Richtlinie in nationales Recht erlangten (EGLOFFSTEIN & BURKHARDT 2004).

Die EU-Deponierichtlinie erfasst alle Abfallbeseitigungsanlagen zur Ablagerung von Abfällen oberhalb und unterhalb der Erdoberfläche sowie langfristige Zwischenlager. Im Anhang I der Richtlinie werden die allgemeinen Anforderungen für alle Deponiekategorien formuliert.

Bei der Umsetzung der Europäischen Deponierichtlinie wurde in einem ersten Schritt die Abfallablagerungsverordnung (ABFABLV, 2001) erlassen, um eine umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen zu regeln und sowohl die Anforderungen an den Standort, Bau und Betrieb von Deponien als auch Anforderungen an die Qualität der abzulagernden Abfälle zu definieren. Das Ziel der ABFABLV war es, Deponien, die den Anforderungen nicht entsprechen, schrittweise zu schließen, um so den geforderten Stand der Technik zu erreichen. Mit dem § 3 Abs. 1 wurden die Anforderungen der TASI für die Deponieklassen I und II unverändert übernommen und die Verwaltungsvorschrift wurde damit auf das Niveau einer Rechtsverordnung gehoben (PALM ET AL. 2003, EGLOFFSTEIN & BURKHARDT 2004, RADDE 2001, WAGNER 2002).

Die Abfallablagerungsverordnung liefert wesentliche Ergänzungen zur TASI mit der Zulassung und Definition spezieller Anforderungen an die Ablagerung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung auf TASI-konformen Deponien der Deponiekategorie II. Die Ablagerung unbehandelter Abfälle, welche die Zuordnungskriterien der Deponiekategorie II nicht einhalten, durfte bis zum 31. Mai 2005 erfolgen. Seitdem ist sie grundsätzlich verboten. Eine weitere Übergangsregelung galt jedoch bis Juli 2009. Nach dieser Übergangsregelung dürfen Inertabfälle auf nicht Basis gedichteten Deponien bzw. mechanisch-biologisch

aufbereitete Abfälle nur noch auf Basis gedichteten Deponien abgelagert werden. Deponien mit hohem technischen Standard, die aber die Anforderungen bezüglich Standort bzw. geologischer Barriere nicht voll erfüllen, haben dennoch die Möglichkeit, durch geeignete technische Maßnahmen die natürlichen Standortnachteile zu kompensieren, so dass die Anlagen auch über den 15. Juli 2009 hinaus weiter betrieben werden können (PALM ET AL. 2003).

Erst mit Verabschiedung und Inkrafttreten der Deponieverordnung (DEPV) im August 2002 war die vollständige Umsetzung der EU-Deponierichtlinie in Deutschland erreicht.

Am 16. Juli 2009 trat die VERORDNUNG ZUR VEREINFACHUNG DES DEPONIERECHTS in Kraft. Die Verordnung ist als Artikelverordnung angelegt. Mit Artikel 1 werden die bestehenden drei Verordnungen (die Deponieverordnung, die Abfallablagerungsverordnung und die Deponieverwertungsverordnung) sowie die drei Verwaltungsvorschriften (TA Abfall, TA Siedlungsabfall, erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Grundwasserschutz) kodifiziert und als Deponieverordnung neu erlassen. Das bedeutet, dass die neue Deponieverordnung nicht nur die alte Deponieverordnung ersetzt, sondern zugleich die Anforderungen der Abfallablagerungsverordnung und der Deponieverwertungsverordnung integriert. Mit dem Inkrafttreten der Verordnung wurden die genannten Rechtsverordnungen aufgehoben und die Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts als neue Deponieverordnung (DEPV, 2009) eingeführt.

Die neue DEPV setzt alle deponiespezifischen Vorgaben der Europäischen Union um. Sie soll erhebliche Kürzungen und Vereinfachungen der geltenden Vorschriften bewirken und beispielsweise die Detailliertheit der Verwaltungsvorschriften zurücknehmen und so größere Gestaltungsfreiheit für Planung, Bau und Betrieb von Deponien verleihen. Allerdings wird an dem Vorbehandlungsgebot für Siedlungsabfälle aus der Abfallablagerungsverordnung festgehalten. Des Weiteren wird nur noch nach vier oberirdischen und einer untertägigen Deponieklasse unterschieden (bisher zehn Deponieklassen unter Einbeziehung der Monodeponieklassen).

Entsprechend dem Wunsch der meisten Länder, der Deponiebetreiber und der Wirtschaft werden die Anforderungen an die geologische Barriere und an die Abdichtungssysteme flexibilisiert und zugleich harmonisiert. In Anhang 1 wird für

Geokunststoffe (Kunststoffdichtungsbahnen), Polymere und Dichtungskontrollsysteme für Dichtungsbahnen eine zentrale Zulassung gefordert. Diese ist, durch die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) oder nach harmonisierten Spezifikationen nach der europäischen Bauproduktrichtlinie, zu erteilen, wenn diese den deutschen Stand der Technik erfüllen. Dieser Standard wird im Wesentlichen darüber bestimmt, dass Abdichtungssysteme oder -komponenten nachweislich über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahre beständig sein müssen. Alternative Dichtungskomponenten lassen außerdem die Errichtung von wirtschaftlicheren und nachhaltiger wirkenden Dichtungssystemen zu.

Die Änderungen in Ablagerungsvoraussetzungen und Betriebsbedingungen der Deponien beeinflussen demnach auch maßgeblich den Wasser- und Stoffhaushalt einer Deponie, was sich in Menge und Schadstoffbelastung des Sickerwassers widerspiegelt.

Sickerwässer aus Abfallablagerungen sind erst mit Einführung des Abwasserabgabengesetzes (ABWAG) im Jahre 1986, mit Wirkung ab 1989, als Abwasser definiert worden. Unter § 2 heißt es:

„Als Schmutzwasser gelten auch die aus Anlagen zum Behandeln, Lagern und Ablagern von Abfällen austretenden und gesammelten Flüssigkeiten.“

Die jüngste Novellierung des ABWAG, in der Fassung vom 18.01.2005, bezog sich im Wesentlichen auf Änderungen im Bereich der Fischgiftigkeit von Abwässern in den Gewässern.

Auslöser für das von der Abfall- und Energiewirtschaft Lahn Dill als Deponiebetreiber und dem Regierungspräsidium Gießen als Überwachungsbehörde in Zusammenarbeit mit der Justus-Liebig Universität Gießen durchgeführten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens, war die Reformierung der Abwasserverordnung im Jahr 2004, mit Inkrafttreten zum 01.01.2005.

Abwasser darf nach § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, Fassung 2005) nur dann in Gewässer eingeleitet werden, wenn es entsprechend dem jeweiligen Stand der Technik, vorher in Bezug auf die Schadstofffracht, behandelt worden ist.

Spezifische Mindestanforderungen an die Qualität und Quantität der Abwässer aus verschiedenen Herkunftsbereichen sind in der Abwasserverordnung (ABWV) und in deren Anhängen definiert.

Der Umgang mit Sickerwasser aus oberirdischer Abfallablagerung ist im Anhang 51 zur Abwasserverordnung geregelt. Dieser besagt, dass das Volumen und die Schadstofffracht des Sickerwassers nach dem Stand der Technik so gering wie möglich zu halten und entsprechende Anforderungen an die chemischen Belastungen des Sickerwassers vor dem Einleiten in die öffentliche Kanalisation einzuhalten sind. Der Anhang 51 ABWV umfasst organische Schadstofffraktionen wie AOX, CSB, BSB₅, Kohlenwasserstoffe, sowie die Belastung durch Stickstoff und Phosphor, als auch die Schwermetalle. Des Weiteren wird die Giftigkeit gegenüber Fischeiern und die Belastungen durch Sulfid und leicht freisetzbarem Cyanid berücksichtigt.

Aus dem abfallrechtlichen Gesetzesrahmen wird deutlich, dass das oberste Ziel der Abfallwirtschaft längst nicht mehr nur die regelmäßige Entsorgung der Abfälle aus Haushalten, Städten und Gemeinden ist. Vielmehr zielt die Gesetzgebung darauf ab, die anfallenden Abfälle so zu verwerten oder zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird und nachfolgende Generationen nicht mit den „Altlasten“ der heutigen Generation belastet werden.

2.2 Deponien und ihre Entwicklung in Deutschland

2.2.1 Deponien – Rückblick und Ausblick

Die erste geordnete Deponie, die gewissen Qualitätskriterien unterlag, wurde 1961 von der Stadt Bochum in Betrieb genommen (BILITEWSKI ET AL, 1994). Die damalige Deponietechnik lässt sich jedoch mit dem heutigen Stand der Technik nicht mehr vergleichen.

Mit der Einführung des Abfallgesetzes im Jahr 1972 wurden erste technische Anforderungen durch den Gesetzgeber eingeführt. Anfang der achtziger Jahre wurden viele Gemeindekippen und Müllablageplätze mit fehlenden oder

mangelhaften Sicherungs- und Umweltschutzmaßnahmen geschlossen und durch zentrale Deponien ersetzt. Diese verfügten über bessere technische Ausstattungen und ließen sich leichter überwachen.

In der heute gültigen Abfallgesetzgebung, sowie den dazu erlassenen Verwaltungsvorschriften TA Abfall und TA Siedlungsabfall, sind die Anforderungen an den technischen Aufbau einer Deponie, die abzulagernden Abfälle und die notwendigen Maßnahmen zur Vermeidung von Emissionen und deren Überwachung, festgelegt. Da die Verwaltungsvorschriften für den Betreiber der Deponie keine direkt bindende Wirkung besitzen, müssen die darin enthaltenen Auflagen durch eine Überwachungsbehörde in Form eines Bescheids auferlegt werden (KRÜMPELBECK, 1999). Im Falle der Deponie Aßlar übernimmt diese überwachende Funktion das Regierungspräsidium Gießen (AEWLD, 2007).

Seit Einführung der geordneten Deponierung von Abfällen in den 70er Jahren können, nach jeweilig geltendem und stetig verbessertem Stand der Technik, Deponien so betrieben werden, dass Belastungen für die Bevölkerung und die Gefährdungen für die Umwelt durch Sickerwasser, Geruch, Brand- und Explosionsgefahr weitgehend vermieden werden. Trotzdem bleibt eine Deponie durch Emissionen von Stäuben und Mikroorganismen während der Einbauzeit eine potentielle Belastung für die Umwelt (BILITEWSKI ET AL, 1994).

Klar ist aber, dass, auch nach Abschluss der Deponie und Eintritt in die Stilllegungsphase, Deponiebetreiber und Inhaber von Deponien nicht aus der Pflicht entlassen sind. Trotz Oberflächenabdichtung und Fassungseinrichtungen für Deponiegas und Sickerwasser ist eine Nachsorgephase, nach Beendigung der Einbauzeit, von mehreren Jahrzehnten bis hin zu Jahrhunderten zu erwarten.

Das Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz (KRW-/ABFG), die Verwaltungsvorschriften TA Abfall und TA Siedlungsabfall sowie auch die EU-Deponierichtlinie enthaltenen Anforderungen an die Stilllegung und die Nachsorge von Deponien. Die dort genannten Anforderungen beinhalten keine eindeutigen und kongruenten Begriffsdefinitionen. Sie erlauben eine Ermessensauslegung bei der Feststellung des Zeitpunktes der Beendigung der Betriebsphase, der Stilllegung der Deponie und der Nachsorgephase.

In Verbindung mit den jeweils geltenden länderspezifischen Regelungen führt dies dazu, dass der Zeitpunkt und die zu treffenden Maßnahmen zur Stilllegung einer Deponie in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich festgelegt sind (LFU-BAYERN, LAGA-ARBEITSGRUPPE).

Auswertungen einer Studie, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt in Bayern (HUBER & SCHATZ, 2002) von 18 bayrischen Hausmülldeponien, haben gezeigt, dass schon zehn Jahre nach Verfüllende und Aufbringen der Oberflächenabdichtung einige Deponien die Direkteinleitungskriterien für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und AOX gemäß Anhang 51 der Abwasserverordnung erfüllen. Andere Deponien werden diese Kriterien innerhalb von 30 Jahren Nachsorge einhalten. Der Großteil der Deponien wird diese Kriterien aber noch mehrere Jahrzehnte überschreiten. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass die Anforderungen für die Direkteinleitung bei den Parametern CSB und AOX in der Regel früher als beim Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ erreicht werden. Eine Indirekteinleitung in eine öffentliche Kläranlage ohne weitere Vorbehandlung dürfte, laut der Studie, für viele Deponien bereits nach 20 bis 30 Jahren Nachsorgezeit möglich sein.

Teilweise werden in der Literatur erheblich längere Zeiträume genannt. Laut den Ergebnissen von KRÜMPELBECK (1999) sind bis zum Erreichen der Kriterien des Anhangs 51 für Direkteinleitung nach der Abwasserverordnung folgende Zeiträume genannt:

- für CSB – 65 bis 230 Jahre
- für $\text{NH}_4\text{-N}$ – Jahrzehnte bis Jahrhunderte
- für AOX – 40 bis 100 Jahre

Die Ergebnisse der Auswertungen von HUBER & SCHATZ (2002) liegen für die Parameter CSB und AOX deutlich unterhalb und für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ im unteren Bereich dieser Angaben. Eine statistisch abgesicherte Aussage, wann diese Kriterien erreicht werden, ist auf der Grundlage der hier getroffenen Aussagen nicht möglich. Es wird aber deutlich, dass die Zeitspannen für Langzeitsicherungsmaßnahmen und Kontrollen des Deponieverhaltens erheblich differieren können, je nach Art und Zusammensetzung der eingebauten Abfälle, des Wasser- und Deponiegasmanagements während der Betriebsphase und des Wassergehaltes im Deponiekörper bei Eintritt in die Stilllegung. Der frühzeitige

Einbau einer Kunststoffdichtungsbahn (KDB), zur temporären Oberflächenabdichtung bereits verfüllter Deponieabschnitte während der Betriebsphase und bei der späteren Oberflächenabdichtung, beeinflusst ebenfalls den Wasserhaushalt einer Deponie, da die KDB nur eine sehr geringe Restdurchlässigkeit aufweist (GWS, 2006). Es ist somit in der Praxis immer eine qualifizierte Einzelfallbetrachtung zu empfehlen.

2.2.2 Abfallablagerungsmengen und Anlagen

Die Ablagerung von Abfällen auf Deponien nahm in den vergangenen Jahren deutlich ab (Statistisches Bundesamt Wiesbaden, 2008). Laut den Ergebnissen des Statistischen Bundesamtes wurden im Jahr 2006 in Deutschland 38,8 Millionen Tonnen Abfälle deponiert. Dies bedeutet ein Rückgang der deponierten Abfallmengen um 15 %, verglichen mit dem Jahr 2005 (45,7 Millionen Tonnen). Seit 1997 hat sich die deponierte Abfallmenge sogar um 43 % verringert.

Den Hauptanteil der deponierten Abfälle bildeten 2006 vor allem die Bau- und Abbruchabfälle (58 %) und Abfälle aus thermischen Prozessen (21 %). Der Anteil der deponierten Siedlungsabfälle war mit weniger als 1 % (0,3 Millionen Tonnen) im Jahr 2006 weiterhin stark rückläufig. Im Jahr 2005 waren es noch 9 % (3,9 Millionen Tonnen) des Gesamtabfallaufkommens in Deutschland. Dieser Trend ist hauptsächlich bedingt durch die Änderung der TASI (§ 4), die besagt, dass ab Juni 2005 keine unvorbehandelten Abfälle mehr dauerhaft abgelagert werden dürfen. Dies führte auch zu einem Anstieg der Vorbehandlung von Abfällen in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen.

Die Angaben des Statistischen Bundesamtes zeigen zudem, dass im Gegenzug die thermische Behandlung von Abfällen in Abfallverbrennungs- und Feuerungsanlagen um 12 % zunahm. Wurden 2005 noch 30,6 Millionen Tonnen Abfälle verbrannt, waren es 2006 bereits 34,2 Millionen Tonnen. Zugenommen hat auch die Abfallmenge, die in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen vorbehandelt wurde. 2006 wurden hier insgesamt 3,8 Millionen Tonnen Abfälle vorbehandelt, dies entspricht einem Anstieg von 51 % im Vergleich zum Vorjahr.

Die Gesamtanzahl der Deponien ist laut Statistischem Bundesamt in Deutschland auf 1 725 Anlagen zurück gegangen (2005: 1 948 Anlagen). Im Falle der

Hausmülldeponien bedeutet dies eine Reduzierung der Anlagenzahl von 346 Hausmülldeponien der Deponieklasse II vor Juni 2005 auf aktuell 136 Deponien (DEPONIE STIEF, 2008).

Hessen verfügt über elf Hausmülldeponien, die überwiegend der Ablagerung von vorbehandelten Siedlungsabfällen dienen (HLUG, 2007). Die angegebene Karte (s. Abb. 2.1) zeigt die Verteilung der Anlagen in Hessen.

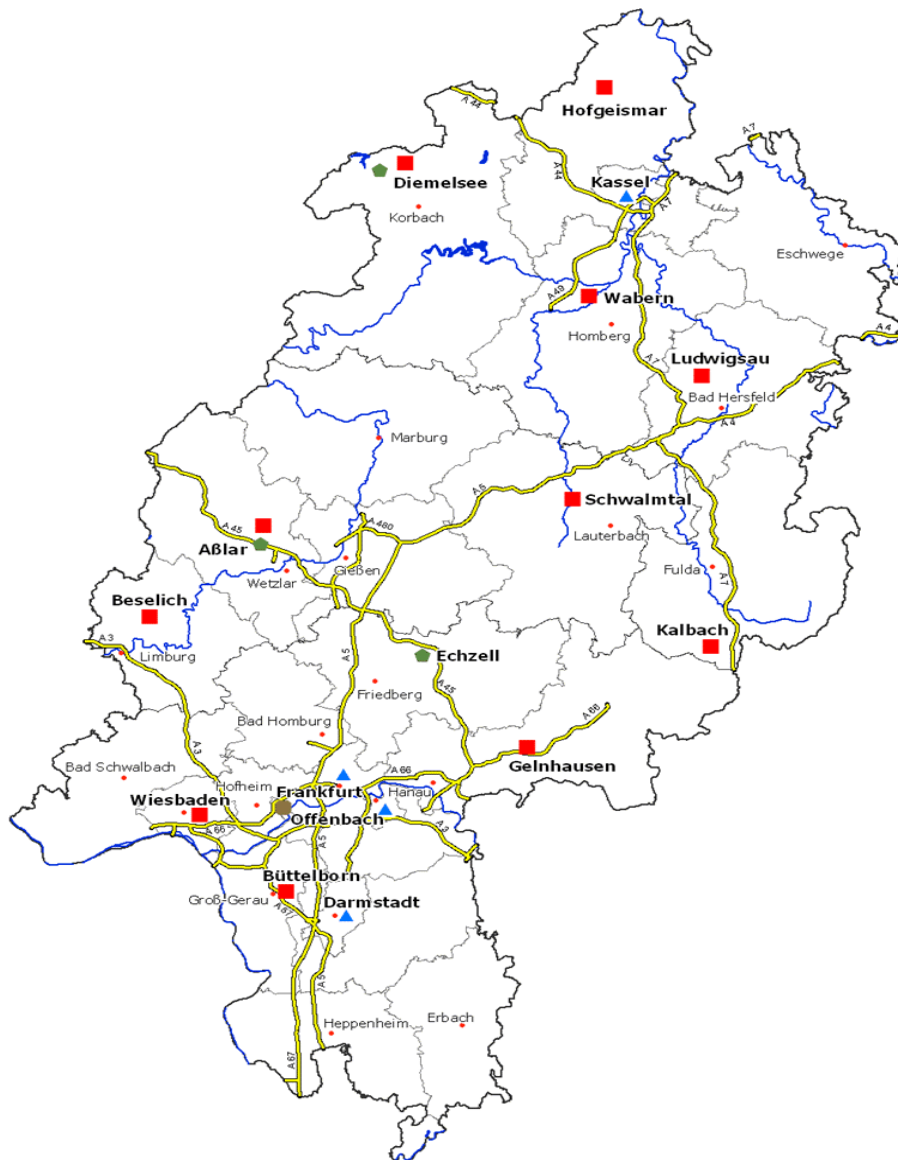


Abb. 2.1: Zentrale Entsorgungsanlagen für Siedlungsabfälle in Hessen, Stand 2007 (Quelle: HLUG, Umweltatlas Hessen, 2007)

Unter den elf in Hessen ansässigen Hausmülldeponien ist die Abfallentsorgungsanlage Aßlar die einzige, die bisher nicht über eine Sickerwasseraufbereitung verfügt. Die anfallenden Abwässer der Anlage werden zum momentanen Zeitpunkt, durch die Erlaubnis zur Indirekteinleitung des

Regierungspräsidiums Gießen vom 17.02.2009 (AWLD, 2009), in die öffentliche Kanalisation eingeleitet. Der 10. Änderungsbescheid des Regierungspräsidiums Gießen zur Indirekteinleitung befristet das weitere Ableiten des Sickerwassers bis zum 31.12.2010 (AWLD, 2009). Der Bau einer Sickerwasseraufbereitungsanlage zur Einhaltung der nach Anhang 51 AbwV geforderten Indirekteinleitergrenzwerte befindet sich in der Planung.

2.3 Deponienwasserhaushalt

2.3.1 Wasserhaushalt von Deponien

Der Wasserhaushalt von Deponien und die damit verbundenen Prozessabläufe innerhalb des Abfallkörpers werden häufig als eine Art „Black Box“ angesehen. Extern und intern ablaufende Prozesse beeinflussen maßgeblich den Wasserhaushalt einer Deponie. Zu bilanzierende Wasserzuflüsse sind neben dem Niederschlag das Schmelzwasser einer Schneedecke, oberirdisch zufließendes und unterirdisch zufließendes Wasser (Interflow), sowie die Eigenfeuchte des Abfalls. Neben den Wasserzuflüssen beeinflussen Faktoren wie Evaporation und Transpiration der Deponieoberfläche und des Bewuchses den Wasserhaushalt (BILITEWSKI ET AL, 1994).

Ein Deponiekörper ist kein homogenes Gemisch und besteht nicht aus einheitlichen Schichten, wie beispielsweise ein Boden mit festen Porenstrukturen und Fließwegen. Bei einer Deponie ist zudem der Wasserhaushalt bedingt durch die Einbauweise des Abfalls, die Art des eingebauten Abfalls und evtl. Vorbehandlungen der Abfälle beeinflusst (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2005). Es liegt häufig keine einheitliche Struktur der Abfälle vor, was zu verschiedenen Wasserspeicherkapazitäten im Deponiekörper führt. Der großflächige Einbau von Kunststofffolien und anderen bündigen, inerten Materialien kann Stauschichten innerhalb des Deponiekörpers hervorrufen. Oberhalb dieser Stauschichten bilden sich dann häufig nahezu wassergesättigte Zonen mit anaeroben Verhältnissen, während im Bereich unterhalb der Stauschichten sogenannte „Trockennester“ entstehen können. Diese Trockennester werden aufgrund der dichten oberhalb liegenden Stauschicht nicht von durchsickerndem Wasser durchströmt und

unterliegen somit aufgrund des Wassermangels nur einem geringen biologischen und biochemischen Abbau (BILITEWSKI ET AL., 1994).

Ein weiteres häufig auftretendes Phänomen in Deponiekörpern sind periphere Fließwege des Wassers. Je nach Beschaffenheit des Abfalls und der Art des Abfalleinbaus kann es zu Makroporen innerhalb des Deponiekörpers kommen. Setzungs- und Abbauprozesse in der Deponie führen dazu, dass großporige horizontale und vertikale Fließwege in der Deponie ausgebildet werden, in denen das versickernde Wasser sehr schnell und somit bei einer geringen Kontaktzeit mit den Abfallstoffen in das Sickerwasserableitungssystem überführt wird. Die daraus resultierende mangelnde Verweilzeit des Wassers in dem Abfallkörper führt ebenfalls zur Verzögerung der Abbauprozesse in der Deponie (BILITEWSKI ET AL., 1994).

Die aufgeführten Prozesse zeigen, dass die Abbildung des Wasserhaushalts einer Deponie mit einigen Problemen verbunden ist. Die komplexen Zusammenhänge werden vielfach diskutiert und man versucht, die „Black-Box“ Deponie und die darin stattfindenden Prozesse und Abläufe besser zu verstehen. Es ist daher nur schwer möglich, das Niederschlags – Abfluss – Verhalten einer Deponie in Relation zu stellen. Durch Prozesse der Verzögerung und/oder Beschleunigung beim Durchfließen des Deponiekörpers, sowie durch die biologischen und biochemischen Prozesse wird die Durchströmungsgeschwindigkeit beeinflusst. Diese ist daher meist nicht proportional zur gefallenem Niederschlagsmenge.

Obwohl zahlreiche Langzeitsimulationen von Abfallablagerungen im Labor durchgeführt wurden, sind zuverlässige Vorhersagen über die Entwicklung von Menge und Beschaffenheit des Sickerwassers kaum möglich (BMU-/LAGA, 2002). Der Sickerwasseranfall bei Hausmülldeponien beträgt in der Regel etwa 20 – 30 % des gefallenem Niederschlags. Bei Schlackedeponien kann der Sickerwasseranfall auf 50 – 80 % des Niederschlags ansteigen (BMU-/LAGA, 2002).

Um den Wasserhaushalt eines Deponiekörpers bilanzieren zu können, müssen zunächst die dem System zufließenden Wasserströme betrachtet werden. Diese bestehen zum größten Teil aus Niederschlagswasser und den bereits erwähnten Faktoren wie die Eigenfeuchte des eingebrachten Abfalls und den chemischen und biochemischen Ab- und Umbauprozessen, bei denen Wasser freigesetzt wird

(Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2005). Die biochemischen Prozesse werden in aerobe Prozesse, bei denen Wasser freigesetzt wird, und in anaerobe Prozesse, bei denen Wasser verbraucht wird, unterteilt. Der überwiegende Teil der biochemischen Prozesse läuft anaerob ab (BILITEWSKI ET AL., 1992).

Als zweiter Teil der Bilanz müssen die abfließenden Wasserströme erfasst werden. Hierunter fallen oberflächlich abfließende Wässer, Sickerwässer sowie durch Evaporation, Interzeption und Transpiration verdunstende Wässer. Hierbei ist weiterhin zu beachten, dass es, bedingt durch die Inhomogenität des Abfallkörpers, zu einer zeitlichen Verzögerung des Abflusses von Sickerwasser kommen kann.

Während des Betriebs einer Mülldeponie lässt sich der Wasserhaushalt nach BILITEWSKI ET AL. (1994) mit folgender Gleichung beschreiben:

$$N + W_{\text{syn}} = ETI + A_O + A_S + A_D + \Delta R \quad (\text{Formel 2.1})$$

- N = Niederschlag
- W_{syn} = Differenz von gebildetem und verbrauchtem Wasser innerhalb des Abfallkörpers
- ETI = Evapotranspiration
- A_O = Oberflächenabfluss
- ΔR = zeitliche Verzögerung des Abflusses
- A_S = gespeichertes Wasser
- A_D = Dränabfluss (Sickerwasser)

Die aufgeführte Graphik von RAMKE (1991) (s. Abb. 2.2) verdeutlicht vereinfacht die ablaufenden Prozesse in einer offenen und einer geschlossenen Deponie. Die beiden angegebenen Berechnungsformeln für die anfallende Sickerwassermenge, bei offener und rekultivierter Deponie, verdeutlichen die Folgen einer Oberflächenabdichtung.

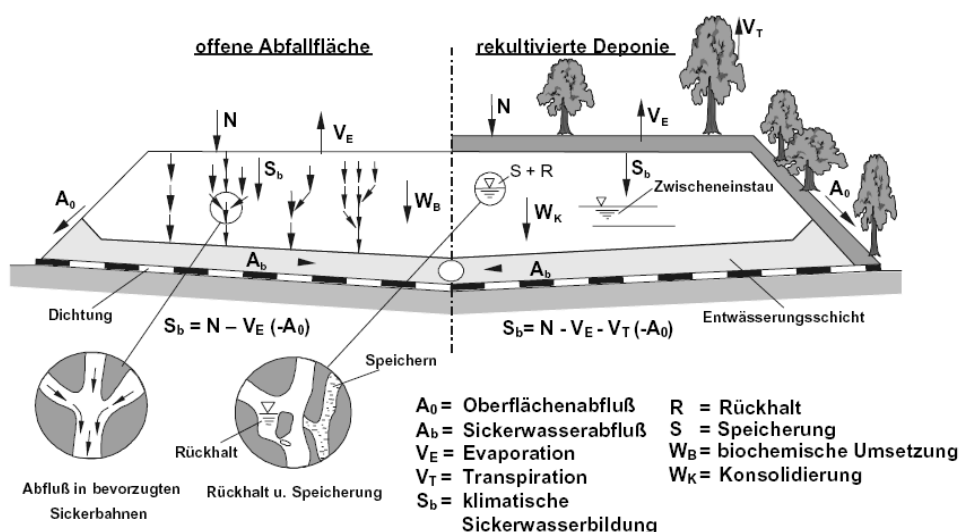


Abb. 2.2: Schematische Darstellung des Wasserhaushaltes einer Deponie (Ramke, 1991)

Erheblichen bautechnischen Einfluss auf den Wasserhaushalt und die Menge des anfallenden Sickerwassers nehmen die Oberflächen- und Basisabdichtung einer Deponie. Der Deponiekörper ist nach den Vorgaben der neuen Deponieverordnung (DEPV, 2009) mit einer Basisabdichtung und Drainageelementen zur Sammlung und Ableitung des Sickerwassers auszustatten. Durch die Abdichtung der Deponien gegen den Untergrund ergibt sich die Notwendigkeit, das Sickerwasser zu erfassen, zu sammeln und abzuführen bzw. zu entsorgen. Ein Wasserstau, der für die Abbauvorgänge und insbesondere für die Standsicherheit der Aufschüttung in der Deponie negative Folgen haben kann, muss vermieden werden. Zudem sollte der Hydrostatische Druck auf die Abdichtung möglichst gering gehalten werden, um die Durchlässigkeit der Basisabdichtung zu minimieren (BILITEWSKI ET AL., 1992).

Andere Ansätze gehen davon aus, dass ein Einstau des Wassers oder eine Sickerwasserrückführung in den Deponiekörper zur Erhöhung des Wassergehaltes und zu einer Verbesserung der anaeroben Abbauprozesse in der Deponie führt. Die Deponie würde bei einem berechneten optimalen Wassergehalt von 65 % wie ein Biogasreaktor funktionieren und könnte so eine optimale Methanausbeute durch Abbauprozesse der organischen Masse bewirken. Dies führe zu einer Minimierung der Sickerwassermengen und deren Belastungen mit organischen Schadstoffen, da diese gasförmig immitiert würden (DREES 2000).

Der durchschnittliche Wassergehalt einer Deponie liegt bei etwa 30 Vol.-%. Ab einem Wassergehalt von < 20 Vol.-% ist nur noch ein eingeschränkter biologischer Abbau zu erwarten und ab einem Wassergehalt von < 15 Vol.-% ist die Wassermenge sowohl für aerobe als auch für anaerobe Abbauprozesse nicht mehr ausreichend (Haarstrick et al. 2003). Dies verdeutlicht die große Bedeutung einer gezielten Wasserführung in einer Abfalldéponie.

2.3.2 Sickerwasser

Das anfallende Sickerwasser aus der Deponie entsteht durch Zuflüsse von Grund- und Oberflächenwasser, versickerndes Niederschlagswasser im Deponiekörper, als Presswasser bei der zunehmenden Verdichtung des Deponiekörpers, sowie durch Prozesswassermengen und als Endprodukt biochemischer Prozesse im Deponiekörper. Diese Prozesse wurden von EHRING (2000) im Zusammenhang mit

den chemischen Belastungen durch halogenorganische Verbindungen in Deponiesickerwasser untersucht. Auf die daraus entstandenen Erkenntnisse wird im späteren Verlauf der Arbeit noch näher eingegangen.

Der Schutz des Grundwassers vor kontaminiertem Sickerwasser aus dem Abfallkörper einer Deponie hat höchste Priorität im Deponiebau. Dies gilt sowohl für die Betriebsphase, als auch für die Stilllegungs- und Nachsorgephase einer Deponie. Während das Sickerwasser den Deponiekörper passiert, kommt es zum Kontakt mit den abgelagerten Abfällen. Dadurch werden Stoffe aus den Abfällen gelöst und mit dem Sickerwasser abtransportiert (WINTGENS, ET AL. 2006; EHRING, 2000).

Die Sickerwassermenge hängt im Wesentlichen von den Niederschlagsmengen, der Größe der offenen Einbauflächen, der Einbauweise der abgelagerten Abfälle, dem Retentionsvermögen des Abfalls und der Höhe der Verdunstung ab (KRÜMPELBECK, 1999).

Die Beschaffenheit oder Qualität des Sickerwassers wird durch komplexe biologische, chemische und physikalische Prozesse beeinflusst. Sie hängen sowohl von der Einbautechnik, der Art, der Zusammensetzung und des Alters der abgelagerten Abfälle ab, als auch von der Mikrobiologie und der Wasserbilanz einer Deponie (BMU-/LAGA, 2002). Aufgrund der Vielzahl der Sickerwasserentwicklung und biochemischer Prozesse beeinflussender Faktoren sind die ablaufenden Reaktionen in einem Deponiekörper nicht immer vorhersehbar.

Bei der Sanierung und Sicherung der Deponie Flörsheim-Wicker (Rhein-Main-Deponie GmbH) sind die Aspekte der Sickerwasserentstehung in der Praxis zum Tragen gekommen. Hydrogeologische Untersuchungen in den neunziger Jahren hatten hier gezeigt, dass der Untergrund der Deponie in Teilbereichen durchlässiger war als ursprünglich angenommen. Somit kam der Sicherung und Sanierung der Deponie höchste Priorität zu. Die Deponie vor eindringendem Niederschlagswasser zu schützen und den Grundwasserzutritt sowie den Sickerwasseraustritt zu verhindern, wurde in diesem Fall zur prioritären Aufgabe, die mit dem aufwändigen Bau von Abdichtungswänden und Oberflächenabdichtungen verbunden waren.

Mit der Ablagerung der Abfälle ist deren mobilisierbares Stoffpotential aufgebaut. Die Emissionsrate kann z.B. durch eine Verminderung der Versickerungsmenge

reduziert werden. Die Gesamtfracht des Sickerwassers bleibt jedoch erhalten und wird lediglich über einen längeren Zeitraum emittiert (ROLLAND, 2001).

2.3.2.1 Sickerwasserzusammensetzung

Das Deponiesickerwasser aus oberflächlichen Ablagerungen von Abfällen unterliegt einer äußerst komplexen Zusammensetzung. Auf Siedlungsabfalldeponien werden bzw. wurden Siedlungsabfälle und Abfälle verschiedenster Zusammensetzung abgelagert, so dass nahezu alle im Handel vorkommenden Substanzen/Stoffe abgelagert sind. Die Stoffvielfalt erschwert die Vorhersehbarkeit der ablaufenden Reaktionen in einer Deponie und führt zu einer Vielzahl chemischer Verbindungen.

Die organische Belastung des Sickerwassers unterliegt sehr starken zeitlichen Veränderungen. Der Zyklus einer Deponie lässt sich während der Verfüllungsphase in mehrere Phasen unterteilen. In den oberflächennahen aeroben Zonen erfolgen Umsetzungen, ähnlich der Kompostierung. Sobald neue Abfallschichten den Sauerstoffeintrag unterbinden, setzt die saure Gärung ein. In dieser Phase werden hauptsächlich Carbonsäuren und Alkohole gebildet, die in der Regel gut wasserlöslich sind. Dies führt zu niedrigen pH-Werten und hohen BSB₅ - Konzentrationen im Sickerwasser während dieser Phase.

Nach ca. vier bis acht Monaten setzt der Abbau der Carbonsäuren und Alkohole durch acetogene und methanogene Bakterien zu Methan ein. Durch den Abbau der Carbonsäuren kommt es zum Anstieg des pH-Wertes im Sickerwasser. Nach einigen Jahren entsteht in dem Deponiekörper ein stabiler methanogener Abbau, wodurch sich eine Senkung des BSB₅ und ein schwach alkalischer pH-Wert einstellt. Durch die lange Verfülldauer einer Deponie überlagern sich die verschiedenen Abbauprozesse. Nach der Verfüllung nimmt die Sickerwasserbelastung in der Regel mit zunehmendem Alter ab (KOB & TRAPP, 2003).

Neben der organischen Belastung sind vor allem die hohen Stickstoffgehalte von Bedeutung. Ferner müssen die organisch gebundenen Halogene (AOX) betrachtet werden, die zum überwiegenden Teil wenig flüchtig sind (ATV, 1993).

Das BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) hat in Zusammenarbeit mit der LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) typische

Konzentrationsgehalte bzw. Maximalwerte von Sickerwasserinhaltsstoffen für verschiedene Deponiearten zusammengestellt. Diese sind in folgender Tabelle (s. Tab. 2.2) dargestellt.

Tab. 2.1: Typische Sickerwasserinhaltsstoffe für verschiedene Deponiearten (BMU-/LAGA, 1993)

Parameter	Bauschutt-deponien	Deponien für Industrieabfälle	Siedlungsabfalldéponien		Sonderabfall-deponien	
			Säuregärung	Methangärung		
pH-Wert		7 - 8,5	7 - 10	4,5 - 7,5	7,5 - 9	6 - 12
BSB5	g/l	bis 0,1	bis 4	4 - 40	0,02 - 0,6	bis 15
CSB	g/l	0,1 - 0,25	0,02 - 14,2	6 - 60	0,5 - 4,5	0,05 - 35
Sulfat	mg/l	bis 450	200 - 3600	70 - 1750	10 - 420	20 - 15000
Ca	mg/l	bis 350	bis 100	10 - 2500	20 - 600	
Mg	mg/l	bis 50		50 - 1150	40 - 350	
Fe	mg/l	4 - 260	bis 60	20 - 2100	3 - 250	bis 2700
Mn	mg/l		bis 0,5	bis 60	bis 45	
Zn	mg/l	0,1 - 0,6	bis 8	bis 120	bis 4	bis 30
Chlorid	mg/l	100 - 600	300 - 12300	100 - 5000		30 - 130000
Na	mg/l	100 - 300	100 - 1300	50 - 4000		bis 21000
K	mg/l		100 - 3600	10 - 2500		
NH ₄ -N	mg/l	bis 30	bis 2300	30 - 3000		bis 6000
Norg.	mg/l			10 - 4250		
Nges-N	mg/l	20 - 200	bis 2500	50 - 5000		
NO ₃ -N	mg/l		bis 800	bis 50		bis 160
NO ₂ -N	mg/l		bis 120	bis 25		bis 130
Pges	mg/l		bis 3	bis 30		bis 55
AOX	µg/l	bis 20	200 - 6700	320 - 3500		bis 36500
As	µg/l	10 - 40		bis 1600		bis 250
Cd	µg/l	n.n.	bis 160	bis 140		bis 2000
Co	µg/l			bis 1000		
Ni	µg/l		bis 3200	bis 2000		bis 30000
Pb	µg/l	bis 6	bis 2600	bis 1000		bis 650
Cr	µg/l	bis 8	10 - 120	30 - 1600		bis 35000
Cu	µg/l	bis 11	30 - 300	bis 1400		bis 8000
Hg	µg/l	n.n.	bis 1,8	bis 50		bis 50

n.n. nicht nachweisbar; bei nur einem Wert ist nur der Maximalwert angegeben;

Die Abwasserverordnung schreibt im Anhang 51 einen festgelegten Untersuchungsumfang für Abwässer aus Abfallablagerungen vor (s. Kap. 4.3).

Eine Gegenüberstellung der allgemein gemessenen Sickerwasserkonzentrationen mit den festgelegten Grenzwerten verdeutlicht, dass in der Regel nur wenige Parameter entscheidend sind. Hierzu zählen AOX, CSB, N-Verbindungen und evtl. auch der BSB₅. Die Auswertungen verschiedener Deponiedaten (KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001; BELEVI ET AL, 1989; KRUSE ET AL., 1994; LEIKAM ET AL., 1996) bestätigen dies. Als maßgebliche Faktoren der Sickerwassergüte werden auch hier die AOX-Konzentrationen, die CSB-Gehalte und die Stickstoffbelastung herausgestellt. Da N-Verbindungen und BSB₅ relativ leicht und effektiv in einer kommunalen Kläranlage eliminiert werden können, ist der getrennten Behandlung von CSB und AOX besondere Aufmerksamkeit zu schenken (EHRIG, 2000). Die Belastungen von Deponiesickerwasser mit Schwermetallen sind im Allgemeinen gering (BILITEWSKI, 1994). Trotzdem ist die komplexe Matrix von Deponiesickerwasser nicht außer acht zu lassen, da einige Parameter sich signifikant beeinflussen, sowohl positiv als auch negativ.

Bei AOX handelt es sich um einen Summenparameter, der für adsorbierbare organisch gebundene Halogene steht. Das X spiegelt die Halogene Chlor, Brom, Iod und Fluor wider, welche unter definierten Bedingungen (DIN EN 1485 H14) bestimmt werden können.

AOX wird als Parameter zur Beurteilung von Wasser, Abwasser und Klärschlamm herangezogen. Die Zusammensetzung, die Herkunft und der Verbleib des AOX in Umweltwasserproben sind äußerst vielseitig und bilden ein eigenes, komplexes Arbeitsgebiet ab. In der Arbeit von FOKUHL (1999) wurde diese Problematik der komplizierten Zusammenhänge von halogenorganischen Verbindungen in Umweltkompartimenten ausführlich erläutert. Sie zeigte auf, wie aufwändig die Bestimmung von Herkunft, Zusammensetzung und Verbleib dieser Substanzen in Umweltproben ist. Nur eine kleine Fraktion der AOX besteht aus unpolaren, nicht ionischen und kleinen halogenierten Komponenten. Gerade diese Komponenten werden durch Gaschromatographie leicht nachgewiesen. Dies ist der Grund für Bestimmungsdifferenzen zwischen Einzel- und Summenbestimmung.

Der Belastungspfad des AOX in Grund- und Oberflächenwasser ist aufgrund der umweltgefährdenden Wirkung von besonderer Bedeutung. Laut FOKUHL (1999) weisen weitere Untersuchungen im Hinblick auf die Immissionssituation, neben

natürlichen und industriellen AOX-Quellen, besonders der Pestizidanwendung in der Landwirtschaft eine deutliche Rolle als Ursache für AOX im Grundwasser zu.

Die vielseitige Entstehung, Herkunft und Verwendung von AOX-Verbindungen, natürlicher oder anthropogener Art, findet sich auch in unseren Siedlungsabfällen wieder. Durch den Kontakt mit Wasser gelangen diese dann teilweise bei der Deponierung in das Sickerwasser und werden so dem Wasserkreislauf zugeführt.

Zum Summenparameter AOX zählen sowohl natürliche, als auch synthetisch hergestellte halogenorganische Verbindungen. Der Farbstoff Purpur (6,6'-Dibromindigo) ist die älteste bekannte halogenorganische Verbindung, die als AOX nachgewiesen werden kann. Der natürliche Farbstoff wird aus dem Drüsensekret von Meeresschnecken gewonnen und wurde schon vor ca. 3500 Jahren zum Färben eingesetzt. Er ist für Wasserorganismen, Säugetiere und den Menschen nicht giftig oder schädlich (SCHULZE-RETTMER, 2000).

Justus Liebig war einer der ersten Chemiker, der Versuche durchführte, Chlor auf organische Stoffe einwirken zu lassen. Durch Einwirkung von Chlor auf Ethanol entsteht z.B. Chloral und Trichloracetaldehyd. Mit Wasser bildet dies Chloralhydrat, das schon 1869 als Schlaf- und Betäubungsmittel eingeführt wurde (ENGELS ET AL, 2008).

Nach einer Schätzung von GRIBBLE ET AL. (1996) sind derzeit mehr als 2600 halogenorganische Verbindungen natürlichen Ursprungs identifiziert. Über die Anzahl künstlich hergestellter halogenorganischer Verbindungen werden keine Angaben gemacht. Es ist nachgewiesen, dass biogene halogenorganische Verbindungen durch Halogenierung von bereits vorhandenen organischen Stoffen gebildet werden können (GRIBBLE ET AL., 1996).

Nach Massenbilanzen in unterschiedlichen Studien sind natürliche Organohalogenverbindungen, zu denen auch der Summenparameter AOX zählt, nicht nur allgegenwärtig in unserer Umwelt, sondern bei einigen Verbindungen, z.B. Chlormethan, Trichlormethan oder Tetrachlormethan, überschreitet die natürliche Bildung die anthropogene Synthese um das 10 bis 100-fache (HOEKSTRA ET AL. 1995; WEVER ET AL, 1991). Dies erschwert die Identifizierung von halogenorganischen Verbindungen und deren Ursprung in der Umwelt und führt zudem immer wieder zu kontroversen Diskussionen über die Auswirkungen der

anthropogenen AOX-Anwendung und ihre Schadwirkung insbesondere in Gewässern.

Der Summenparameter AOX als Überwachungsparameter zur Gewässergüte wurde im Jahre 1986 aufgrund von stark belasteten Abwässern aus der Chemie- und Papierindustrie sowie dem verarbeitenden Gewerbe entwickelt. Eine Ursache für den starken Anstieg waren die Chlorproduktion und der Einsatz von Chlorbleiche (FOKUHL, 1999). Da halogenorganische Verbindungen in vielen verschiedenen Bereichen anfallen können, treten sie auch auf unterschiedlichen Wegen im Abwasser, Oberflächenwasser und teilweise auch im Grundwasser auf.

Die Palette der AOX-relevanten Verbindungen reicht vom biologisch leicht abbaubaren Chloethanol, schwer abbaubaren polychlorierten Biphenylen (PCB), dem biologisch inaktiven Polyvinylchlorid (PVC), bis hin zu persistenten Textilreinigungsmitteln wie Tetrachlorethylen (HAHN ET AL., 2000; SEMEL ET AL., 1996).

Eine weitere potentielle AOX-Quelle stellen der oben erwähnte Einsatz halogenhaltiger Pestizide, wie z.B. Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT), Lindan, Dieldrin, Pentachlorphenol (PCP) und Wachstumsstoffe, sowie das Ausbringen von Klärschlamm in der Landwirtschaft dar (EISENLAUER, 1996; FOKUHL, 1999). Bei DDT sind ökologisch schädliche Wirkungen über die Nahrungskette bekannt (KREYSA ET AL., 1996). In den 1970er Jahren wurde DDT, aufgrund seiner endokrinen Wirkung und des Verdachtes, krebserregend zu sein, in den meisten westlichen Ländern verboten. Weltweit ist die Herstellung und Verwendung von DDT seit Inkrafttreten der Stockholmer Konvention im Jahr 2004 nur noch zur Bekämpfung von krankheitsübertragenden Insekten, insbesondere den Überträgern der Malaria, zulässig.

Einige dieser halogenorganischen Verbindungen haben eine toxische Wirkung und sind sehr beständig, reichern sich in der Nahrungskette an und werden von Lebewesen akkumuliert. Zudem weisen halogenorganische Verbindungen, inklusive AOX, oft eine beachtliche Resistenz gegenüber mikrobiologischem Abbau auf. Dies gilt besonders dann, wenn sie einen hohen Halogenisierungsgrad aufweisen, d.h. viel Chlor, Brom oder Iod enthalten. Im menschlichen Fettgewebe werden diese Verbindungen nur sehr langsam wieder abgebaut und können so über die

Anreicherung und lange Verweilzeiten kanzerogen und mutagen wirken. Dies gilt allerdings keinesfalls für alle Substanzen der Verbindungsgruppe und ist nicht zu verallgemeinern (KREYSA ET AL., 1996).

Aufgrund dieses Verhaltens und dem allgemeinen Gefährdungspotential halogenorganischer Verbindungen resultiert die zunehmende Umweltrelevanz dieser Substanzen. Wasserrechtlich werden halogenorganische Verbindungen (nur AOX) deshalb zu der Gruppe der gefährlichen Stoffe gezählt und unterliegen strengen Grenzwerten und Kontrollen.

Bei der AOX-Bestimmung nach DIN EN 1485 werden jene organischen Halogenverbindungen charakterisiert, die unter festgelegten Bedingungen an Aktivkohle adsorbiert werden und deren Halogenatome (Chlor, Brom, Jod) nach anschließender Mineralisation mikroculometrisch oder mit einem gleichwertigen Verfahren analytisch erfassbar sind. Dieses Verfahren unterliegt einigen Störeinflüssen, wie beispielsweise hohe Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und hohe Chlorid-Konzentrationen.

Durch den Gesetzgeber werden auf der Basis der AOX-Bestimmungen Abwasserabgaben erhoben und Grenzwerte erlassen. Dies verdeutlicht die Problematik durch Störeinflüsse bei der AOX-Analyse (HAHN ET AL., 2000).

Beim CSB handelt es sich, wie auch schon beim AOX, um einen Summenparameter, der die Gesamtheit der oxidierbaren Verbindungen umfasst. In der Regel unterliegen allerdings die AOX-Belastungen einer schnelleren Abnahme im Deponiekörper als die CSB-Belastungen (KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001). Der CSB entspricht der Menge Sauerstoff (mg/l), die für die chemische Oxidation der Wasserinhaltsstoffe verbraucht wird. Der Umfang der Oxidation hängt von der Art der oxidierbaren Substanzen, dem pH-Wert, der Temperatur, der Reaktionszeit, der Konzentration des Oxidationsmittels und der Reaktionsbeschleunigung ab (RUMP, 1995).

Bestimmt werden kann der chemische Sauerstoffbedarf durch Zusatz von Schwefelsäure und Kaliumdichromat oder Kaliumpermanganat als starke Oxidationsmittel zu der Probe. Der Nachteil, dass einige Aminosäuren, Ketone oder gesättigte Carbonsäuren nicht oder nur teilweise oxidiert werden können, ist bei diesem Verfahren zu berücksichtigen (RUMP, 1995). Eine Alternative ist ein CSB-

Küvettest, bei dem die unterschiedlichen Absorptionsmaxima von Cr(VI) und Cr(III) genutzt werden (Fa. Hach & Lange). Im Gegensatz zum biologischen Sauerstoffbedarf (BSB) werden so aber auch einige biologisch schwer abbaubare Substanzen zu Kohlendioxid und Wasser oxidiert. Die Menge verbrauchten Oxidationsmittels lässt sich in Sauerstoffäquivalente umrechnen. Bei dieser Methode werden allerdings auch teilweise anorganische Verbindungen oxidiert und miterfasst. Der chemische Sauerstoffbedarf liegt daher immer höher als der entsprechende Wert des biologischen Sauerstoffbedarfs. Der CSB erlaubt allerdings auch eine Abschätzung des Gehalts an reduzierten, anorganischen Verbindungen in sauerstoffarmen Sedimenten.

Der CSB-Gehalt im Deponiesickerwasser wird maßgeblich durch die Sauerstoff- und Wasserführung und die damit verbundenen mikrobiologischen Prozesse im Deponiekörper beeinflusst. Durchläuft eine Deponie aufgrund von kurzen offenen Einbauphasen eine sehr kurze, wenig ausgeprägte saure Phase, so sind auch die CSB-Gehalte im Sickerwasser gering (max. 3000 mg/L) (KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001). Bedingt ist dies durch den kurzen Zeitraum, in dem genügend Sauerstoff für einen aeroben mikrobiellen Abbau von Kohlenhydraten, Fetten und Eiweißen zur Verfügung steht. Als Folge dessen werden organische Bestandteile zu einem großen Teil nicht weiter zu CO₂ und Wasser abgebaut, sondern durch das frühe Einsetzen der acetogenen und methanogenen Phase zu CO₂ und CH₄ vergärt und gasförmig freigesetzt (SCHWÖRBEL, 1999).

Deponien, die über einen längeren Zeitraum verfüllt wurden, insbesondere ältere Deponien aus den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts, wiesen in der Regel eine deutlich höhere CSB-Konzentration über einen längeren Zeitraum im Sickerwasser auf. Die frühere Deponietechnik, mit zumeist hohen Schütthöhen und dem Einbau mit Raupen und Leichtkompaktoren, führte zu einer langanhaltenden sauren Phase der Deponie, mit der Folge hoher organischer Belastungen im Sickerwasser (KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001) und einer verringerten Methanbildung.

Eluationsversuche von BELEVI ET AL. (1989) und Lysimeterversuche von KRUSE (1994) und LEIKAM ET AL. (1996) stellen Emissionspotentiale der Sickerwässer gegenüber. Im Rahmen der Eluation konnten keine mikrobiologischen Prozesse Einfluss auf das Ergebnis nehmen, da diese, bedingt durch die

Versuchsdurchführung, nicht zu erwarten waren. In diesem Fall prägten reine Auswaschungsprozesse, verbunden mit den Milieubedingungen, das Ergebnis. Bei den Lysimeterversuchen kamen neben den Auswaschungsprozessen auch mikrobiologische Prozesse zum Tragen. Die Ergebnisse der beiden Versuche haben gezeigt, dass das Emissionspotential von Deponien am stärksten durch mikrobiologische Prozesse bestimmt wird, da die Elution nur bedingt Auswirkungen auf die Güte des Sickerwassers hatte. Lediglich eine massive Wasserbeaufschlagung auf den Deponiekörper oder eine Sickerwasserrückführung zeigten Wirkungen auf die Sickerwassergüte. Im Falle des CSB bedeutete dies Differenzen zwischen den Versuchsaufbauten von 2.100 – 40.000 mg/kg eingesetzter Abfallrockensubstanz.

Der Parameter CSB stellt sich somit bei der Betrachtung der Sickerwassergüte und der Dauer der Nachsorgephase einer Deponie als ausschlaggebend heraus. Zeitspannen von 200 – 300 Jahren bis zur Erreichung der nach Anhang 51 ABWV geforderten Grenzwerte für den CSB-Gehalt, wie sie von KRÜMPELBECK & EHRIG (1999) prognostiziert wurden, oder zumindest von mehreren Jahrzehnten (HUBER & SCHATZ, 2002), verdeutlichen dies.

Die Hinweise des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (2005) zu Anhang 51 (Oberirdische Ablagerung von Abfällen) der Abwasserverordnung zeigen eine Einschätzung der zu erwartenden Belastungen im Sickerwasser. Folgende Punkte sind beim Anhang 51 ABWV zu berücksichtigen (LFU, 2005):

- Die Anforderung für Gesamtstickstoff gilt nur bei Sickerwassertemperaturen im Ablauf von mindestens 12°C und darüber. Im Allgemeinen wird diese Temperatur nicht unterschritten.
- Die Anforderungen für Kohlenwasserstoffe, Gesamt- und Nitrit-Stickstoff sind nur im Bescheid festzusetzen, wenn sie im Sickerwasser zu erwarten sind. In der Regel sind diese Parameter jedoch nicht in relevanten Mengen im Sickerwasser enthalten.
- Die Anforderungen hinsichtlich der Schwermetalle sind im Regelfall kein Problem, da in den meisten Fällen die Konzentrationen bereits im unbehandelten Sickerwasser unterschritten sind. Ist eine Reduzierung der

Schwermetallkonzentrationen erforderlich, finden die aus anderen Bereichen bekannten Verfahren wie Fällung, Flockung, Filtration und Ionenaustausch Anwendung.

- Der AOX-Gehalt schwankt häufig um den Anforderungswert von $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und liegt teilweise darunter. Die Bestimmungen der Abwasserverordnung (§ 3 Abs. 4 ABWV) lassen grundsätzlich unter bestimmten Bedingungen auch eine Vermischung zum Zwecke der gemeinsamen Behandlung zu, wenn insgesamt mindestens die gleiche Verminderung der Schadstofffracht je Parameter, wie bei getrennter Einhaltung der jeweiligen Anforderungen, erreicht wird. Dazu wurde am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft eine Untersuchung zur Elimination von AOX in Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien bei gemeinsamer biologischer Abwasserbehandlung mit kommunalem Abwasser durchgeführt (LFU, 1995). In diesem Zusammenhang war es von wasserwirtschaftlichem Interesse, ob die AOX-Fracht in einer kommunalen Kläranlage entsprechend diesen Anforderungen vermindert werden kann. Unter den Versuchsbedingungen konnte im Rahmen der Untersuchungen keine ausreichende AOX-Elimination nachgewiesen werden. Das bedeutet, dass es zurzeit keine Möglichkeit der Anrechenbarkeit der AOX-Elimination in kommunale Kläranlagen gibt, und somit dürfen keine Deponiesickerwässer mit höheren AOX-Gehalten als nach Anhang 51 ABWV erlaubt, in kommunale Kläranlagen eingeleitet werden, auch wenn der Anforderungswert z.T. nur geringfügig überschritten wird.

Reduziert man die infiltrierte Wassermenge in den Deponiekörper, so reduziert sich auch die ausgetragene Fracht pro Zeiteinheit. Da aber die mobilisierbare Stoffmenge im Abfallkörper als eine konstante Größe betrachtet werden kann, führt dies zu einer Erhöhung der Emissionsdauer. Eine vollständige Kapselung der Deponie (z.B. durch eine TAsi konforme Oberflächenabdichtung) unterbindet somit lediglich den Stoffaustrag für den Zeitraum der Funktionsfähigkeit der Dichtung. Bei einsetzender Undichtigkeit beginnt ein erneuter Stoffaustrag aus dem Deponiekörper für einen unbestimmten Zeitraum, was eine generationenübergreifende Problematik darstellt. Unter der Voraussetzung, dass für den Zeitpunkt der Beendigung der Nachsorgephase das Erreichen der Grenzwerte nach Anhang 51 der ABWV angenommen wird, würde sich auf der Basis der Parameter CSB und Stickstoff in

vielen Fällen ein Nachsorgezeitraum von 200 - 300 Jahren ergeben (KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001). Jede Reduzierung der infiltrierten Wassermenge vergrößert diesen Zeitraum.

2.3.2.2 Maßnahmen zur Sickerwasserbehandlung

A) Sickerwasserminimierung

Aus ökologischer Sicht ist eine Sickerwasservermeidung immer einer Sickerwasserbehandlung vorzuziehen. Betrachtet man das Sickerwasser als ein Abfallprodukt aus der Abfallablagerung und biochemischen Prozessen beim Abbau von organischen Stoffen im Deponiekörper, würde getreu nach dem Grundsatz des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz § 4 gelten, dass die Vermeidung von Abfällen der Verwertung oder Beseitigung vorzuziehen ist. Aus ökonomischer Sicht gilt es zu untersuchen, was, bezogen auf die Restlaufzeit einer Deponie, günstiger ist - Maßnahmen zur Abwasserverminderung oder die Kosten für eine langfristig größere Menge aufzubereitenden Sickerwassers.

Möglichkeiten zur Abwasserverminderung aus dem Deponiekörper bestehen in erster Linie durch Oberflächengestaltung wie Neigung, Abdeckung, Abdichtung und Auswahl eines geeigneten Bewuchses, entsprechend den abfallrechtlichen Vorschriften. Die Minimierung der offenen Einbauflächen, die Trennung von Sickerwasser und unverschmutztem Oberflächenwasser bei neuen Verfüllabschnitten und das Aufbringen einer temporären Abdichtung vor den endgültigen Abdichtungs- bzw. Abdeckungsmaßnahmen können die Sickerwassermenge während der Betriebsphase einer Deponie reduzieren (BILITEWSKI ET AL, 1994).

Mit Abdichtungen wird der Niederschlagswasserzutritt weitestgehend, und mit Abdeckungen teilweise reduziert. Je nach Gestaltung und Bewuchs werden die Verdunstung und der Oberflächenabfluss durch Abdichtungen und Abdeckungen erhöht. Außerdem kann durch seitliche Abdichtungsmaßnahmen wie Schlitz- und Dichtwände ein Eindringen von Grundwasser in den Deponiekörper vermindert werden. Abdichtungsmaßnahmen können eine so hohe Reduzierung der Sickerwassermengen bewirken, dass nur die während der Ablagerung anfallenden

Wassermengen und die Restfeuchte der Abfälle als Sickerwasser austreten und behandelt werden müssen. Eine weitere mögliche Maßnahme zur Abwasservermeidung kann die Rückführung des Sickerwassers auf die Deponie sein (BMU-/LAGA, 2002).

Das Sickerwasserbelastungspotenzial bleibt auch nach Abschluss der Ablagerung und Abdichtung erhalten, da ohne Wasserzutritt Abbauprozesse nur in geringem Maße stattfinden. Sobald zu einem späteren Zeitpunkt die Abdichtungen defekt werden, setzen die Abbauprozesse erneut ein, mit der Folge, dass wieder belastetes Sickerwasser anfällt und behandelt werden muss.

Sickerwasserminimierende Maßnahmen haben erhebliche Auswirkungen auf die Dimensionierung der Sickerwasserbehandlungsanlage bzw. der Pufferbecken und sollten bei der Auslegung der Sickerwasserbehandlung berücksichtigt werden.

B) Sickerwasserbehandlung

Die Aufbereitung von Sickerwasser aus Abfallablagerungen setzt genaue Kenntnisse über die Abwasserzusammensetzung voraus, da die verschiedenen Verfahren unterschiedlich gut geeignet sind für die Eliminierung der jeweiligen Belastungen. Neben den eigentlichen Behandlungsschritten ist bei der Sickerwasseraufbereitung die Speicherung vor, zwischen einzelnen Stufen und nach der Behandlung von großer Bedeutung. Wie bereits dargestellt, wird der Sickerwasserabfluss mehr oder weniger stark, je nach Abfall und Ablagerungstechnik, durch das Niederschlagsgeschehen beeinflusst. Angesichts der relativ hohen und häufig schwankenden Belastungen ist ein Mengenausgleich dringend erforderlich, um einen gesicherten Ablauf der Sickerwasseraufbereitungsanlage gewährleisten zu können.

Die Möglichkeiten zur Sickerwasserbehandlung können vorab in zwei verschiedene Verfahrensansätze unterschieden werden. Zu den destruktiven Verfahren zählen biologische Verfahren, chemische Oxidation z.B. mittels Ozon, Ozon/UV, Wasserstoffperoxid/UV, Fenton's Reagenz und die Verbrennung.

Zu den trennenden Verfahren zählen Membranverfahren, Adsorption, Fällung/Flockung, Eindampfung/Trocknung sowie die Strippung. Häufig ist die Reinigung des Sickerwassers bis zur geforderten Ablaufqualität nur durch Kombination mehrerer Verfahren möglich.

Die Behandlungsanlage sollte in der Regel auf einen mittleren Sickerwasseranfall und die Kapazität der Sickerwasserspeicherung auf Starkregenereignisse ausgelegt sein (LFU, 1995). Vorversuche können hier als Planungsgrundlage dienen.

B1) Biologische Behandlung

Aus praktischer Sicht ist jedes Sickerwasser biologisch behandelbar. Solche biologischen Verfahren dienen meist als erste Behandlungsstufe bei kombinierten Sickerwasseraufbereitungen, beispielsweise vor einer Aktivkohleadsorption oder chemischen Oxidation. Sie steigern die Effektivität der nachfolgenden Behandlungsstufen.

Die Hauptaufgabe der biologischen Behandlung liegt darin, die meist hohen Stickstoffgehalte und die Fraktion der leicht abbaubaren organischen Bestandteile zu eliminieren. Hierzu unterscheidet man zwei Hauptphasen der biologischen Elimination - die aerobe Nitrifikation und die anaerobe Denitrifikation.

Aufgabe der aeroben Stufe ist es, die leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen unter Sauerstoffverbrauch zu Kohlendioxid und Wasser zu oxidieren, sowie in Überschussschlamm umzuwandeln. Die reduzierten Stickstoffverbindungen werden weitgehend mikrobiell, durch den Prozess der Nitrifikation, zu Nitrat oxidiert. Bei der anschließenden Denitrifikation erfolgt die Umwandlung von Nitrat zu N_2 (ATV, 1993). Zum Teil kann eine Abtrennung von Stoffen aber auch dadurch erfolgen, dass Stoffe an den Belebtschlamm adsorbieren und so mit dem Überschussschlamm aus dem System ausgetragen werden.

In der Praxis werden hauptsächlich Belevungsverfahren eingesetzt. Das Belevungsverfahren ist bei Sickerwasser sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Gehalten an biologisch abbaubaren Stoffen geeignet. In einigen Fällen kommen auch Biofilmanlagen, wie Tauchkörper-Anlagen und Festbettanlagen zum Einsatz.

Eine Auskühlung der biologischen Behandlungsbecken mit Temperaturen von $< 10\text{ °C}$ oder eine starke Erhitzung von $> 40\text{ °C}$ beeinflussen die Abbauprozesse, besonders die Nitrifikation, negativ (EHRIG, 2000). Konventionelle Tropfkörperanlagen erreichen somit bei geringen Außentemperaturen keine ausreichende Reinigungsleistung. Hohe Salzgehalte können ebenfalls zu Problemen führen, da die Abtrennung der Biomasse mittels Membrananlagen durch Ausfällungen behindert werden kann.

In der Praxis finden zunehmend Belebungsanlagen in Form von leistungsfähigen, kompakten Bioreaktoren wie SBR Reaktoren (Sequencing Batch Reaktoren), mit nachgeschalteten Membranstufen (Ultrafiltration bzw. Mikrofiltration) zur Abtrennung der Biomasse, Einsatz. Im Vergleich zu konventionellen Belebungsbecken liefern diese deutlich geringere Stickstoff- und CSB-Gehalte im Ablauf (DOCKHORN, 2008). Dadurch werden sehr hohe Belebtschlammgehalte ermöglicht (bis 25 g TS/L), so dass die Umsatzleistung erhöht und das Bauvolumen wesentlich verringert werden kann.

Laut BMU-/LAGA (2002) ist Sickerwasser aus der „Sauren Phase“ relativ gut abbaubar, während sich das BSB₅/CSB-Verhältnis im Übergang zur Methanphase auf < 0,1 verringert. Der durchschnittliche CSB-Eliminationsgrad fällt von über 90% auf ca. 40 - 60%; der CSB im Ablauf liegt dann noch zwischen 400 und 1500 mg*L⁻¹. Ein Abbau des BSB₅ auf Werte unterhalb 20 mg*L⁻¹ ist bei entsprechender Auslegung erreichbar. Erfahrungen mit großtechnischen Anlagen (Belebungsanlagen, Tauchkörper-Anlagen) zeigen, dass die Anforderung (AbwV, Anhang 51) an N_{ges} sicher eingehalten werden können und sich dabei Ammonium-N-Werte im Ablauf von unter 10 mg*L⁻¹ erreichen lassen.

Von besonderer Bedeutung bei der N-Elimination ist die Denitrifikation. Während in der „Sauren Phase“ meist noch genügend leicht abbaubare organische Masse vorhanden ist, um ein ausreichendes C/N-Verhältnis von 4,5 zu gewährleisten, ist es bei älteren Deponien oftmals erforderlich, Kohlenstoffquellen in Form von Reinsubstraten wie Essigsäure oder Methanol zu zudosieren (CHANG, 1993).

Bei der biologischen Behandlung von Sickerwässern verbleiben in der Regel erhebliche biologisch nicht weiter abbaubare Restkonzentrationen von organischen Kohlenstoffverbindungen, so dass eine Nachbehandlung erforderlich ist.

B2) Chemische Oxidation

Eine biologische Behandlung alleine ist bei der Sickerwasseraufbereitung meist nicht ausreichend, da nur leicht abbaubare Stoffe eliminiert werden. Nach einer biologischen Vorbehandlung befinden sich somit meist noch schwer abbaubare organische und toxische Inhaltsstoffe im Sickerwasser. Diese können mittels chemischer Oxidation eliminiert werden. Dabei sollen diese Stoffe mit Hilfe starker Oxidationsmittel wie Ozon und/oder Wasserstoffperoxid zerstört werden. Diese

Verfahren können sowohl einzeln als auch in Kombination mit UV-Bestrahlung oder einem Katalysator eingesetzt werden. Bei weitgehender Umsetzung erfolgt eine vollständige Mineralisierung der Inhaltsstoffe oder eine Überführung in biologisch abbaubare Stoffe, die einer Nachbehandlung bedürfen (in der Regel eine weitere biologische Stufe). Für eine optimale Wirksamkeit muss das Sickerwasser feststofffrei sein, was eine Anwendung der chemischen Oxidation bei Rohsickerwasser ausschließt. Der Vorteil gegenüber anderen, weiteren Behandlungsverfahren ist, dass nahezu keine Abfälle entstehen, die entsorgt werden müssen (BMU-/LAGA, 2002). Allerdings werden einige Verbindungen nur anoxidiert, so dass daraus neue, evtl. wieder biologisch abbaubare Reststoffe entstehen.

Ozon (O₃)

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel, das in vielen Fällen für eine direkte Umwandlung von organischen Inhaltsstoffen in ihre jeweiligen Abbauprodukte ausreicht. Es ist gegenwärtig in Kombination mit UV-Behandlung das gängigste Oxidationsverfahren. Das verwendete Ozon muss dafür vor Ort aus Sauerstoff oder Luft unter Einsatz elektrischer Energie erzeugt werden, da es ein nicht lagerfähiges Gas ist.

Ozon reagiert mit allen organischen Substanzen, die Kohlenstoff-Kohlenstoff-Doppelbindungen enthalten. Die Ausnahme bilden einige kurzkettige aliphatische organische Verbindungen und Kohlenstoff-Halogenbindungen. Diese reagieren nur sehr schwer mit Ozon. In diesen Fällen ermöglicht meist eine kombinierte Anwendung von Ozon und UV-Licht ein Aufbrechen der auf diese Art gebundenen Moleküle. Teilweise wird dabei auch Ammonium oxidiert. Bei den Reaktionen entstehen als Endprodukte wiederum biologisch abbaubare Moleküle und Kohlenstoffdioxid. Durch die Oxidation mit Ozon kann ein erheblicher Anteil, der durch die CSB- oder TOC-Analyse bzw. AOX-Analyse erfassten organischen Verbindungen im Sickerwasser, oxidiert werden (KRÜMPELBECK ET AL., 2001). Die erforderlichen Ozoneinträge zur Erreichung der vorgegebenen Sickerwasserablaufqualität von 200 mg/L CSB liegt bei ca. 2,3 bis 3,0 kg O₃/kg CSB_{eliminiert}. AOX wird hierbei als Teil der gesamten vom CSB erfassten organischen Stoffe betrachtet und folgt somit den gleichen Gesetzmäßigkeiten (SCHMIDT, 1993).

Wasserstoffperoxid (H₂O₂)

Wasserstoffperoxid wird als wässrige Lösung meist als 30 bis 50 %-ige Lösung dem Sickerwasser zudosiert (VDMA, 1994). Für den Abbau der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe reicht das Oxidationspotential von Wasserstoffperoxid ohne Aktivierung nicht aus. Durch die Zugabe von zweiwertigem Eisen als Katalysator (Fenton's Reagenz) oder den Einsatz von UV-Licht kann die Radikalbildung verbessert werden. Wasserstoffperoxid ist aufgrund seiner Beschaffenheit als wässrige, stabilisierte Lösung eine gut lagerbare und mit Sickerwasser problemlos zu mischende Flüssigkeit, was den technischen Aufwand gering hält.

Laut BMU/LAGA erfolgt die Verwendung von Wasserstoffperoxid üblicherweise in Kombination mit UV-Licht. Durch die UV-Bestrahlung werden aus dem Oxidationsmittel hochreaktive Hydroxylradikale (OH-Radikale) gebildet. Zusätzlich absorbieren die Schadstoffe Energie des UV-Lichtes und erfahren so eine Änderung ihrer chemischen Zusammensetzung, wodurch sie reaktionsfreudiger gegenüber chemischen Oxidationsmitteln werden. In der Regel sind H₂O₂-Mengen von 2,5 bis 3,0 kg O₃*kg⁻¹ CSB_{eliminiert} nötig.

Beeinträchtigungen bei der Oxidation bzw. bei der Effektivität der UV-Bestrahlung können durch Ablagerungen bei trübem und zur Verkrustung neigendem Abwasser entstehen. Ein Vorschalten von Rückhalteeinrichtungen, wie Tuch- oder Sandfilter sind daher sinnvoll. Ebenso wird die Reaktion durch "Radikalfänger" wie Carbonate/Hydrogencarbonate oder Alkylverbindungen beeinträchtigt. Neben hohen Eisen- und Mangangehalten erfordern hohe Nitrat- und Nitritgehalte im Abwasser sehr viel höhere Energieeinträge mittels UV-Strahlung. Aus diesem Grund sollte eine Nitratentfernung der chemischen Oxidation mit UV-Bestrahlung vorgeschaltet werden (BMU/LAGA, 2002).

Beim Vorgang der chemischen Oxidation, sowohl beim Einsatz von Ozon, als auch bei Wasserstoffperoxid, werden langkettige, biologisch kaum angreifbare Huminstoffe aufgebrochen und so dem mikrobiellen Abbau erneut zugänglich gemacht. Da die als Zwischenprodukte gebildeten kurzkettigen organischen Säuren gut biologisch, aber schwer chemisch abbaubar sind, bietet sich hier in der Regel die Integration einer biologischen Nachreinigung an (SCHMIDT, 1993). Die biologische Nachbehandlung ist zudem im Allgemeinen notwendig, um den BSB₅-Grenzwert für

die Direkteinleitung zu unterschreiten. Eine Kombination aus biologischer Vorbehandlung, chemischer Oxidation und biologischer Nachbehandlung ist gerade für Konzentrationsbereiche, für die mit der chemischen Oxidation nur durch überproportional steigenden Aufwand weitere Verbesserungen erzielbar sind, angebracht. Hierdurch können sowohl für den CSB als auch für den AOX die Konzentrationen noch einmal um 40–60 % gesenkt werden (KRÜMPELBECK ET AL., 2001).

B3) Adsorptionsverfahren

Unter den Adsorptionsverfahren werden alle Möglichkeiten zusammengefasst, bei denen gelöste Sickerwasserinhaltsstoffe an der Oberfläche eines Feststoffes angelagert werden. Als Adsorptionsmittel werden hauptsächlich Aktivkohle, Braun- und Steinkohlenkoks eingesetzt. In Spezialfällen ist auch der Einsatz von Ionenaustauschern (z.B. gezielte Schwermetallentfernung) oder makroporösen Harzen (Abtrennung höhermolekularer Organika) denkbar. Alle Adsorbentien zeichnen sich durch ihre poröse Struktur und große innere Oberfläche aus.

Es wird hier nur auf die Adsorption an Aktivkohle eingegangen, da sich andere Adsorptionsmaterialien als weniger effektiv erwiesen haben und auch bei Kosten-Nutzen-Abschätzungen deutlich schlechter abschneiden (KRÜMPELBECK ET AL., 2001).

Aktivkohle

Die Adsorption an Aktivkohle dient hauptsächlich der Abtrennung von organischen Inhaltsstoffen aus dem Abwasser. Aktivkohle besitzt eine poröse Struktur und hat eine innere Oberfläche von 500 bis 1500 m²/g, je nach Hersteller und Ausgangsprodukt.

Aktivkohle kann gekörnt oder pulverförmig eingesetzt werden. Pulverförmige Aktivkohlen (Pulverkohle) werden zum zu behandelnden Abwasser zugemischt (ca. 1-3 kg/m³ Sickerwasser). Bei dieser Art der Prozessführung muss die Pulverkohle nach der notwendigen Adsorptionszeit vom gereinigten Wasser, durch Sedimentation oder Abpressen, abgetrennt werden. Die beladene Pulverkohle ist, meist als Sondermüll, zu entsorgen.

Bei Kornkohle wird das zu behandelnde Wasser über mehrere hintereinander geschaltete Adsorbersäulen, die mit kornförmiger Aktivkohle (Kornkohle) gefüllt sind,

geleitet. In diesem Fall kann man gegenüber der zuvor genannten Art der Prozessführung eine wesentlich bessere Ausnutzung der Kohleoberfläche erreichen. Im Vergleich zur Pulverkohle ist Kornkohle thermisch reaktivierbar, so dass sie mehrmals eingesetzt werden kann. Seitdem dies durch die Aktivkohleanbieter ermöglicht wird, wird nahezu ausschließlich Kornkohle eingesetzt, da in der Regel keine Belastungen bestehen, die eine Reaktivierung ausschließen würden (FA. CHEMVIRON CARBON). Dies führte zudem zu einem erhöhten Einsatz der günstigen Kornkohlen in der Nachbereitung von Abwässern, als sogenanntem „Polizeifilter“. Das Adsorptionsvermögen der Aktivkohlen liegt bei bis zu 500 mg CSB/g Aktivkohle (ATV, 1993). Um die geforderten Ablaufkonzentrationen sicher einzuhalten, werden die Aktivkohlen bei einer Beladung von 100 – 250 mg CSB/g Aktivkohle ausgetauscht. Neben der CSB-Reduzierung eignen sich Aktivkohlen auch als Adsorber für AOX (ATV, 1993).

Der Einsatz von Kornkohlen ermöglicht in der Sickerwasseraufbereitung eine einfache, kontinuierliche Verfahrensstufe, da große Mengen Aktivkohle in die Filter eingebracht werden und diese somit für mehrere Wochen bis hin zu Monaten wartungsfrei eingesetzt werden können (ATV, 1993).

KRÜMPELBECK UND EHRIG (2000) bestätigen dies nur bedingt. Sie haben die Feststellung gemacht, dass zwischen den Aktivkohlen deutliche Unterschiede in Bezug auf Standzeiten und Belastungen bestehen, je nach Hersteller und Ausgangsmaterial. Es empfiehlt sich daher, in Abständen von 1 – 3 Jahren Laborversuche zur Sorptionseignung der eingesetzten Aktivkohlen durchzuführen, da durch den Einsatz von optimal geeigneten Aktivkohlen ein enormes Einsparpotential erzielt werden kann. Durch Vorschalten einer biologischen Aufbereitung und geeigneter Filtertechnik (z.B. Sandfilter, Mikro- oder Ultrafiltration) kann der Aktivkohleverbrauch ebenfalls gesenkt werden.

B4) Membrantrennverfahren

Unter dem Begriff Membrantrennverfahren sind rein physikalisch arbeitende Verfahren zur Stofftrennung zusammengefasst. Zu ihnen zählen die Umkehrosmose, Nanofiltration und Ultrafiltration. Die Gemeinsamkeit aller drei Varianten besteht in der Auftrennung des Sickerwassers durch eine Membran in Konzentrat und Permeat. Das Permeat genügt bei geeigneter Auslegung der Anlage den Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle und vor Vermischung mit

anderem Abwasser (LfU, 2005). Die einzelnen Varianten unterscheiden sich in der Porenweite der Membranen, wodurch die unterschiedlichen Trennwirkungen bestimmt werden.

Die Membranen bestehen zumeist aus Celluloseacetat oder Polyamiden. Freies Chlor, was evtl. im Sickerwasser enthalten ist, sollte zur Verlängerung der Lebensdauer der Membranen vor der Reinigung zerstört werden. Außerdem sollten grobe Partikel, die zu einer mechanischen Belastung der Membranen führen könnten, abgetrennt werden. Die Bildung von Ablagerungen auf der Membran, in Abhängigkeit von der Sickerwasserzusammensetzung, kann zu Schwierigkeiten beim Einsatz von Membranverfahren führen. Mit steigender Aufkonzentration wächst der Anteil an kolloidalen und organischen Substanzen in der Lösung, die auf der Membranoberfläche zu einer Verblockung ("fouling") führen können. Ist das Sickerwasser stark mit anorganischen Salzen belastet, können durch die Aufkonzentration die Löslichkeitsgrenzen der Salze (bes. CaCO_3 , CaSO_4 , Kieselsäure) überschritten werden, die ebenfalls die Membran zusetzen können ("scaling"). Zur Gewährleistung gleichmäßiger Ablaufwerte ist eine regelmäßige Reinigung nötig (LfU, 2005).

Der Reststoffanfall ist relativ hoch. Das Konzentrat muss in der Regel weiterbehandelt werden. Häufig wird es in einer nachfolgenden Eindampfung und Trocknung bis zu einem Feststoff weiter aufkonzentriert, der Untertage deponiert werden muss. Ferner kann das Konzentrat verbrannt werden.

Umkehrosmose

Von Vorteil ist bei der Umkehrosmose, dass sie einen hohen Rückhalt der Sickerwasserinhaltsstoffe (bis zu 98 %) inklusive Schwermetallen bietet. Erfahrungen des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (2005) haben gezeigt, dass Umkehrosmoseanlagen bei geeigneter mehrstufiger Auslegung gegen Schwankungen der Sickerwasserzusammensetzung relativ unempfindlich sind und die geforderten Reinigungsleistungen trotz Feststoffanteil (keine groben Partikel) eingehalten werden können. Man unterscheidet bei Umkehrosmoseanlagen den Aufbau als Rohrmodule, Wickelmodule, Platten- oder Kissenmodule.

Aufgrund der zusätzlichen Kosten für die Reststoffentsorgung durch beispielsweise Eindampfung und Trocknung ist bei diesem Verfahren mit erheblichen Kosten von bis zu 50 €/m³ Sickerwasser zu rechnen (LFU, 2005).

Ultra- bzw. Nanofiltration

Die Ultrafiltration ist als eigenständiges Verfahren für die Behandlung von Deponiesickerwasser nicht von Bedeutung (KRÜMPELBECK, 2001). Bei der Nanofiltration können kleine organische Moleküle sowie einwertige Ionen die Membran fast vollständig passieren, während größere organische Moleküle sowie zweiwertige Ionen (ATV, 1993) zurückgehalten werden. Nano- und Ultrafiltration erlauben im Vergleich zur Umkehrosmose wesentlich geringere Betriebsdrücke und damit verbunden einen geringeren Energieeinsatz. Aufgrund ihres spezifischen Rückhaltevermögens wird die Nanofiltration nur nach einer biologischen Behandlung eingesetzt. Die biologisch nur schwer oder nicht abbaubaren Stoffe werden in hohem Maße zurückgehalten, da es sich in der Regel um größere Moleküle handelt. Aufgrund der geringeren Trennleistung im Vergleich zur Umkehrosmose können halogenierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in der Regel nur soweit entfernt werden, wie sie an Schwebstoffen adsorbiert sind oder in ungelöster Form vorliegen (BMU/LAGA, 2002).

B5) Flockung, Fällung

Bis auf Einzelfälle reicht die alleinige Behandlung des Sickerwassers durch Flockung und Fällung nicht aus, um den Anforderungen des Anhangs 51 ABWV zu genügen. Daher eignet sich dieses Verfahren nur als Vor- oder Nachbehandlung einer weiteren Reinigungsstufe. Modifizierte Fällungs- oder Flockungsmittel werden gezielt zur Minimierung der Schwermetall- und CSB-Belastungen, bzw. zur Verbesserung des CSB/BSB₅-Verhältnisses eingesetzt. Es werden hauptsächlich schwerabbaubare Verbindungen ausgefällt.

Der anfallende Schlamm muss als Abfall entsorgt werden, was in Kombination mit dem Einsatz von Fällungs- und Flockungshilfsmitteln erhebliche Kosten birgt. Die Höhe der Kosten kann durch die Art und Menge der benötigten Zusatzstoffe und durch die Entsorgung der anfallenden Reststoffe, je nach Sickerwasserzusammensetzung, stark schwanken.

B6) Eindampfung und Trocknung

Die Eindampfung des Sickerwassers ermöglicht prinzipiell eine vollständige Auftrennung in Inhaltsstoffe und Wasser und ist eine relativ reststoffarme Technik. Das Verdampfen des Sickerwassers sowie die Trocknung des verbleibenden Konzentrates sind nur nach Vorbehandlung, z.B. durch Nanofiltration oder Strippung, sinnvoll. Dieses Verfahren erfordert eine sehr hohe Menge an Frischdampf, wodurch es auf Standorte begrenzt ist, die kostengünstig mit Dampf versorgt werden können (z. B. Nutzung von Deponiegas, Frischdampf aus benachbarter MVA) (LFU, 2005).

Das Sickerwasser kann entweder bis kurz vor dem Auskristallisationspunkt eingeeengt und das Konzentrat anschließend getrocknet oder über den Kristallisationsgrad hinaus eingedampft werden. Das Konzentrat, das bei beiden Verfahrensweisen anfällt und sich nur in seiner Dichte unterscheidet, muss als Abfall entsorgt werden. Um die Probleme nicht vom Abwasser in die Luft zu verlagern, ist eine Abluftreinigung zwingend erforderlich (LFU, 2005).

Besteht keine Möglichkeit, kostengünstig anfallenden Dampf zu nutzen, wird dieses Verfahren durch den hohen Energieaufwand sehr kostenintensiv (BILITEWSKI ET AL., 1994).

B7) Gasaustausch bzw. Strippung

Strippung kann im Bereich der eigentlichen Deponiesickerwasseraufbereitung und bei der weitergehenden Behandlung der Konzentrate eingesetzt werden. Organische Inhaltsstoffe, insbesondere die meist leichtflüchtigen halogenorganischen Verbindungen und Ammoniak, können durch Anpassung des pH-Wertes und Erhöhung der Reaktionstemperatur zu einem wesentlichen Teil abgetrennt werden. Die Elimination des Ammoniaks aus dem Stripppgasstrom erfolgt meist durch Absorption in Schwefelsäure. Das Ammoniumsulfat muss wegen der Verunreinigungen als Sonderabfall entsorgt werden. Enthält die Abluft flüchtige halogenorganische Verbindungen, erfolgt die weitere Reinigung durch Adsorption an Aktivkohle. Abluft mit niedrigen AOX-Gehalten kann z. B. mit Hilfe von Biofiltern gereinigt werden.

Nachteil dieses Verfahrens ist der erhebliche Aufwand an Energie und Chemikalien, die zur pH-Werteinstellung erforderlich sind. Zudem ist das Verfahren mit einem

erhöhten Anfall an Reststoffmenge verbunden. Schwierigkeiten bei Betrieb einer Strippkolonne treten auf, wenn im Zulaufwasser Feststoffe vorhanden sind (Vorfiltration) oder das Sickerwasser zu Verkrustungen oder Schaumbildung neigt (LfU, 2005).

C) Zusammenfassung der Behandlungsverfahren

Die an dieser Stelle aufgeführten Verfahren werden häufig kombiniert angewandt. Als Vorstufe vieler Sickerwasseraufbereitungen wird eine biologische Behandlung eingesetzt, welche dann durch Trennverfahren, chemische Oxidation oder Adsorption ergänzt wird. Nur in Ausnahmefällen, bei speziellen Sickerwässern mit einer spezifischen Schadstoffgruppe, kann es möglich sein, mit einem gezielten Behandlungsverfahren eine ausreichende Minimierung der Schadstofffracht im Sickerwasser zu erreichen (z.B. Ionenaustausch bei Galvanisierungsabwässern; HAWLEY ET AL., 2005). Die folgende Tabelle (Tabelle 2.3) zeigt einige praktische Verfahrenskombinationen zur Sickerwasseraufbereitung.

Tab. 2.2: Übersicht über mögliche Verfahrenskombinationen zur Sickerwasseraufbereitung (LfU, 2005)

Verfahrenskombination			Vorteile	Nachteile
Biologie	Filter*	Membranfiltration (mit Konzentratbehandlung)	hohe Ablaufqualität	aufwändige Verfahrenstechnik
Biologie	Filter*	Chemische Oxidation	kaum Reststoff (biol. Überschussschlamm)	aufwändige Verfahrenstechnik, i.d.R. Nachbehandlung erforderlich
Biologie	Filter*	Aktivkohle-Adsorption	kostengünstig, einfache Verfahrenstechnik	Aktivkohle nur z.T. regenerierbar
Biologie	Fällung/Flockung	Aktivkohle-Adsorption	kostengünstig, einfache Verfahrenstechnik	u.U. Behandlung des Flockungsschlammes erforderlich
Biologie	Nanofiltration	Chemische Oxidation oder Aktivkohle-Adsorption des Konzentratstromes und Rückführung zur Biologie	hohe Ablaufqualität	aufwändige Verfahrenstechnik
Eine biologische Vorbehandlung bewirkt eine Leistungssteigerung vieler chemisch/physikalischer Verfahren				
Umkehrosmose	Konzentrataufbereitung (Eindampfung/Trocknung mit Stickstoffaustauschlebung)		hohe Ablaufqualität	hoher Energieverbrauch, hoher Reststoffanfall, Materialprobleme, aufwändige Verfahrenstechnik
Umkehrosmose	Verbrennung des Konzentrats			
Strippung	Eindampfung	Trocknung		
Verbundkonzepte			geringerer Kostenaufwand	Transportprobleme

*1) Die Filtereinheit entfällt in den Fällen, in denen eine Membranfiltration als Trenneinrichtung nach der Biologie vorgesehen ist.

Trotz Änderungen des Verbraucherverhaltens, sowie gesetzlicher Regelungen bezüglich des Umgangs mit Abfall, ist bei vielen Deponien, insbesondere bei

halogenorganischen Verbindungen im Sickerwasser, keine Reduzierung zu beobachten. Dies lässt sich vermutlich darauf zurückführen, dass das Sickerwasser weiterhin alte Abfallschichten durchfließt, die höhere Schadstoffgehalte aufweisen. Das Schadstoffpotential wird sich demzufolge erst mit Abschluss der Ablagerung der belasteten Abfälle reduzieren (EHRIG, 2000).

Ein differenzielles Verhalten im Vergleich zu bereits bestehenden Deponien ist bei der Einrichtung neuer Deponieabschnitte zu erwarten. Da seit dem 01. Juni 2005 nur noch Abfälle abgelagert werden dürfen, die keine nennenswerten biologisch abbaubaren Substanzen beinhalten, wird sich auch die Sickerwasserqualität bei den neuen Abschnitten und Deponien gegenüber den alten Abschnitten ändern. Das Sickerwasser wird eine höhere Konzentration an Salzbildnern und nur eine geringe organische Fracht beinhalten. Für diese Sickerwässer dürften in Zukunft insbesondere die Membranverfahren Anwendung finden (KOB & TRAPP, 2003).

2.4 Bewertungsmöglichkeiten von Schadstoffbelastungen

Die Schadstoffemissionen durch Deponiesickerwasser werden in der aktuellen Gesetzgebung generell aufgrund ihrer Konzentrationen im jeweiligen Umweltmedium bewertet. Dies lässt keine direkte Bewertung des Gefährdungspotenzials der Schadstoffbelastungen zu. BRANS hat 2008 ein Modell zur Schadeinheitenmodellierung entwickelt, was nicht nur die Konzentrationen eines Schadstoffes betrachtet, sondern es ermöglicht, Schadstoffbelastungen als Schadeinheitenfrachten darzustellen und bewerten zu können.

Der Ansatz, Schadfrachten und deren Gefährdungspotentiale abzuschätzen und zu bewerten, findet bereits in einigen Umweltkompartimenten Anwendung. Das Umweltbundesamt (UBA) bedient sich beispielsweise beim Toxizitätsequivalentsystem dieses Vorgehens. In diesem Fall werden Dioxine und Furane an der Leitsubstanz 2,3,7,8-TCDD bemessen, welche eine extrem toxische Wirkung besitzt. Die Toxizität der anderen Verbindungen wird, in Form von Toxizitätsequivalenten (TEQ), an der Toxizität der Leitsubstanz gewichtet (VDI, 2004).

Ein weiteres Beispiel ist die Bestimmung des Treibhausgaspotentials und dessen Bemessung in CO₂-Äquivalenten (IPCC, 1995). Hier werden die individuellen klimaschädlichen Potentiale, bezeichnet als global warming potential (GWP), durch Verwendung von Äquivalenzfaktoren zum gesamten Treibhauspotential aufsummiert.

Das Schadeinheitenmodell nach BRANS (2008) wurde zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel des Industriepark Höchst entwickelt und angewendet. Hier wurden relative Verhältnisse der Schadstoffbelastung, in diesem Fall Schädlichkeitsquotienten, gebildet und als Schadeinheitenfrachten dargestellt.

Dabei baut das Modell gedanklich auf dem Toxic Units Approach auf. Eine Toxic Unit (TU) für eine Substanz stellt den Quotienten aus einer Konzentration dieser Substanz und der Konzentration dar, bei der erwartungsgemäß ein bestimmter Effekt auf einen Zielorganismus verursacht wird. Eine TU von eins bedeutet, dass die gemessene Konzentration der bekannten Wirkkonzentration entspricht. Dieses Verfahren wurde in unterschiedlichen wissenschaftlichen Untersuchungen (BROWN, 1968; SPRAQUE, 1970; WILDHABER ET AL., 1995; NIRMALAKHANDAN ET AL., 1996) im Hinblick auf die Beurteilung der aquatischen Toxizität von Stoffgemischen angewendet.

Im Gegensatz zum Ursprungsmodell von BRANS (2008) geht es im Fall der Deponie nicht um die Bewertung eines Standortes mit schädlichen Bodenveränderungen, sondern um die Bewertung des Schadpotentials einer nach TASI basisabdichteten Hausmülldeponie mit geordneter Sickerwassererfassung. Es gilt zu berücksichtigen, dass, sowohl der Pfad Deponiesickerwasser – Grundwasser als auch der Pfad Deponiesickerwasser – Boden, aufgrund der Tatsache, dass ein direkter Kontakt zwischen kontaminiertem Abfluss der Deponie und dem Grundwasser oder Boden im Regelfall nicht besteht. Es soll das Gefährdungspotential von Deponiesickerwasser durch die Anwendung des Schadeinheitenmodells abgeschätzt werden und eine gezielte Quantifizierung der primären Schadparameter vorgenommen werden. Unter Berücksichtigung dieser Gesichtspunkte müssen auch die Referenzkonzentrationen für die einzelnen Parameter ausgewählt werden.

3. Material und Methoden

3.1 Versuchsstandort Deponie Aßlar

Der ehemalige Landkreis Wetzlar, heute Lahn-Dill-Kreis, entschied sich im Jahre 1972 zusammen mit der Gemeinde Aßlar für den Standort „Am Grauen Stein“ in Aßlar, um eine Abfallentsorgungsanlage zu errichten. Aufgrund der Neuordnung des Hessischen Abfallbeseitigungsgesetzes (Abfallgesetz vom 13. Juli 1971) über die geordnete Beseitigung von Abfällen wurde die Verantwortlichkeit der Entsorgung von Abfällen, Haus-, Gewerbe- und Sperrmüll auf den Landkreis übertragen.

Die Abfallentsorgungsanlage Aßlar befindet sich in der Gemarkung Aßlar, Flur 28 - Am grauen Stein. Sie wurde im Jahr 1975 durch das Regierungspräsidium Darmstadt, mit Bescheid vom 04.02.1975, planfestgestellt und genehmigt.

Die zugelassene Gesamtfläche der Anlage umfasst 40,6 ha, wovon 27 ha als Ablagerungsfläche genehmigt sind. Die Deponie ist für ein Ablagerungsvolumen von ca. 8 Mio. m³ zugelassen.

Einzugsgebiet sind der Lahn-Dill-Kreis mit seinen Städten und Gemeinden, das Stadtgebiet der Stadt Wetzlar, sowie von 1994 bis 2005 die Ablagerung der Siedlungsabfälle und Gewerbeabfälle aus dem Landkreis Gießen (AEWLD, 2007).

Die zentrale Abfallentsorgungsanlage Aßlar wurde nach dem Prinzip des „Multibarrierensystems“ eingerichtet. Ziel des Multibarrierensystems ist die Vermeidung von schädlichen Emissionen aus der Abfallentsorgungsanlage. Hierzu dienen drei Barrieretypen auf der Deponie Aßlar:

1. Verhinderung des Entstehens von schädlichen Emissionen durch Abfallvorbehandlung und schadstoffreduzierende Abfalleinbaumethoden.
2. Verhinderung von unkontrollierten Emissionen aus der Deponie durch geologische Barrieren, Basisabdichtung und Oberflächenabdichtung. Eine Deponiesickerwasser- und Gaserfassung, sowie ein geordneter Abfalleinbau unterbinden ebenfalls unkontrollierte Emissionen.

3. Eine kontrollierte Erfassung und Behandlung von schädlichen Emissionen wird durch eine Deponiesickerwasserableitung und -behandlung sowie eine Gasabsaugung, -behandlung bzw. -nutzung erreicht. Die Reststoffe aus den Behandlungsanlagen werden fachgerecht entsorgt.

Die Novellierung des Abfallrechtes im Juni 2005 und das damit verbundene Verbot der Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle mit hohem organischen Anteil auf oberflächlichen Deponien führte zu einem deutlichen Rückgang in den abgelagerten Abfallmengen und –zusammensetzungen (s. Abb. 3.1). Das Ablagerungsverbot beruft sich auf das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, §5) und wurde durch die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) umgesetzt, welche auf die Anforderungen der TA-Siedlungsabfall (TASI) zurückzuführen sind.

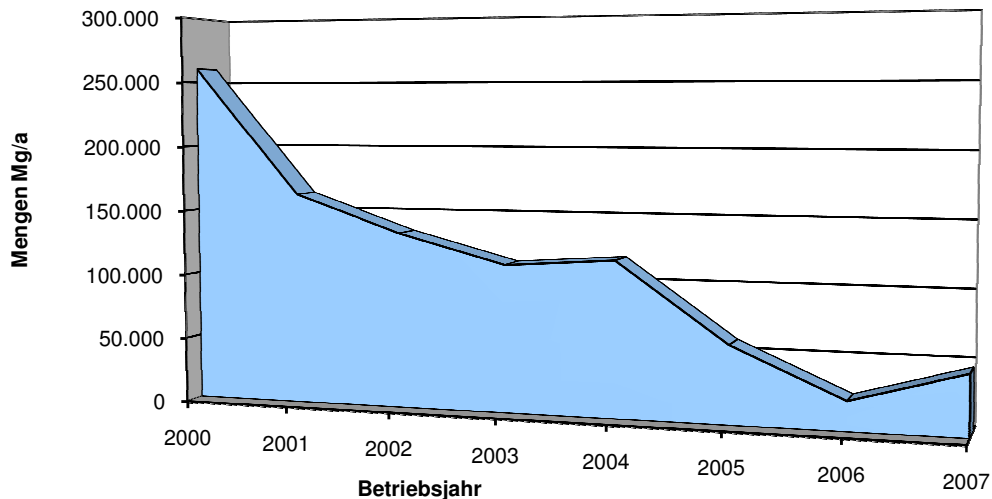


Abb. 3.1: Abgelagerte Abfallmengen auf der Deponie ABlar in den Jahren 2000 – 2007

Für das Betriebsjahr 2007 können dem Eigenkontrollbericht der Abfallentsorgungsanlage ABlar folgende Werte für Abfalleinbaugewicht, Abfalleinbauvolumen, Deponierestvolumen und theoretische Restlaufzeit entnommen werden (s. Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Betriebsangaben der Deponie ABlar für das Betriebsjahr 2007 (Quelle: AEWLD, 2008)

Betriebsjahr	2007
Abfalleinbaugewicht	45.914 Mg
Abfalleinbauvolumen	62.443 m ³
Deponierestvolumen	ca. 1.440.000 m ³
Theoretische Restlaufzeit	ca. 12 Jahre

Neben den 45.914 Mg Gewerbeabfällen zur Deponierung wurden noch weitere Abfälle zur externen Verwertung auf der Deponie Aßlar abgelagert. Die Deponie dient in diesen Fällen als Zwischenlager bis zur weiteren Verwertung. Um einen Überblick über die angedienten Abfälle zur Beseitigung bzw. deponietechnischen Verwertung aus dem Jahre 2007 zu erhalten, sind diese in der folgenden Tabelle (Tabelle 3.2) dargestellt.

Tab. 3.2: Darstellung der angedienten Abfälle auf der Deponie Aßlar zur Beseitigung, bzw. deponietechnischen Verwertung (Quelle: AEWLD, 2008)

Gewerbeabfälle zur Deponierung	45.914 Mg
Boden und Steine	29.933 Mg
Gewerbeabfall (zur externen Verwertung)	9.249 Mg
Elektroschrott	1.240 Mg
Metalle zur Verwertung	83 Mg
Gesamt	86.419 Mg

Zudem wird auf dem Gelände der zentralen Abfallentsorgungsanlage in Aßlar eine Biokompostierung betrieben. Die Kompostierung wird als Intensivrotte in geschlossenen Rotteboxen durchgeführt. Das entstehende Abwasser aus der Kompostierungsanlage wird dem zentralen Abwasserkanal der Deponie zugeführt. Die geplante Laufzeit der Kompostierungsanlage ist bis zum Jahr 2012 angedacht (Persönliche Mitteilung Pfeiffer, 2008).

Neben der Kompostierungsanlage befindet sich eine Trockenstabilatanlage zur Restmüllbehandlung auf dem Gelände. Der hier behandelte Restabfall wird im Anschluss an das Verfahren in Ballen gepresst, luftdicht verpackt und bis zu seiner weiteren Verwendung als Sekundärbrennstoff auf der Deponie zwischengelagert.

Der Deponiekörper verfügt über eine TASI-konforme Basisabdichtung, welche als „Kombinationsabdichtung“ ausgeführt wurde. Ergänzt wird die Abdichtung durch die auf ihr befindliche Entwässerungsschicht. Die Basisabdichtung wurde gemäß Einbaufortschritt in Abschnitten von zwei bis drei Hektar hergestellt. Auf die fertiggestellte Basisabdichtung wurde eine etwa ein Meter mächtige Feinmüllschicht aufgebracht. Diese wurde von der Überlagerung mit weiterem Müll für einen Zeitraum von etwa drei Monaten freigehalten, so dass aerobe Zersetzung möglich ist. Dadurch sollte bei der späteren Überlagerung ein biologischer Abbau des Deponiesickerwassers in dieser Schicht möglich sein (AEWLD, 2005).

Der jeweilige weitere Einbau von Abfällen erfolgte im Dünnschicht-Verfahren, so dass auch hier ein aerober Abbau des Abfalls möglich ist.

Die Mächtigkeit des Abfallkörpers beläuft sich im Jahre 2008 auf ca. 40 bis 70 m, je nach Einbauabschnitt (Mathes & Söhne, 2008). Das Höhenmodell verdeutlicht den Aufbau des Deponiekörpers und zeigt die Unterschiede in den Einbaumächtigkeiten der Abfälle (s. Abb. 3.2).

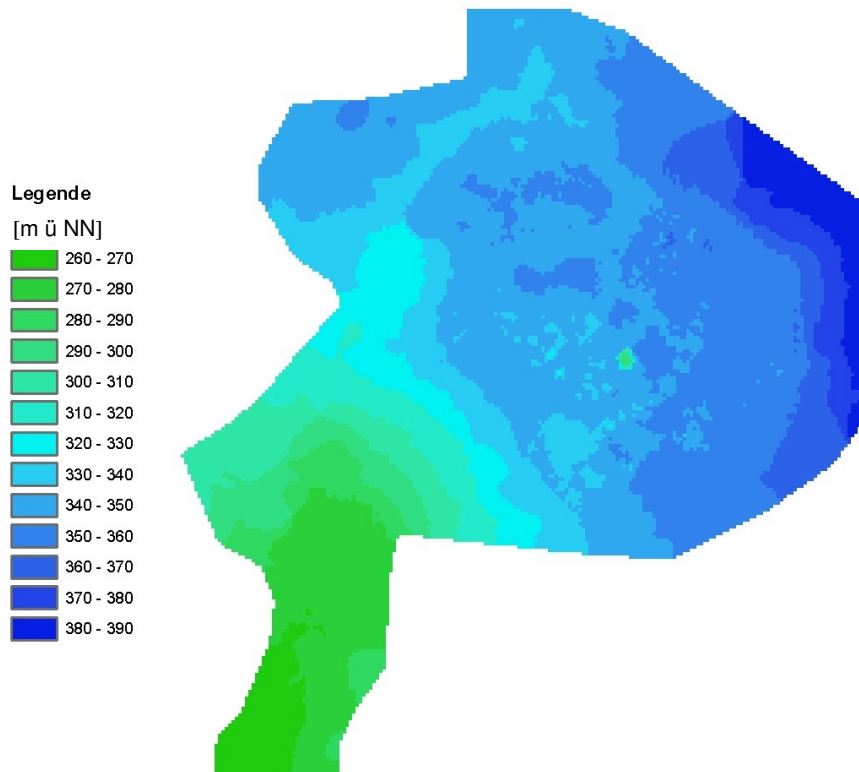


Abb. 3.2: Höhenmodell der Deponie Aßlar (IDW-Methode)

Sobald Abfallböschungen im Deponierandbereich fertig gestellt wurden, wurden diese zum Zwecke der Sickerwasserminimierung mit einer TASI-konformen Oberflächenabdichtung oder einer temporären Zwischenabdichtung abgedeckt. Eine Stütz- und Entwässerungsschicht unter der Abdichtung gewährleistet die Standfestigkeit sowie die Erosionssicherheit der Abdichtung. Hangwasseraustritte sowie Deponiegas werden über diese Schicht entsprechend gezielt abgeleitet. Den oberen Abschluss einer Oberflächenabdichtung bildet eine insgesamt 1,60 Meter starke Rekultivierungsschicht mit Begrünung.

Die abgedichteten Hangflächen der Deponie und die bestehenden Wirtschaftswege und Betriebsflächen der Abfallentsorgungsanlage stellen einen erheblichen Anteil versiegelter Oberflächen dar, von welchen das anfallende Oberflächenwasser

getrennt vom Sickerwasser gesammelt und abgeführt wird (s. Abb. 3.3). Diese Maßnahmen führten zu einer Reduzierung der Sickerwassermengen (s. Kap. 4.1), da das nicht durch den Abfall kontaminierte Oberflächenwasser separat erfasst, gesammelt und abgeführt werden kann.



Abb. 3.3: Deponiefläche der Abfallentsorgungsanlage ABlar mit abgedichteten/versiegelten Bereichen

Das im Abfallkörper versickernde Niederschlagswasser und im Deponiekörper entstehende Prozesswasser wird über der Basisabdichtung im Flächenfilter gefasst und über verschiedene Dränageleitungen zum südlichen Deponierand geführt. Das gesamte Sickerwassersystem (Leitungen, Schächte) ist als Doppelmantelsystem mit einem inneren Transportraum und einem umgebenden Kontrollraum ausgeführt und besteht aus Polyäthylen. Über Druckprüfungen und Kamerabefahrungen wird das gesamte System, zusätzlich zur Sichtkontrolle im Kontrollraum, regelmäßig überprüft (AEWLD, 2005).

Das Sickerwasser wird über ein Leitungssystem dem Sickerwassersammelbecken, als Zwischenspeicher (Volumen ca. 5000 m³), oder direkt der Kanalisation zugeführt.

In die öffentliche Kanalisation eingeleitet gelangt das Sickerwasser zur Kläranlage Wetzlar-Steindorf. Dort wird es mit den übrigen anfallenden Abwässern aufbereitet. Eine Sickerwasserbehandlungsanlage auf der Deponie Aßlar befindet sich zurzeit in Planung und wird voraussichtlich noch im Jahr 2009 in Betrieb genommen (persönliche Mitteilung Herr Pfeiffer, 2008).

3.2 Quantitative und Qualitative Sickerwassererfassung

3.2.1 Probenahmestellen

Die Probenahme erfolgte regelmäßig in den Jahren 2005 bis 2009 (wöchentlich, bzw. monatlich) auf dem Gelände der Abfallentsorgungsanlage Aßlar. Aufgrund von anfänglichen Untersuchungen an verschiedensten Sickerwasser- und Kondensatschächten konnte eine Auswahl an geeigneten Probenahmestellen ermittelt werden.

Für eine repräsentative Identifizierung der Sickerwasserinhaltsstoffe und zur Sickerwassermengenerfassung wurden an drei Stellen auf dem Betriebsgelände der Abfallentsorgungsanlage Aßlar Probenahmen durchgeführt (Schacht 34, Schacht 33, Sammelschacht).

Im Schacht 34, unterhalb des Deponiekörpers, wurden vier Sickerwasserleitungen aus dem Deponiekörper differenziert erfasst und untersucht. Hier wurden die Zuläufe Z 40, DSW 1, Z77 und Z Süd aus unterschiedlichen Deponieabschnitten zur Beprobung herangezogen. Um diese Probenahme zu ermöglichen, waren bautechnische Maßnahmen nötig, damit ein sicheres Einfahren in den etwa acht Meter tiefen Schacht gewährleistet werden konnte.

Die zweite Probenahmestelle, im Schacht 33, stellte den Sammelabfluss aus dem Schacht 33 dar. An dieser Stelle konnte somit eine Mischprobe aus den vier Deponieleitungen im Schacht 34 erfasst und als solche getrennt untersucht werden. Eine Mengenerfassung war aufgrund der Bauart des Schachtes an dieser Stelle nicht möglich.

Der dritte Beprobungspunkt lag im unteren Verlauf des Schachts 33, an der Übergabestelle des Sickerwassers in die öffentliche Kanalisation. Bis zu diesem Punkt sind zusätzlich Abwässer aus der auf dem Gelände befindlichen

Kompostierungsanlage und aus der Oberflächenentwässerung zugeflossen. An dieser Stelle, dem so genannten Sammelschacht, erfolgte auch die offizielle Gesamtmengenerfassung mittels IDM Messung. Aufgrund von Umbaumaßnahmen war im Juli/August 2007 keine Probenahme im Sammelschacht möglich.

Abbildung 3.4 zeigt die Probenahmestellen auf dem Deponiegelände der Abfallentsorgungsanlage Aßlar.

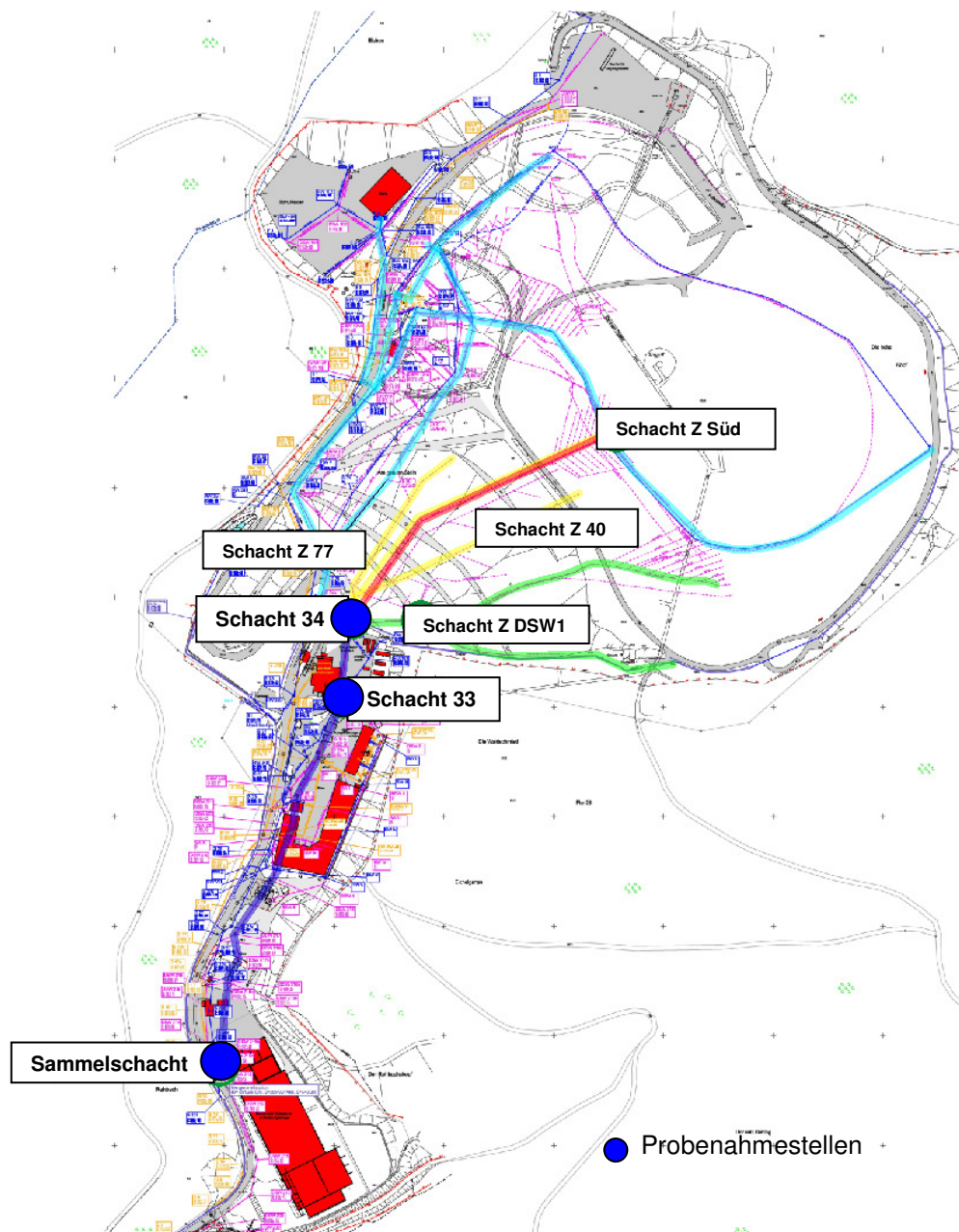


Abb. 3.4: Probenahmestellen auf dem Gelände der Abfallentsorgungsanlage Aßlar (verändert nach Ingenieurbüro Roth & Partner, 2004)

3.2.2 Quantitative Erfassung der Sickerwasserströme

Zur Mengenerfassung des Sickerwassers der Abfallentsorgungsanlage Aßlar wurden vier der sechs Zuläufe zum Schacht 34 (Z77, Z40, DSW1 und Z Süd) herangezogen (s. Abb. 3.5). Die beiden weiteren Zuläufe (Z35 und HM II) lieferten eine vernachlässigbar geringe Menge an Sickerwasser und wurden nicht mit in die Untersuchung einbezogen.

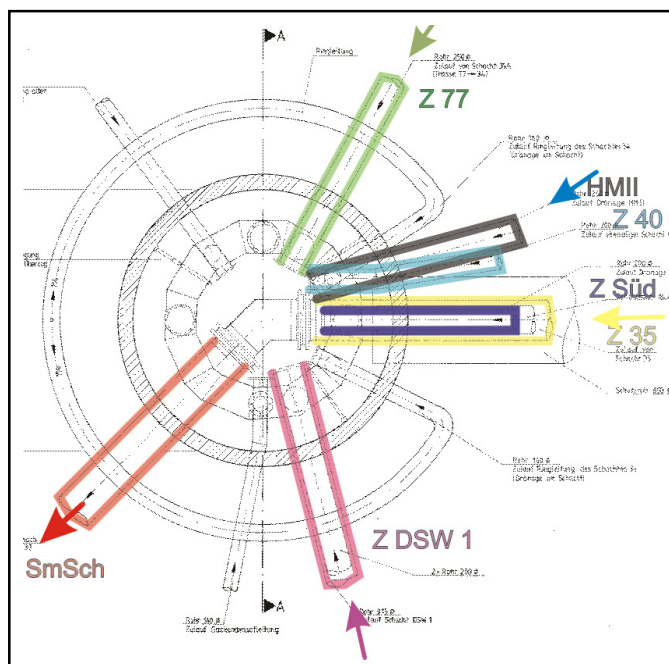


Abb. 3.5: Schema der Sickerwasserzuläufe im Schacht 34 der Deponie Aßlar (verändert nach Fa. HOCHTIEF, 1992)

Zudem wurden die Messungen des IDM-Zählers (Typ Pulsmag VDM/6532) zur Ermittlung der Gesamtsickerwassermenge im Sammelschacht genutzt. Eine Mengenerfassung im Schacht 33 war aufgrund der Bauart des Schachtes nicht möglich.

Die Gesamtsickerwassermengen wurden kontinuierlich im Sammelschacht durch einen IDM-Zähler am Übergabepunkt in die öffentliche Kanalisation erfasst.

Bei der wöchentlichen bzw. monatlichen Probennahme auf der Abfallentsorgungsanlage Aßlar wurden auch die Sickerwassermengen in den Zuläufen Z77, Z40, DSW1 und Z Süd erfasst.

Die anfallenden Sickerwassermengen der jeweiligen Zuläufe wurden im Schacht 34 durch Auslitern mengenproportional bestimmt. Um eine größere Sicherheit dieser Daten gewährleisten zu können, wurde jeweils mit vier Wiederholungen gearbeitet,

mit Ausnahme von Zulauf Z77; hier wurde aufgrund der hohen Durchflussraten die Anzahl der Wiederholungen auf fünf erhöht.

Eine absolute Mengenerfassung wie im Sammelschacht war durch das Auslitern nicht zu erzielen, da nur Stichproben genommen werden konnten. Es bestand so die Möglichkeit, den prozentualen Anteil der einzelnen Zuläufe an der Gesamtsickerwassermenge zu bestimmen. Für dieses Verfahren wurden die mittleren täglichen Durchflussraten der einzelnen Zuläufe berechnet und dann der Anteil an der Gesamtsickerwassermenge bestimmt.

3.2.3 Untersuchungen zur Sickerwasserqualität

Die Sickerwässer aus den Zuläufen Z77, Z40, DSW1 und Z Süd, sowie das Sickerwasser aus dem Schacht 33 und dem Sammelschacht wurden neben der Analyse auf ihren AOX-Gehalt zusätzlich auf die Parameter elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Schwermetalle (Al, As, Ba, Pb, Cd, Cr, Co, Fe, Cu, Ni, Hg, Zn, V, Mn, Mo und Tl), Anionen (Cl, F, Br, NO₃, NO₂, PO₄ und SO₄), Kationen (Na, K, Mg und Ca) und den TOC-Gehalt untersucht.

Für die qualitative Analyse des Sickerwassers der Deponie Aßlar wurden ausschließlich Glasgefäße genutzt. Von den genannten Schächten und Zuläufen wurde jeweils ein Sickerwasseraliquot von einem Liter entnommen. Von dieser Literprobe wurden vor Ort 200 ml separiert und mit HNO₃ (4 ml/Probe) auf einen pH-Wert < 2 für die AOX-Analytik angesäuert.

Die verbliebenen 800 ml wurden im Labor für die unterschiedlichen Analyseverfahren teilweise mit einem Spritzenaufsatzfilter (0,45 µm Polypropylen, Fa. Whatman Inc.) filtriert, in geeignete Behältnisse abgefüllt und bis zur Analyse eingefroren.

Die pH-Wert-Messung und die Messung der elektrischen Leitfähigkeit wurden unmittelbar am Probenahmetag an der unbehandelten Frischprobe im Labor vorgenommen.

Sämtliche Analysen wurden im Labor des Institutes für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Justus-Liebig Universität Gießen durchgeführt.

3.3.2.1 pH-Wert

Die Messung des pH-Wertes bedarf keiner weiteren Vorbereitung. Nach einer Zweipunkt-Kalibrierung bei pH 7 und pH 11 wurde mit dem pH-Meter (pH 197, Fa. WTW) der pH-Wert direkt in der frischen Sickerwasserprobe im Labor bestimmt.

3.3.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Bei der Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit gilt das gleiche wie für den pH-Wert. Vorarbeiten sind nicht nötig und die Messung erfolgt unmittelbar in der Sickerwasserprobe. Zur Messung der Leitfähigkeit wurde das Conductometer LF 191 (Fa. WTW) eingesetzt.

3.3.2.3 Anionen

Die Anionenkonzentrationen in den Sickerwasserproben wurden mit Hilfe der Ionen Chromatographie (IC DX-120, Fa. Dionex) bestimmt. Entsprechend der Anforderungen wurde der Gehalt an Cl, F, Br, NO₃, NO₂, PO₄ und SO₄ bestimmt. Die Auftrennung bei der IC verläuft zweistufig, über eine Vorsäule (IonPac AG14) und eine Trennsäule (IonPac AS14), über welche die Probe mit der mobilen Phase (Natriumcarbonat/-hydrogencarbonat) bei einer Durchflussrate von 1,2 ml/Min. gepumpt wird.

Sollte bei den Messungen die Bestimmungsgrenze für die jeweilige Verbindung bzw. das jeweilige Element unterschritten worden sein, wurde die halbe untere Bestimmungsgrenze als Richtwert angenommen. So wird vermieden, dass Messungen mit Werten zwischen Null und der Bestimmungsgrenze automatisch gleich null gesetzt werden, obwohl eine Restkonzentration des jeweiligen Stoffes enthalten ist.

3.3.2.4 Metalle und Kationen

Die Schwermetallanalyse wurde mittels ICP-MS (7500 ce, Fa. Agilent) durchgeführt. Neben den im Anhang 51 ABwV (2005) geforderten Metallen Al, As, Ba, Pb, Cd, Cr, Co, Fe, Cu, Ni, Hg, und Zn wurden durch einen eingesetzten Multielementstandard

zusätzlich noch V, Mn, Mo und Tl gemessen. Die Quecksilbermessung erforderte einen separaten Standard. Über interne Standards (Sc, Y, Rh, Ir) erfolgte eine Driftkorrektur aller Messergebnisse. Die Analysen wurden zudem durch zertifizierte Referenzmaterialien (CRM 7001/7003, CMI 1995 und SRM 1643e, NIST 2004) validiert.

Im Zusammenhang mit der ICP-MS-Analyse der Sickerwasserproben auf ihren Schwermetallgehalt wurden diese auch auf ihren Gehalt an Na, K, Mg und Ca untersucht. Die analysierten Kationen waren Bestandteil des Multielementstandards. Es wurde nach demselben Verfahren wie bei der Schwermetallanalyse vorgegangen.

3.2.3.5 AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen)

Die AOX-Gehalte der Sickerwässer aus der Abfallentsorgungsanlage Aßlar wurden mittels coulometrischer Messung (AOX-Analysator MT 20, Fa. Haberkorn & Braun) bestimmt. Die Analysen wurde nach DIN EN 1485-H14 durchgeführt.

Im Rahmen dieses Analysevorgangs werden die organischen Halogenverbindungen mit den Halogenen Jod, Chlor und Brom (Fluorverbindungen werden bei der Methode nicht erfasst) an Aktivkohle sorbiert und durch Verbrennung im Sauerstoffstrom in Form von Halogenwasserstoffverbindungen freigesetzt. Die Bestimmung erfolgt durch coulometrische Titration.

Bei diesem Verfahren wird eine Adsorption der Halogenverbindungen an Aktivkohle durch die Schüttelmethode (eine Stunde, mit 50 mg Aktivkohle) erreicht. Während der Adsorption werden anorganische Halogenide mit einer Natriumnitratlösung verdrängt.

Die mit AOX beladene Aktivkohle wird von der Schüttellösung durch Filtration (0,45 µm, 47mm Ø Polycarbonate Track-Etch Membrane, Fa. Satorius) abgetrennt. Der Filterkuchen mit Aktivkohle wird zwecks weiterer Entfernung der anorganischen Halogenide mit Natriumnitratlösung gespült.

Die Aktivkohle mit den daran gebundenen Halogenverbindungen wird bei 950 °C im Sauerstoffstrom verbrannt. Dabei werden die Chlorverbindungen zu HCl umgesetzt. Die Halogenwasserstoffverbindungen werden nach der Trocknung in Schwefelsäure in eine elektrochemische Messzelle geleitet und coulometrisch bestimmt.

3.2.3.6 TOC (total organic carbon)

Das Verfahren zur Bestimmung des TOC-Gehaltes in den Sickerwasserproben entspricht der DIN EN 1484. Die Proben wurden vor der Analyse filtriert (0,45 µm Polypropylen, Fa. Whatman Inc.) und zur Messung dem Analysensystem liquiTOC (Elementar Analysensysteme GmbH) zugeführt. Die Messung im liquiTOC System wurde in dem Modus TOC/NPOC durchgeführt.

3.3.2.7 CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)

Im Anhang 51 der ABWV (2005) ist ein Grenzwert für den CSB festgelegt. Um die geforderten CSB-Werte zu ermitteln, wurden stichprobenartig, mittels Küvettentest (LCK 514, Fa. Hach & Lange), repräsentative Proben auf den CSB analysiert.

Die Messung des CSB mittels Küvettentest nutzt die unterschiedlichen Absorptionsmaxima von Cr(VI) und Cr(III). Der Aufschluss erfolgt unter den Bedingungen der DIN 38409, Teil 41 (zwei Stunden bei 148 °C und Messung im Photometer bei 620 nm).

Aufgrund der labortechnisch besser durchführbaren Bestimmung der organischen Belastung des Sickerwassers, wurden alle Proben im Rahmen dieser Arbeit vorrangig auf ihren TOC-Gehalt untersucht. Im Anhang 51, ABWV ist jedoch ein Grenzwert von $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ für den CSB festgelegt. Mit der Ergänzung des § 6 der Verordnung vom Dezember 1998 wurde auch der TOC verankert:

„Ein in der wasserrechtlichen Zulassung festgesetzter Wert für den CSB gilt unter Beachtung von Absatz 1 auch als eingehalten, wenn der vierfache Wert des TOC, bestimmt in Milligramm je Liter, diesen Wert nicht übersteigt.“ (ABWV, BONN 1997).

In der Praxis ist der Multiplikationsfaktor von vier nicht immer realistisch. Beispiele von OBERDÖRSTER UND SCHMIDT (2002), sowie BRAUN ET AL. (1999) aus unterschiedlichsten Versuchsreihen zeigen, dass der Umrechnungsfaktor je nach Art der organischen Belastung und Zusammensetzung des Abwassers um den Faktor 1,6 bis 5 schwanken kann. Dies bestätigen auch die „Hinweise zur Einführung des Überwachungsparameters TOC – Vergleich der Parameter CSB – TOC – BSB₅ im kommunalen Abwasser“, der ATV-DVWK (2003).

Unter Berücksichtigung der Anforderung, möglichst genaue Angabe über den CSB-Gehalt im Sickerwasser der Deponie Ablar treffen zu können, wurden stichprobenartig, mittels Kuvettentest (LCK 514, FA. HACH & LANGE), jeweils 12 repräsentative Proben/Ablauf auf ihren CSB untersucht. Es wurden Proben aus allen sechs beobachteten Schächten und Zuläufen ausgewählt und so der Multiplikationsfaktor Schachtweise ermittelt. Der so für die einzelnen Schächte und Zuläufe ermittelte Umrechnungsfaktor zwischen TOC und CSB wurde dann auf den jeweiligen Datensatz angewendet.

3.4 Statistische Auswertung der Analysen

Mit Hilfe von EXCEL (MS Excel 2003) wurden die Datentabellen erstellt und statistische Standardwerte ermittelt. Durch die Überführung der gelisteten Daten in SPSS 14.0 wurden diese zur Erstellung von Korrelationsmatrizen der einzelnen Variablen genutzt, mit dem Ziel, die statistischen Zusammenhänge durch multiple lineare Regressionen zu ermitteln. Die multiplen linearen Regressionen wurden nach den drei in der Statistik üblichen Modellansätzen „forward“, „backward“ und „stepwise“ berechnet.

Die rechnerisch ermittelten Hauptschadparameter konnten im Anschluss mit den gemessenen Werten verglichen und deren Abweichungen bestimmt werden. Das Eliminieren von Ausreißerwerten mittels statistischer Standardverfahren diente abschließend zur Optimierung der Modellrechnungen.

Bei der Bewertung des Einflusses der Parameter AOX und CSB auf die Gesamtschadstoffbelastung wurden die Probenahmetage der Messkampagne aus dem Zeitraum von Januar 2006 bis Januar 2007 für die multivariable Auswertung mittels SPSS (SPSS Statistics 17.0) herangezogen. Bei möglichen Korrelationen wurden geeignete Parameter für eine Berechnung der CSB- und AOX-Konzentrationen genutzt.

Zur Validierung der potenziellen Berechnungsverfahren werden die Ergebnisse der Modellrechnungen mit den Analyseergebnissen aus den Probenahmen auf der Deponie, in der Zeit von Januar 2007 bis August 2008, verglichen und deren Abweichungen bestimmt.

Folgende Parameter wurden als mögliche Berechnungsfaktoren zur Bestimmung der AOX- und CSB-Konzentrationen herangezogen:

- | | | | |
|---|---------------------------|----------|------------------------------------|
| ○ | pH-Wert | pH | |
| ○ | elektrische Leitfähigkeit | LF | [mS*cm ⁻²] |
| ○ | Abflussmenge | Q | [m ³ *d ⁻¹] |
| ○ | täglicher Niederschlag | NS_Tag | [mm*d ⁻¹] |
| ○ | Wochensumme Niederschlag | NS_Woche | [mm/Woche] |

3.5 Modellierung des Deponiesickerwasserhaushaltes

3.5.1 Digitale Höhenmodelle der Deponie Aßlar

Mit dem Programm ESRI ArcGIS 9.2 wurden die Höhenunterschiede und die Exponierungen des Deponiekörpers Aßlar verdeutlicht und verschiedene Höhenmodelle erstellt. Als Grundlage für diese Höhenmodelle dienen kartographische Daten, die von dem Bergtechnischen Vermessungsbüro Mathes und Söhne (2008) zur Verfügung gestellt wurden. Die Daten werden jährlich für den Jahresbericht der Abfall- und Energiewirtschaft Lahn-Dill aktualisiert. Für die hier vorliegende Modellierung wurden die aktuell verfügbaren Daten vom Januar 2008 herangezogen.

Methoden

Zur Erstellung des Höhenmodells wurden ca. 8000 Höhenpunkte auf dem Deponiegelände integriert. Diese wurden nach der IDW-Methode (inverse distance weighted) interpoliert.

Bei diesem Verfahren werden Kombinationen aus umliegenden Messpunkten gewichtet und zur Berechnung einzelner Zellen verwendet. Die Gewichtung der herangezogenen Punkte richtet sich nach dem Abstand des zu interpolierenden Punktes. Je näher einer dieser Punkte liegt, desto größer ist sein Einfluss auf die interpolierte Oberfläche. Ebenso muss eine sinnvolle Anzahl an Punkten und ein

maximaler Abstand dieser zur interpolierten Fläche gewählt werden, um ein aussagekräftiges Höhenmodell zu erhalten.

Für das hier erstellte Modell wurden die jeweils sechs umliegenden Punkte mit einem maximalen Abstand von 20 Metern herangezogen. Die Einteilung der Höhenklassen erfolgt in zehn Meter Stufen, was bei einem Höhenunterschied innerhalb des Deponiegeländes von ca. 130 m 13 Klassen ergibt.

Auf selbiger Grundlage, wie bei dem oben gezeigten IDW-Modell, wurde ein Höhenlinienmodell als zusätzliche Orientierungshilfe erstellt. Die vorherrschenden geringen Höhenunterschiede auf der Deponie wurden durch die Einteilung der Höhenlinien in fünf Meter Klassen abgebildet.

Einen Überblick über den Anteil an versiegelten (Straßen, Betriebsflächen, Gebäude) und abgedichteten (vollständige Oberflächenabdichtung, Zwischenabdichtung) Flächen bietet zudem die Verschneidung der Grundrisse der Deponie Ablar mit den eingemessenen (Bergtechnischen Vermessungsbüro Mathes und Söhne, Januar 2008) Versiegelungsflächen.

Die so erstellte Karte diente der Wasserhaushaltsmodellierungen mit Hilfe des Programms HELP 3.80 D (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance Model; Berger 2004).

3.5.2 Das Modell HELP 3.80

Das Programm HELP 3.80 D (Berger, 2004) ist ein quasi zweidimensionales hydrologisches Modell zur Berechnung der Wasserbilanz von Deponien, Abdeckungssystemen und anderen Ablagerungsstätten für feste Abfälle. Die erste Version des Programms wurde in den USA entwickelt und diente ursprünglich der Verbesserung bereits bestehender Simulationsprogramme für den Wasserhaushalt von Mülldeponien. Das Modell ermöglicht es, Deponieaufbauten mit vielfältigen Kombinationen von Vegetation, Abdeckböden, Abfallschichten, Dränschichten, mineralischen Dichtschichten und Kunststoffdichtungsbahnen zu modellieren. Unter zusätzlicher Verwendung von meteorologischen Daten wie Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung ist das Modell in der Lage, den Wasserhaushalt einer Deponie zu berechnen und darzustellen (BERGER, 1998).

Der Benutzer muss dem Programm folgende Daten zur Verfügung stellen, damit eine Abschätzung der Mengen an Oberflächenabfluss, Evapotranspiration, Versickerung, Dränabfluss (Sickerwassersammlung) und Durchsickerung von Dichtungen möglich ist:

Geografische Lage

Die Lage des Standortes muss als nördliche Breite angegeben werden. Für die Abfallentsorgungsanlage Aßlar wurde hier der Wert 50,37° nördlicher Breite zugrunde gelegt.

Klimadaten

- Tägliche Niederschlagsmengen [mm]
- Tägliche Temperaturwerte [°C]
- Tägliche Globalstrahlung [MJ/m²]
- Jährliche mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]
- Mittlere vierteljährliche relative Luftfeuchtigkeit [%]
- Start der Vegetationsperiode [Tag]
- Ende der Vegetationsperiode [Tag]

Allgemeine Angaben

- Deponiefläche [ha]
- Flächenanteil der Deponie, von welchem Oberflächenabfluss möglich ist [%]

Schichttyp

Das Programm HELP 3.80 unterscheidet zwischen vier Schichttypen:

- Typ (1) Perkolationschicht
- Typ (2) Dränschicht
- Typ (3) Mineralische Dichtschicht
- Typ (4) Kunststoffdichtungsbahn

Zusätzlich muss hier die Mächtigkeit der jeweiligen Schicht in cm angegeben werden.

Bodeneigenschaften

Hierzu benötigt das Programm Werte für:

- Gesamtporenvolumen [Vol - %]
- Feldkapazität [Vol - %]
- Permanenter Welkepunkt [Vol - %]
- gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/s]

Diese Werte können entweder manuell eingegeben werden oder aber aus einer Liste mit 42 vorgegebenen US – Bodenarten ausgewählt werden. Zudem steht eine Liste mit benutzerdefinierten Bodenarten und Materialien, in der auch die Werte für die deutschen Bodenarten zu finden sind, zur Verfügung. Wird eine Bodenart aus diesen Listen ausgewählt, werden alle oben aufgeführten Parameter automatisch übernommen. Für die Modellierung des Wasserhaushaltes der Deponie ABlar wurden geeignete Bodenarten für die jeweiligen Schichten aus der angegebenen Liste der Bodenarten verwendet.

Anfangswassergehalt des Bodens zu Beginn eines Simulationsjahres

Der Anfangswassergehalt zu Beginn eines Simulationsjahres kann manuell eingegeben werden. Wird diese Option nicht in Anspruch genommen, geht das Programm HELP 3.80 von wassergesättigten Schichten aus. Eine manuelle Eingabe scheint also sinnvoll, wenn man ein Jahr gesondert simulieren möchte. In der vorliegenden Modellierung wurde ein Vorlaufjahr mit realen Messwerten und Klimadaten vor dem Simulationsjahr berechnet, da so ein realistischer Anfangswassergehalt des Deponiekörpers angenommen werden kann.

Entwurfsdaten für Dränschichten

Für die Simulation der Eigenschaften einer Dränschicht benötigt das Programm HELP 3.80 folgende Angaben:

- Maximaler horizontaler Dränabstand [m]
- Gefälle der Sohle der Dränschicht [%]
- Anteil des rezirkulierenden Dränagewassers [%]
- Angabe der Schicht, in welche das rezirkulierende Dränagewasser eingeleitet wird

Daten für Kunststoffdichtungsbahnen

- Lochdichte der Fabrikationsfehlstellen [Anzahl pro Hektar]
- Lochdichte der Einbaufehlstellen [Anzahl pro Hektar]
- Verlegequalität der Kunststoffdichtungsbahn (hier stehen sechs Optionen zur Verfügung)
- Äquivalente gesättigte Wasserleitfähigkeit der Kunststoffdichtungsbahn (Wasserdampfdiffusivität) [cm/s]
- Transmissivität des Geotextils [cm²/s] (nur nötig, wenn mit der Kunststoffdichtungsbahn ein Geotextil simuliert werden soll)

Daten zur Kurvenzahl-Bestimmung des Oberflächenabflusses

Der Oberflächenabfluss wird mit der „Kurvenzahl-Methode“ des Soil-Conservation Service (SCS) bestimmt (DUFRENOT). Diese Methode ermöglicht es, über eine für ein Einzugsgebiet ermittelte und für bestimmte Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse als konstant angesehene Kurvenzahl, den Oberflächenabfluss aus Daten von Niederschlagsereignissen abzuschätzen. Entwickelt wurde die Methode für die Abschätzung von Abflussmengen aus Niederschlagsdaten auf Tagesbasis. Der zeitliche Verlauf und die Menge des Oberflächenabflusses sind jedoch abhängig von der Dauer und Intensität des Niederschlags. Sehr hohe Oberflächenabflüsse aufgrund kurzzeitiger Starkregenereignisse werden somit nicht berücksichtigt.

3.5.2.1 Validierung der berechneten Abflussmengen durch das Modell HELP

Das Ziel der Modellanwendung ist es, die anfallenden Sickerwassermengen aus dem Deponiekörper auf der Abfallentsorgungsanlage Aßlar zu simulieren. Die Simulation wurde für den Zeitraum 2006-2008 durchgeführt, wobei das Jahr 2006 zweimal hintereinander an den Anfang gestellt wurde und somit einmal als Vorlauf diente. Der Vorteil bei diesem Vorgehen besteht darin, dass es dem Modell möglich ist, eine angemessene Wassersättigung des Deponiekörpers zu Beginn eines Jahres zu simulieren.

Die benötigten Klimadaten wurden für die Jahre 2006 bis einschließlich 2008 manuell eingegeben. Die täglichen Werte für Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit und Luftfeuchte stammen von der betriebseigenen

Wetterstation auf dem Deponiegelände Aßlar und wurden vom Eigenbetrieb Abfallwirtschaft Lahn – Dill, Wetzlar zur Verfügung gestellt.

Die täglichen Werte für die Globalstrahlung entstammen dem 30 jährigen Mittel des DWD und wurden für alle Jahre des Simulationszeitraums übernommen.

Aufgrund der Lage des Deponiekörpers ist davon auszugehen, dass es zu einem Interflow aus dem angrenzenden Waldgürtel kommt, da keine vertikale Abdichtung zu diesem besteht. Dieser Interflow wurde mit 150 mm/a angenommen.

Einteilung der Deponiefläche

Für die Simulation der anfallenden Sickerwassermengen wurde das Deponiegelände wie folgt in drei Teilflächen unterteilt, da in diesen Bereichen jeweils unterschiedliche Oberflächeneigenschaften des Deponiekörpers zu finden sind (Abbildung 3.6):

A „Plateau“ B „Südhang“ C „Nordhang“

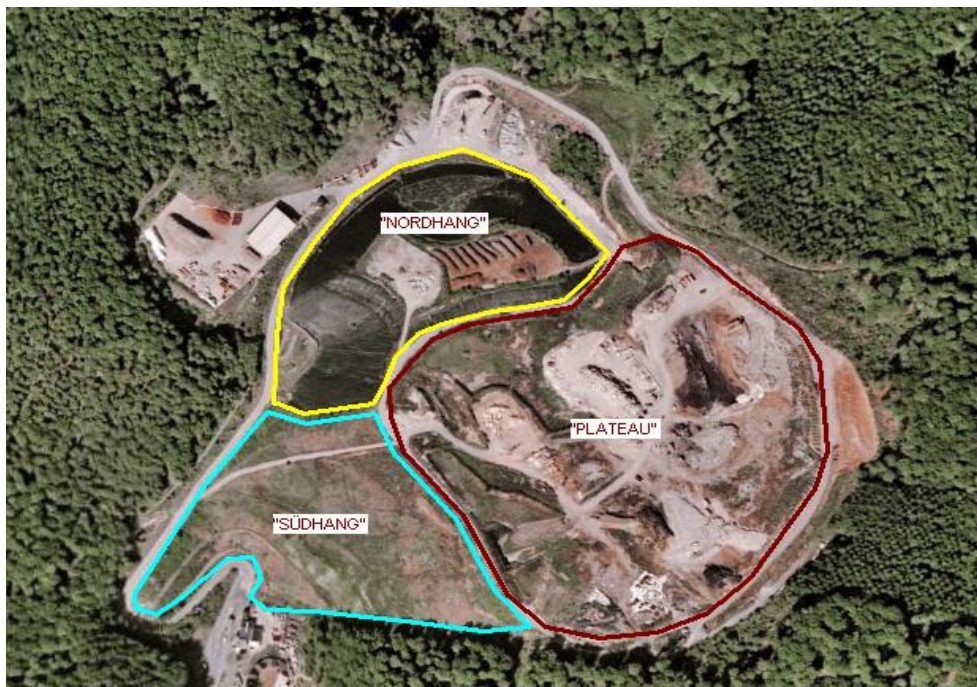


Abb. 3.6: Teilflächen der Deponie Aßlar für die HELP Modellierung auf Grundlage einer Satellitenaufnahme des Deponiegeländes (Quelle: Google Earth, 17.02.2008)

Teilfläche „Plateau“

Dieser Bereich der Deponie ist ca. 11,3 ha groß. Da immer noch Abfälle in den Deponiekörper eingebracht werden, existiert in diesem Bereich noch keine Oberflächenabdichtung. In dessen kommt es zu einem sehr hohen Eintrag von Niederschlagswasser in den Deponiekörper. Das dadurch anfallende Sickerwasser

wird durch Sickerwasserleitungen dem Sammelschacht zugeführt. Die Hangneigung ist in diesem Bereich gering, was es dem Niederschlagswasser zusätzlich erleichtert, in den Deponiekörper einzudringen.

Für die Basisabdichtung dieser Schicht wurde in der Simulation mit dem Programm HELP 3.80 folgender Schichtaufbau verwendet (s. Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Schichtaufbau der Basisabdichtung für den Bereich „Plateau“ der Deponie ABlar

Schicht	Material	Mächtigkeit (cm)	Feldkapazität (Vol./Vol.)	Gesamtporenvol. (Vol./Vol.)	Permanenter Welkepunkt (Vol./Vol.)	Gesättigte Wasserleitfähigkeit ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)
Abfallkörper	Hausmüll	3000	0,292	0,671	0,077	$1,00\cdot 10^{-3}$
Dränschicht	reiner Sand	75	0,105	0,410	0,065	$4,04\cdot 10^{-3}$
KDB¹	HDPE ²	0,25	--	--	--	$0,20\cdot 10^{-12}$
Ausgleichsschicht	Ton (verdichtet)	75	0,419	0,451	0,332	$0,68\cdot 10^{-6}$
Geol. Barriere	Vorgabe HELP	100	0,418	0,427	0,367	$0,10\cdot 10^{-6}$

¹Kunststoffdichtungsbahn ² High Density Polyethylene

Teilfläche „Südhang“

Dieser Bereich der Deponie erstreckt sich über eine Fläche von ca. 5,83 ha. Die Hangneigung ist deutlich höher als beim Plateau und die Fläche ist oberflächlich abgedichtet.

Durch die Hangneigung, die Oberflächenabdichtung und den Bewuchs kommt es zu einem weitaus geringeren Eintrag von Niederschlagswasser in den Deponiekörper. Es kommt zu Verlusten des Niederschlagswassers durch Oberflächenabfluss, Evaporation, Interzeption und Transpiration. Es bleibt somit nur ein geringer Teil des Niederschlagswassers, welcher in den Deponiekörper versickert.

Für die Oberflächenabdichtung dieser Teilfläche wurde in der Simulation folgender Schichtaufbau verwendet (s. Tab. 3.4):

Tab. 3.4: Schichtaufbau der Oberflächenabdichtung

Schicht	Material	Mächtigkeit (cm)	Feldkapazität (Vol./Vol.)	Gesamt-porenvol. (Vol./Vol.)	Permanenter Welkepunkt (Vol./Vol.)	Gesättigte Wasserleitfähigkeit ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)
Rekultivierungsschicht	SiL ¹	100	0,283	0,501	0,135	$0,19\cdot 10^{-3}$
Dränschicht	reiner Sand	75	0,105	0,410	0,065	$4,04\cdot 10^{-3}$
KDB	HDPE	0,25	--	--	--	$0,20\cdot 10^{-12}$
Mineralische Dichtschicht	Vorgabe HELP	100	0,418	0,427	0,367	$0,10\cdot 10^{-6}$

¹ schluff- und tonhaltiger Oberboden

Der Aufbau des Abfallkörpers und der Basisabdichtung beim Südhang entspricht dem Aufbau der Schichten des Teilbereiches „Plateau“.

Teilfläche „Nordhang“

Dieser Bereich besitzt eine Flächengröße von ca. 4,87 ha und ist nur temporär oberflächlich mit einer Kunststoffdichtungsbahn (HDPE) abgedichtet. Durch die Hangneigung und die Abdichtung mit einer HDPE-Folie kommt es zu sehr hohem direkten Oberflächenabfluss, der separat aufgefangen wird. Die Menge an zu erwartendem Sickerwasser von diesem Teilbereich hat daher nur geringe Bedeutung für die Gesamtsickerwassermenge.

3.6 Schadeinheitenmodell

Das Schadeinheitenmodell nach BRANS (2008) wurde zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel des Industriepark Frankfurt Höchst entwickelt und angewendet. Hier wurden relative Verhältnisse der Schadstoffbelastung, in diesem Fall Schädlichkeitsquotienten, gebildet und als Schadeinheitenfrachten dargestellt.

In der hier vorliegenden Arbeit soll das Schadeinheitenmodell zur Bewertung der Belastungen von Deponiesickerwasser übertragen werden.

Für die Bewertung der Belastungen im Deponiesickerwasser wurden die individuellen Konzentrationen zu festgelegten Referenzkonzentrationen ins

Verhältnis gesetzt. Der daraus entstehende Quotient stellt die Konzentration einer Schadeinheit für eine individuelle Stoff/Stoffgruppe dar. Das absolute Schädlichkeitsmaß, gemessen als Konzentration aller Schadeinheiten, ergibt sich aus der Summe der einzelnen Quotienten. Aus dieser Summe wird durch Multiplikation der Schadeinheitenkonzentrationen (C_{SE}) mit der Durchflussrate (Q) die Schadeinheitenfracht (F_{SE}) errechnet. Dies ermöglicht es, bei der Schadeinheitenbilanzierung der anfallenden Sickerwässer an einem Standort sowohl die Gesamtbelastung, als auch das Schadstoffpotential der verschiedenen Teilströme zu bewerten.

Folgende Parameter werden für die Schadeinheitenmodellierung benötigt:

C_i	Konzentration des Stoffes i	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
C_i^{Referenz}	Referenzkonzentration des Stoffes i	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Q	Durchflussmenge	L/Zeit

Berechnung der Schadeinheitenkonzentrationen und –frachten:

$$C_{SE} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_i^{\text{referenz}}}}{1} \quad (\text{Formel 3.1})$$

$$F_{SE} = C_{SE} * Q \quad (\text{Formel 3.2})$$

C_{SE}	<i>Konz. an Schadeinheiten</i>	<i>SE/L</i>
F_{SE}	<i>Schadeinheitenfracht</i>	<i>SE/Zeit</i>

Aus den oben angeführten Formeln wird deutlich, dass erst die Berücksichtigung der Volumenströme die Bilanzierung sinnvoll erscheinen lässt, da dadurch die einzelnen Teilströme in ihren Schadfrachten vergleichbar gemacht werden können. Nur so kann das Gefährdungspotential einzelner Teilströme abgeschätzt werden.

Die Formeln verdeutlichen, welcher Stellenwert den Referenzkonzentrationen zukommt. Die Referenzkonzentration gibt die Schädlichkeitskonzentration der

einzelnen Substanzen wieder. Anhand dieses Wertes wird im Wesentlichen die Schädlichkeit eines Parameters in Form der Schadeinheitenkonzentration abgeleitet. Es ist daher von großer Bedeutung, die Referenzkonzentrationen auf der Basis anerkannter Qualitätsstandards abzuleiten, um ein hohes Maß an Sicherheit und Zuverlässigkeit der ermittelten Äquivalente zu gewährleisten.

BRANS (2008) wählte dazu in seinem Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel des Industriepark Frankfurt Höchst die Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2004) als Basis zur Festlegung der Referenzkonzentrationen.

Die benötigten Referenzkonzentrationen zur Berechnung der Schadeinheitenfrachten im Sickerwasser der Deponie Aßlar wurden aus dem Anhang 51 der Abwasserverordnung (ABWV, 2005) abgeleitet. Sie entsprechen den, aus Sicht der Gefährdungsabschätzung von Sickerwässern, bedeutsamsten zwölf Grenzwerten aus den im Anhang 51 aufgeführten 18 chemischen Analyseparametern. Folgende Parameter wurden nicht berücksichtigt:

- **BSB₅ (biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen)**

Da durch den CSB die gesamte organische Fracht bestimmt werden kann, ist der Einsatz eines weiteren Parameters zur Bestimmung der organischen Belastungen in Form des BSB₅ nicht notwendig. Würden beide Parameter, BSB₅ und CSB, im Schadeinheitenmodell berücksichtigt, würde dies zu einer Überrepräsentanz führen, da der CSB den BSB₅ miterfasst. Für das Schadeinheitenmodell wird daher nur der CSB berücksichtigt.

- **N_{gesamt} (Gesamtstickstoff)**

Während die Nährstoffeinträge aus punktförmigen Quellen (Einleitung von Abwässern) durch Verbesserungen der Reinigungsleistung der Kläranlagen deutlich reduziert werden konnten, stellen die Einträge aus diffusen Quellen (Versickerung, Abschwemmungen, Erosion, Niederschlag) ein noch weitgehend ungelöstes Problem dar. Die Stickstoffeinträge in Fließgewässer (rund 688 000 t/a im Zeitraum 1998-2000) stammen zu 19 % aus punktförmigen Quellen. Der weitaus größere Anteil erfolgt über diffuse

Einträge, überwiegend aus der Landwirtschaft (58 %) (UMWELTBUNDESAMT, 2006).

Dies zeigt, dass von Deponiesickerwasser, welches in die öffentliche Kanalisation eingeleitet wird und nicht direkt einem Vorfluter zugeführt wird, keine erhöhte Gefahr für die Umwelt ausgeht. Die anschließende Aufbereitung in einer Kläranlage bewirkt eine ausreichende Elimination des Stickstoffs. Aus diesem Grund wird für die Schadeinheitenmodellierung nicht die Gesamtstickstoffmenge einbezogen, sondern nur der Gehalt an Nitrit-Stickstoff. Nitrit wirkt schon in Konzentration von weit unter 1 mg/L auf viele Organismen toxisch (RUMP, 1998) und wird daher stellvertretend für die Stickstoffbelastungen bei der Schadeinheitenmodellierung berücksichtigt.

- **Kohlenwasserstoffe**

In Anhang 51 C, Abs. 3 der ABWV heißt es:

„Die Anforderung an Kohlenwasserstoffe, gesamt, bezieht sich auf die Stichprobe. Sie gilt nicht für Abwasser aus der Ablagerung von Siedlungsabfällen.“

Im Oberflächenwasser und Abwasser können allerdings Verunreinigungen durch Kohlenwasserstoffe auftreten. Es handelt sich hierbei in der Regel um aliphatische Verbindungen. Beispiele sind Mineralöle und -fette, Ottokraftstoffe, technische Lösungsmittel, tierische und pflanzliche Öle, Fette und Wachse (RUMP, 1998).

Die Kohlenwasserstoffbelastung im Sickerwasser von Hausmülldeponien ist im Regelfall gering, da hier nicht von Abwasser auszugehen ist, welches stark mit Mineralölen oder ähnlichen Stoffen verunreinigt ist. Die Kohlenwasserstoffkonzentration im Sickerwasser von Deponien ist zudem meist noch durch die teilweise anaeroben Verhältnisse im Deponiekörper herabgesetzt, da die Kohlenwasserstoffverbindungen (C_mH_n) unter Abwesenheit von Sauerstoff zu Methan, Kohlendioxid und anderen Gärprodukten abgebaut werden. Sickerwasseruntersuchungen vergleichbarer Deponien bestätigen diese Annahme (EUROFINS, 2008).

- **Chrom VI**

Da die Chrom-Konzentrationen in den Analyseergebnissen der Deponie Ablar keine Überschreitungen der nach Anhang 51 AbwV geforderten Chrom-Grenzwerte in den Jahren 2005 – 2008 aufgewiesen haben, wurde von einer zusätzlichen Chrom VI-Analyse abgesehen. Es ist nicht davon auszugehen, dass ein erhöhtes Gefährdungspotential von dem Parameter Chrom VI im Deponiesickerwasser ausgeht, daher ist es ausreichend, den Parameter Chrom-Gesamt zu berücksichtigen, um einen unverhältnismäßigen Analyseaufwand zu vermeiden. Eine weitere Anreicherung von Chrom VI in Abfällen und somit in der Umwelt ist durchaus möglich, obwohl Chrom VI in vielen Produktionsverfahren verboten wurde, wie beispielsweise seit 2006 in der Elektroindustrie (EU-RICHTLINIE 2002/95/EG) und seit 2007 in der Automobilindustrie (EU-RICHTLINIE 2000/53/EG). So ist der Einsatz von Chrom in Industrie und Landwirtschaft weitestgehend minimiert worden, was dauerhaft auch keinen weiteren Anstieg der Konzentrationen in Siedlungsabfällen erwarten lässt.

- **Cyanide, leicht freisetzbar**

Härtereien, Galvanikbetriebe oder Kokereien verwenden typischerweise Cyanide in ihren Produktionsprozessen. Hier gelangt, z.B. bedingt durch Störfälle oder andere Produktionseingriffe, Cyanid ins Abwasser oder in Gewässer.

Leicht freisetzbare Cyanide umfassen Verbindungen mit CN-Gruppen, die bei Raumtemperatur und pH 4 Cyanwasserstoff (Blausäure) freisetzen. Da im Sickerwasser von mehrjährigen Hausmülldeponien in der Regel, aufgrund stabiler methanogener Abbauprozesse, neutrale bis schwach alkalische Bedingungen vorherrschen (KOB & TRAPP, 2003), ist die Gefahr durch Cyanwasserstoffbildung aus leicht freisetzbaren Cyaniden gering. Dies dient als Ausschlusskriterium für das Schadeinheitenmodell.

- **Sulfide**

Sulfide lösen sich i.d.R. unter anaeroben Bedingungen und bilden dann mit Wasser Schwefelsäure, was bedeutet, dass sie den pH-Wert deutlich senken und die Löslichkeit anderer Schadstoffe (Schwermetalle) erhöhen können.

Da aber die pH-Werte im Sickerwasser der Deponie ABlar zu jedem Zeitpunkt im neutralen bis alkalischen Bereich lagen, ist nicht von einer erhöhten Sulfidkonzentration auszugehen. Auf eine Sulfidanalyse wurde daher verzichtet. Bei Anwendungen des Schadeinheitenmodells unter sauren Bedingungen könnte allerdings die Sulfidbestimmung sinnvoll sein.

Die oben angegebenen sechs Parameter werden aufgrund der beschriebenen Eigenschaften und/oder aufgrund von mangelnder Datengrundlage nicht mit zur Schadeinheitenmodellierung herangezogen.

Da es sich bei den Referenzwerten um Grenzwerte der ABwV (2005) handelt, ist festgelegt, dass, ab Erreichen dieser Werte, Maßnahmen zu ergreifen sind. Eine umweltgefährdende Wirkung ist jedoch schon bei geringeren Konzentrationen zu erwarten. Neben der Vergleichbarkeit der Schadfrachtenbelastung der einzelnen Schächte untereinander sollen auch ihre Relationen zur Umweltgefährdung betrachtet werden. Zu diesem Zweck wird an dieser Stelle eine weitere Vergleichsgröße zur Unbedenklichkeit der Abflüsse eingeführt, die Unbedenklichkeits-Schadfracht. Diese wird definiert als halbe Summe der Referenzkonzentrationen multipliziert mit dem Abfluss pro Zeiteinheit:

Unbedenklichkeits-Schadfracht

$$F_{US} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i^{referenz}}{2} \times Q_t \quad (\text{Formel 3.3})$$

F_{US}	<i>Unbedenklichkeits-Schadfracht</i>	<i>SE/Zeit</i>
Q_t	<i>Abfluss pro Zeiteinheit</i>	<i>Q/Zeit</i>

Diese 50 %-Annahme beim Gefährdungspotential wird in der Umwelt und Medizin vielfach angewendet. In der Toxikologie bezeichnet beispielsweise der LD₅₀ (Letale Dosis) die Konzentration eines Stoffes oder einer Strahlung, die auf 50 % der betroffenen Organismen tödlich ist.

Auch im Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) wird zwischen verschiedenen Stufen der Gefährdung unterschieden. Man unterteilt das

Handlungsspektrum der Belastungen in Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte, denen jeweils unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen zugrunde liegen. Die Unbedenklichkeits-Schadfracht wäre in diesem Fall gleichzusetzen mit den Prüfwerten aus dem Bundesbodenschutzgesetz, wobei die Grenzwerte der ABWV den Maßnahmenwerten entsprechen würden. Am Beispiel des Deponiesickerwassers soll die 50%-Annahme der Referenzwerte als Sicherheitspuffer für den Umgang mit den Schadparametern dienen.

3.7 Schadfrachtenprognose

Zur Abschätzung der zu erwartenden Kosten und der zukünftig anfallenden Schadfrachten wurde das langfristige Verhalten, bezogen auf das Gefährdungspotential der Deponie ABlar, betrachtet. Hierzu kam eine Kombination aus der Sickerwasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell HELP 3.8 D (s. Kap. 3.5), der Schadeinheitenmodellierung (s. Kap. 3.6) und der statistischen Berechnung der Hauptschadparameter AOX und CSB zur Anwendung. Die auf diese Weise ermittelten Sickerwassermengen und Schadfrachten ermöglichten sowohl eine ökologische, als auch eine ökonomische Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens.

Am Beispiel der Deponie ABlar soll, auf Grundlage der in dieser Arbeit erfassten Daten und der daraus ermittelten Zusammenhänge, eine Entwicklungstendenz des Deponiewasserhaushaltes bis zum Jahr 2050 erstellt werden. Die Restlaufzeit der Deponie beträgt laut Eigenkontrollbericht der Abfallwirtschaft Lahn-Dill (AWLD, BERICHTSJAHR 2008), unter Berücksichtigung der aktuellen Entwicklungen des Abfallaufkommens, noch 12 Jahre. Das bedeutet, dass die Deponie ABlar zum Ende des Jahres 2020 in die Stilllegungs- und Nachsorgephase übergehen würde. Die weitere Modellierung bis zum Jahr 2050 entspricht somit den Mindestanforderungen des KREISLAUFWIRTSCHAFTS- UND ABFALLGESETZES (§ 36, KRW-/ABFG, 1994) von 30 Jahren Nachsorgephase.

Der weitere Deponiebetrieb und die anschließende Stilllegung der Deponie ABlar wurde anhand von zwei Szenarien modelliert. Szenario I beschreibt den weiteren

Deponiebetrieb bis zum Jahr 2020 ohne zusätzliche temporäre Oberflächenabdichtungen von bereits verfüllten Deponiebereichen. Der nicht abgedichtete Bereich von aktuell (Betriebsjahr 2008) 11,3 ha der insgesamt 22 ha umfassenden Ablagerungsfläche wird erst mit Eintritt der Deponie in die Stilllegungsphase im Jahr 2020/2021 oberflächlich abgedichtet.

Das Szenario II berücksichtigt eine schrittweise Abdichtung der Deponieoberfläche in drei Phasen bis zum Jahr 2020. Zum Ende des Jahres 2012 und 2016 werden jeweils vier weitere Hektar der Deponie oberflächlich abgedichtet. Mit dem Ende des Jahres 2020 kommt es dann, mit der Abdichtung der verbleibenden 3,3 ha, zur kompletten Oberflächenabdichtung der Deponie.

Neben der primären Betrachtung der Sickerwasserentwicklung dient der Vergleich der beiden aufgeführten Szenarien dazu, das mögliche Einsparpotenzial durch frühzeitige Abdichtungsmaßnahmen bereits verfüllter Deponieabschnitte aufzuzeigen.

Für die Berechnung der zukünftig anfallenden Schadfrachten im Sickerwasser der Deponie Aßlar stehen zwei Rechenwege zur Verfügung. Beim ersten werden die Gesamtschadfrachten anhand der Prognosemodelle und Daten zum Zulauf Z77 errechnet. Beim zweiten Verfahren dient die Datengrundlage des Schachtes 33 als Berechnungsgrundlage für die Prognose (s. Kap. 4.4). Die Berechnung der Gesamtschadfrachten anhand der Modellierungs- und Berechnungsergebnisse im Zulauf Z77 und Schacht 33 sind im Anhang 8.2 aufgeführt.

Die Entwicklung der Schadfrachten im Anschluss an die Betriebsphase dient als Element zur Abschätzung des Gefährdungspotenzials einer Deponie in der Nachsorgephase. Als Basis für die Schadfrachtenmodellierung wird die Modellierung der Sickerwassermengen genutzt. Die Umsetzung der für Szenario I und II berechneten Abflussmengen für den Zeitraum von 2008 bis 2050 in Schadfrachten ermöglicht es, unter Einbeziehung der in Anhang 8.2 angegebenen Formeln, die zukünftig anfallenden Schadfrachten aus dem Sickerwasser der Deponie Aßlar zu berechnen. Durch die Bildung von Schadfrachten ist es möglich, den Konzentrations- und Mengenentwicklungen der Sickerwasserbelastungen einen Preis zuzuordnen und die verschiedenen Vorgehensweisen monetär vergleichbar zu machen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Sickerwassermengen

4.1.1 Sickerwassermengen im Sammelschacht

Die im Sammelschacht erfassten Sickerwassermengen stammen, wie in Kapitel 3.2 beschrieben, sowohl aus der Deponie, als auch aus einigen anderen Quellen, wie einem auf dem Deponiegelände befindlichen Kompostwerk und weiteren nicht erfassten Zuläufen. Es handelt sich nicht um reines Deponiesickerwasser, aber als Sammelabfluss aus dem Deponiegelände gilt dieser, bei der Sickerwassererfassung und Kostenberechnung durch den Entsorger, als maßgeblich.

Die an dieser Stelle erfassten Abflussmengen aus der Deponie sind im Laufe der vergangenen zehn Jahre (1999 – 2008) deutlich reduziert worden (s. Abb. 4.1).

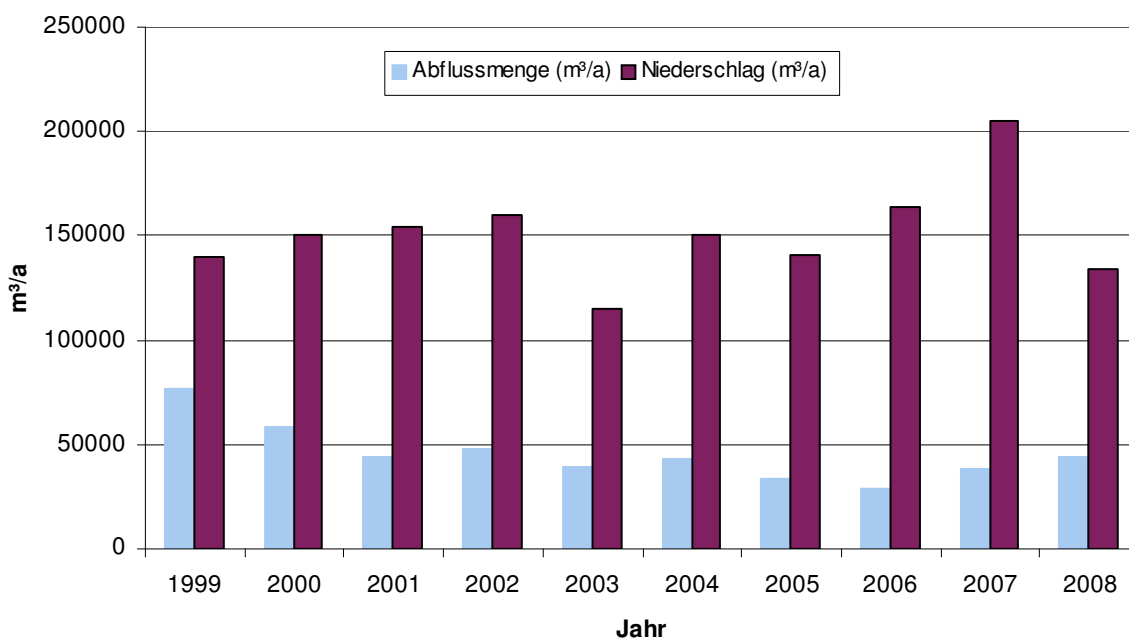


Abb. 4.1: Jährliche Sickerwassermengen und Niederschläge im Sammelschacht der Deponie Aßlar für die Jahre 1999 bis 2008

Die offiziell in die öffentliche Kanalisation eingeleiteten Sickerwassermengen haben sich aufgrund von Oberflächenabdichtungsmaßnahmen am und der Abtrennung

einiger Oberflächenabflüsse im Verlauf der vergangenen zehn Jahre um 43 %, von 76.300 m³ im Jahr 1999 auf 43.700 m³ im Jahr 2008, reduziert.

Die jährlichen Niederschlagsmengen, bezogen auf die 21,3 ha Deponiefläche, betragen durchschnittlich 151.315 m³*a⁻¹. Mit Ausnahme der Jahre 2003 und 2007 ist die Niederschlagsmenge relativ konstant. Das Jahr 2003 war mit 539 mm (115.000 m³) Niederschlag ein außergewöhnlich niederschlagsarmes und das Jahr 2007 mit 961 mm (205.000 m³) ein sehr niederschlagsreiches Jahr. Dies spiegelt sich auch in den Sickerwassermengen dieser Jahre wider.

Der Niederschlags-Abfluss-Quotient liegt im Durchschnitt des Zeitraumes von 1999 – 2008 bei 0,31 und reduzierte sich im Verlauf des angegebenen Zeitraumes von maximal 0,55 im Jahr 1999 auf ein Minimum von 0,17 im Jahr 2006.

Die Relation von Niederschlagsmenge und Abfluss liegt, bedingt durch die genannten Einflüsse, mit 0,31 durchschnittlich im unteren Erwartungsbereich der Niederschlag-Abfluss-Relationen von 0,25 – 0,60 bei Deponien in der Betriebsphase (EHRIG, 1991).

4.1.2 Sickerwassermengen der Zuläufe

Eine absolute Mengenerfassung ist in den Zuläufen und dessen Sammelablauf (Schacht 33) nicht möglich gewesen. Für den Zeitraum von Januar 2007 bis September 2008 wurden die Sickerwassermengen in den Zuläufen stichprobenartig durch Auslitern bestimmt.

Die Ergebnisse der Stichprobenerfassung zeigen deutlich, dass der Zulauf Z77 den größten Einfluss auf die Gesamtsickerwassermenge der Deponie Aßlar hat. Die übrigen drei Zuläufe verantworten im Vergleich zum Zulauf Z77 nur eine geringe Sickerwasserspende. Der maßgebliche Einfluss des Zulaufs Z77 verdeutlicht sich auch bei einem Vergleich mit der aufsummierten Gesamtabflussmenge aus dem Deponiekörper (s. Abb. 4.2).

Betrachtet man die Abflussmengen in Bezug auf den Niederschlag, so zeigt sich, dass nach niederschlagsreichen Phasen ein deutlicher Anstieg der Abflussmengen zu erkennen ist. Dieser Anstieg folgt allerdings mit einer geringen Zeitverzögerung, die durch das Wasserspeichervermögen der Deponie und das Weg-Zeit-Verhältnisses begründet ist. Im Gegenzug kommt es, als Folge von

Trockenperioden, zu einem „Leerlaufen“ des Deponiekörpers, was durch wiedereinsetzende Regenereignisse unterbrochen wird. Dies ist besonders gut in der Phase von März bis Mai 2007 zu erkennen (s. Abb. 4.2). In diesem Zeitraum fielen in den Monaten März und April lediglich 40 mm Niederschlag, was ein „Leerlaufen“ der Deponie bewirkt. Darauf folgende, starke Regenereignisse im Mai, mit ca. 130 mm Niederschlag, führten im Anschluss zu einem Auffüllen der Wasserspeicher und einer stark ansteigenden Abflussmenge.

Die Wechselwirkungen dieser beiden Effekte wirken sich besonders auf die Abflussmengen des Zulaufes Z77 aus, da dieser aus einem weitgehend offenen Einbaubereich der Deponie stammt. Erschwerend kommt hinzu, dass dieser verschiedene andere Teilbereiche entwässern muss.

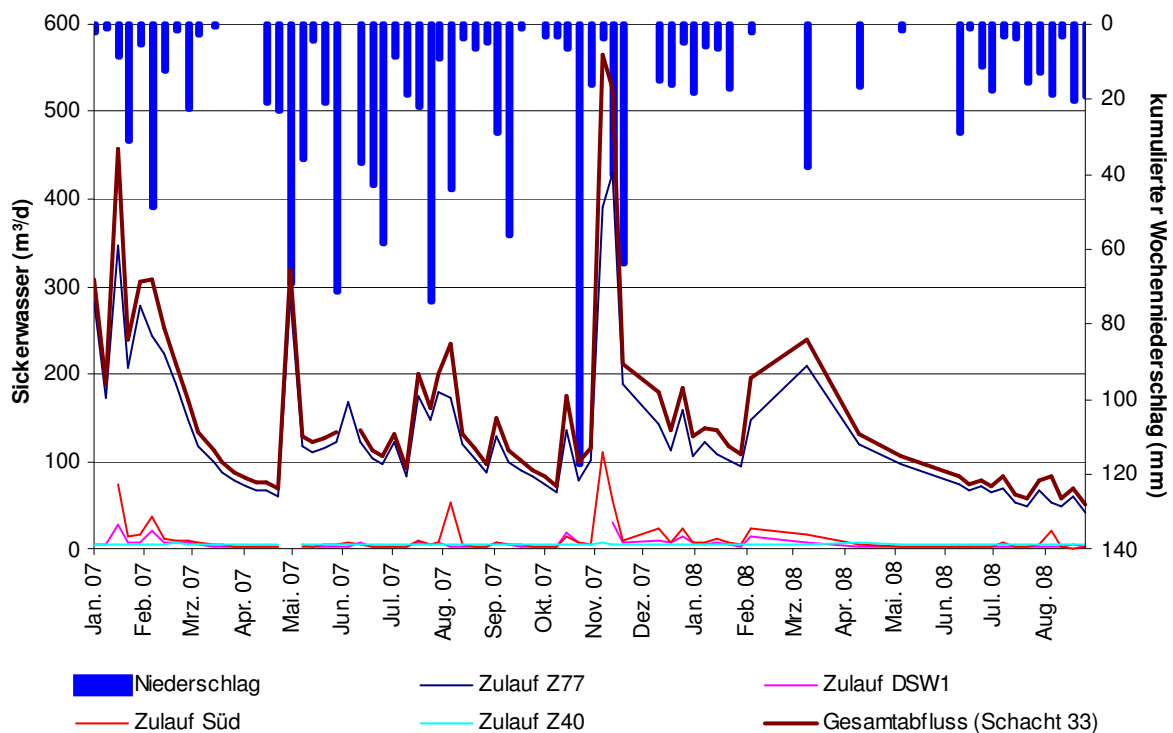


Abb. 4.2: Tägliche Sickerwasserraten der Zuläufe aus der Deponie Ablar und Niederschläge im Zeitraum von Januar 2007 bis September 2008

Die Betrachtung des Niederschlag-Abfluss-Verhaltens verdeutlicht, anhand der Ablaufsumme der vier Zuläufe aus dem Deponiekörper im Schacht 33, die Auswirkungen des Niederschlages auf die Sickerwasserbildung der Deponie. An dieser Stelle wird die Abhängigkeit der beiden Parameter durch ein Bestimmtheitsmaß von 0,41 (s. Abb. 4.3) bestätigt.

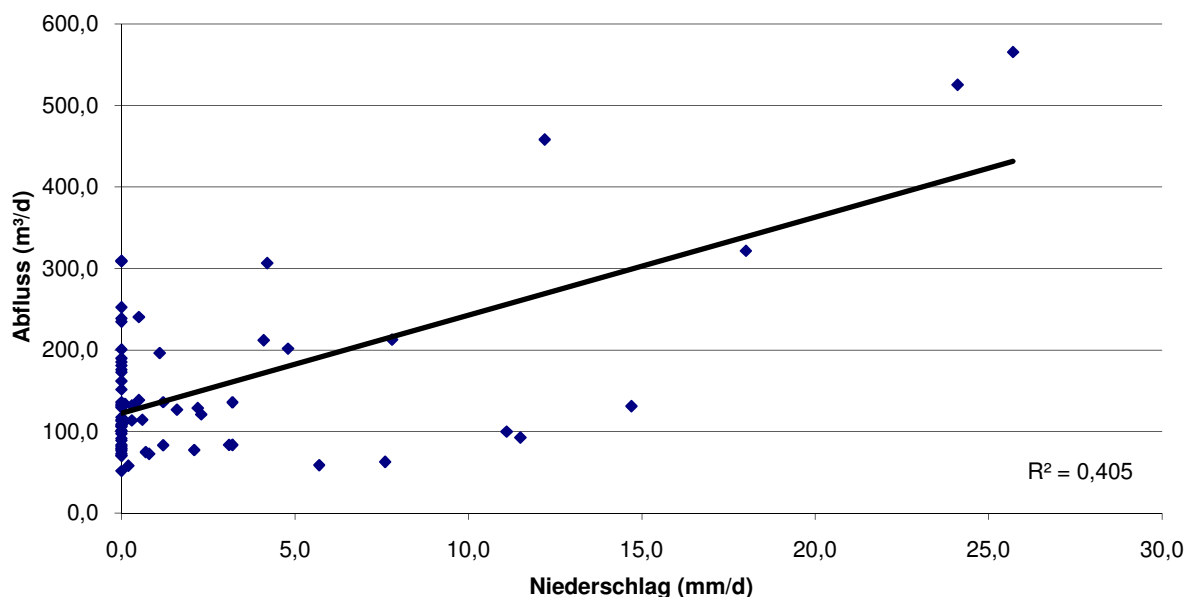


Abb. 4.3: Niederschlag-Abfluss-Verhalten im Schacht 33 der Deponie ABlar, für den Versuchszeitraum 2007/2008

Abbildung 4.2 und Abbildung 4.3 zeigen, dass es auch bei ausbleibenden Niederschlägen zu einem Trockenwetterabfluss aus dem Deponiekörper kommt, der $60 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ nicht unterschreitet. Biologische und chemische Abbauprozesse innerhalb des Deponiekörpers, sowie präferentielle Fließwege und „Trockennester“ beeinflussen allerdings das Niederschlags-Abfluss-Verhalten, was dazu führt, dass eine alleinige Betrachtung des Wirkungspfad des Niederschlag nicht ausreicht, um die Sickerwasserbildung ausreichend genau prognostizieren zu können.

Anhand der ausgeliterten Abflussmengen lässt sich aber der prozentuale Anteil des jeweiligen Zulaufs an der Gesamtsickerwassermenge darstellen. Die folgende Tabelle (s. Tab. 4.1) zeigt die so bestimmten Anteile der Zuläufe an der Gesamtsickerwassermenge und deren Streuung.

Tab. 4.1: Prozentuale Anteile der einzelnen Zuläufe an der Gesamtsickerwassermenge der Deponie ABlar (2007/2008)

Zuläufe	Min. (%)	Max. (%)	Mittel (%)
Schacht 33			100,0
davon:			
Z77	67,7	91,9	86,4
Z Süd	1,4	27,0	5,9
Z40	1,0	8,8	4,3
DSW1	0,0	11,2	3,4

Wie aus der Tabelle ersichtlich ist, liefert der Zulauf Z77 mit einem Prozentanteil von 86,4 % an der gesamten Abflussmenge mit Abstand den größten Anteil des entstehenden Sickerwassers. Der Anteil der übrigen Zuläufe ist mit 3,4 % bis 5,9 % weniger ausschlaggebend für die Gesamtabflussmenge.

Auffällig ist aber die große Streuung beim Abflussanteil des Zulaufs Z Süd (1,4 – 27,0 %), bei einem durchschnittlichen Anteil an der Gesamtabflussmenge von 5,9 %. Unter Berücksichtigung der kumulierten Abflussmengen im Sammelablauf des Deponiekörpers wird deutlich, dass der Zulauf Z77 bei besonders hohen Abflussereignissen in seiner Bedeutung unterdurchschnittlich repräsentiert ist, da der Zulauf Z Süd in diesen Fällen einen deutlich höheren Anteil des Abflusses bildet (s. Abb. 4.4).

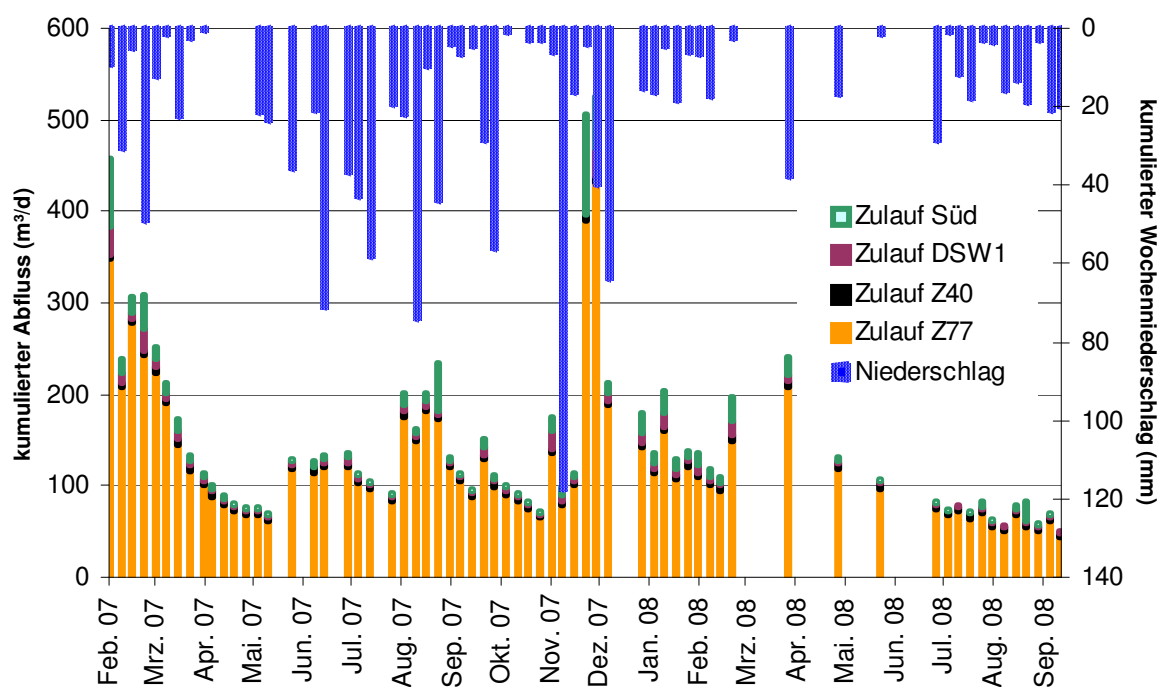


Abb. 4.4: Anteile der einzelnen Zuläufe am kumulierten Gesamtabfluss der Deponie Aßlar und deren Beziehung zum Niederschlag, im Zeitraum 2007/2008

Der überdurchschnittlich hohe Anteil des Zulaufs Z Süd an der Gesamtabflussmenge bei extremen Abflussereignissen macht deutlich, dass auch dieser Zulauf von Niederschlagsereignissen (s. Abb. 4.4) beeinflusst wird. Der Zulauf stammt aus dem südlichen Deponiehang und scheint, trotz seines Verlaufes durch bereits oberflächlich abgedichtete Deponiebereiche, noch durch Zuläufe aus der offenen

Einbaufläche gespeist zu werden. Die Einflüsse der Zuläufe Z40 und DSW1 sind weitgehend unauffällig.

4.1.3 Gesamtsickerwassermenge aus dem Deponiekörper

Bei der Auswertung der Sickerwassermengen zeigen sich deutliche Differenzen zwischen den ausgeliterten, berechneten täglichen Abflussmengen und den durch den Deponiebetreiber gemessenen (IDM-Methode) Abflussmengen. Auffällig ist, dass die Differenzen in den Sickerwasserdurchflussraten bei hohen Abflussmengen besonders groß sind (s. Abb. 4.5).

Laut IDM-Messung im Sammelschacht lag die tägliche Durchflussrate in dem Zeitraum von Januar 2007 bis Oktober 2008 nie über 180 m³ pro Tag. Bei extremen Witterungsbedingungen zeigte das stichprobenartige Auslitern der Zuläufe aus dem Deponiekörper bereits beim Zulauf Z77 signifikant höhere Durchflussraten. Dies lässt darauf schließen, dass der IDM-Zähler bei hohen Durchflussraten keine exakte Aussage über die angefallene Sickerwassermenge liefert. Zudem zeigte sich, dass nach Reparatur des IDM-Zählers (Mai 2008) und späteren Austausches (Oktober 2008) die durch ihn ermittelten Abflussmengen deutlich anstiegen (s. Abb. 4.5).

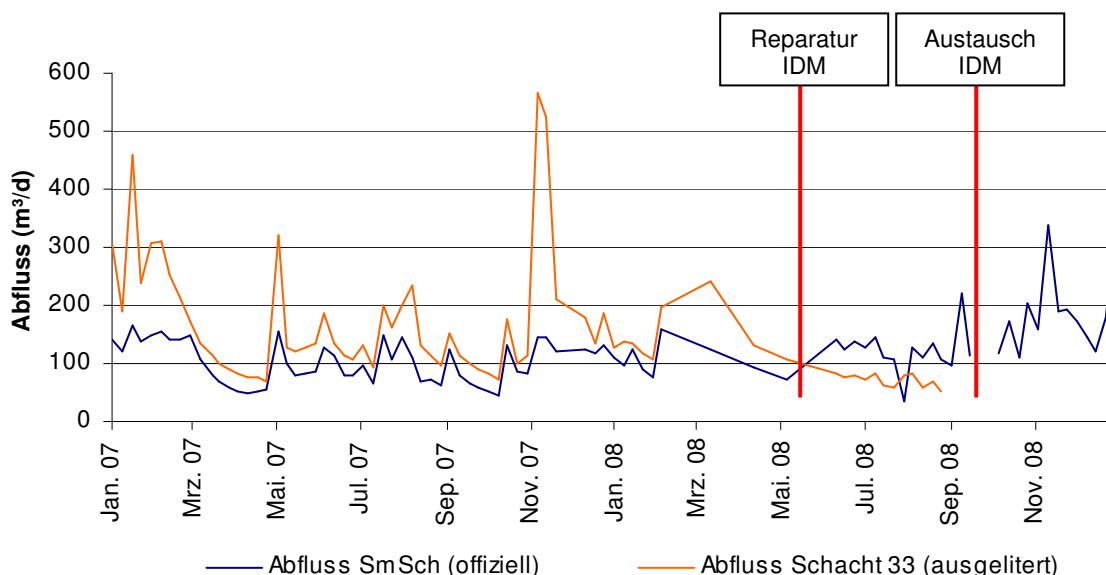


Abb. 4.5: Offizielle, mittels IDM-Zähler ermittelte Abflussraten im Vergleich zu den ausgeliterten Abflussmengen aus dem Schacht 33 der Deponie Aßlar (2007/2008)

Die an dieser Stelle erwähnten Unstimmigkeiten bei den Abflussmessungen des IDM-Zählers im Sammelschacht waren bereits in den Jahren 1995/96 im Rahmen

der Arbeit von HESSE an der Universität Kassel aufgefallen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Niederschlags-Abflussmessdaten an der Deponie Aßlar untersucht und mit verschiedenen Programmen simuliert. Hierbei zeigte sich, dass die durch HESSE (1996) erhobenen Abflussdaten und Simulationen nur bei geringen Abflussereignissen (bis ca. $5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) mit den Messergebnissen des IDM-Zählers im Sammelschacht übereinstimmten.

Ausreichend für eine fundierte Aussage über das Abflussverhalten sind die aufgeführten Ergebnisse allerdings nicht. Sowohl die Erkenntnisse von HESSE (1996), als auch die Änderungen in der Abflussmengenerfassung durch den Austausch des IDM-Zählers decken sich mit den Erkenntnissen dieser Arbeit. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, die tatsächlich anfallenden Sickerwassermengen aus dem Deponiekörper zu bestimmen, da diese für weitere Betrachtungen im Verlauf der Arbeit erforderlich sind.

4.1.3.1 Rechnerische Bestimmung der Sickerwassermengen - Clusteranalyse

Zur Ermittlung der realen Abflussmengen aus dem Deponiekörper wurden alle, durch Ausliterung erfassten Sickerwassermengen von Januar 2007 bis September 2008 als Tagessumme des Schachtes 34 herangezogen. Anhand der Streuungen lassen sich die Abflusswerte in drei Cluster einteilen (s. Abb. 4.6):

- Cluster eins umfasst alle offiziellen Messwerte zwischen 0 und $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ und unterliegt im Regelfall einer Streuung der Abweichungen von 20% – 40% .
- Die zweite Klasse lässt sich für den Bereich 100 – $140 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ bilden. Hier ist die Streuung der Abweichungen bereits deutlich größer und liegt zwischen 10% und 50% .
- Der dritte Cluster im Bereich von 140 – $180 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ unterliegt der weitesten Streuung beim Vergleich der Abflussmesswerte. Eine Streuungsbreite von ca. 15% - 70% verdeutlicht hier die extremen Unterschiede und Schwankungsbreiten zwischen gemessenem und ausgelitertem Abfluss.

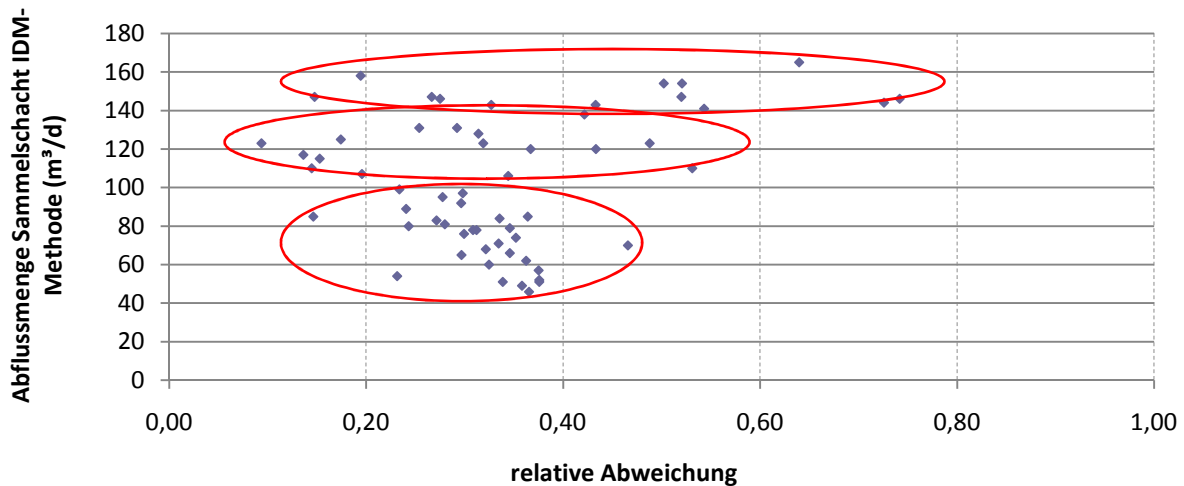


Abb. 4.6: Relative Abweichungen der offiziellen und ausgeliterten Abflussmengen auf der Deponie Aßlar (2007/2008)

Anhand der Graphik ist ersichtlich, dass mit steigender, offiziell gemessener Abflussmenge die Streuung der Abweichungen größer wird. Dies bestätigt die Vermutung, dass der IDM-Zähler im Sammelschacht nicht in der Lage ist, Abflussmengen deutlich über $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ proportional richtig abzubilden.

Es ist ebenfalls aus den hohen Abweichungen im Bereich über $140 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ erkennbar, dass der IDM-Zähler sich seiner maximalen oberen Messgrenze annähert und so die realen Abflussmengen nicht mehr abbilden kann. Offensichtlich wird hier der kalibrierte Messbereich des Gerätes überschritten.

Um dies zu verdeutlichen, wurden im Folgenden die Bestimmtheitsmaße der drei Klassen und der gesamten Abflusswerte berechnet und graphisch dargestellt.

Bei der Betrachtung der Geradengleichung und des Bestimmtheitsmaßes des gesamten Abflusswertebereiches zeigt sich im unteren Messbereich ein nahezu linearer Verlauf der Kurve, der mit steigender Abflussmenge deutlich abnimmt (s. Abb. 4.7). Durch das Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,78$ wird deutlich, dass durchaus ein statistischer Zusammenhang zwischen den offiziell per IDM-Messung ermittelten Abflusswerten und den ausgeliterten Stichprobenwerten besteht. Die zusätzliche Bezugslinie in der Abbildung würde die absolute Übereinstimmung, der ausgeliterten und nach IDM-Methode bestimmten Abflussmengen, widerspiegeln. Durch das Auseinanderdriften der Ausgleichsgerade und der Bezugslinie bestätigt sich, dass die Abweichungen mit steigender Abflussmenge größer werden.

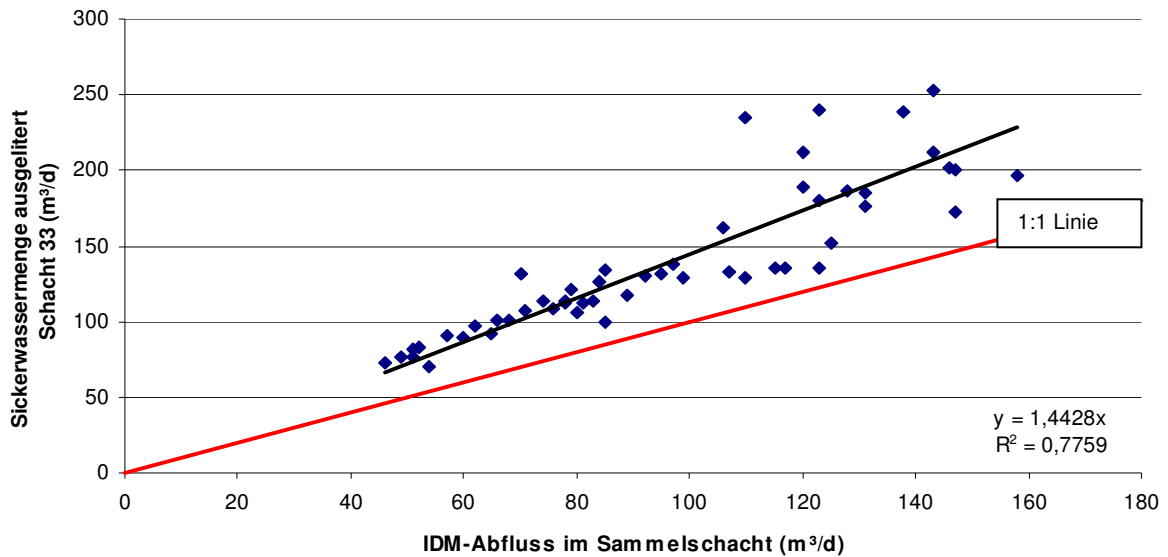


Abb. 4.7: Abweichungen zwischen den Sickerwassermengen des IDM-Zählers und den ausgeliterten Abflussmengen der Deponie Aßlar (Cluster 0 – $180 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) - ohne Extremwerte.

Für die Gewährleistung einer genaueren Einschätzung der Abflusssituation und um die absolute Jahressickerwassermenge der Deponie Aßlar bestimmen zu können, werden die drei gebildeten Cluster separat betrachtet (Abbildung 4.8 – 4.10).

Beginnend mit dem kleinsten Cluster von $0 - 100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ zeigt sich in dieser Größenklasse ein hoher linearer Zusammenhang zwischen den offiziellen Abflusswerten und den ausgeliterten Abflussmengen (s. Abb. 4.8). Das Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,88$ ist in diesem Fall hoch und bestätigt die geringe Abweichung der Messwerte. Es lässt sich in diesem Fall statistisch gesichert von den offiziellen Werten auf die realen Abflussmengen schließen, indem man die Gradengleichung von $y = 1,4471x$ auf die täglichen Abflussmengen im Bereich zwischen 0 und $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ anwendet (s. Abb. 4.8).

Die 1:1-Linie und die Ausgleichsgrade driften nur geringfügig auseinander, was eine konstante Korrektur bestätigt. Die Geradengleichung der Messwerte weicht konstant um ca. 31 % von dem 1:1 Verhältnis der Bezugslinie ab.

Bei der zweiten Größenklasse von $100 - 140 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ist eine deutlich breitere Streuung der Messwerte (s. Abb. 4.9) erkennbar. Das Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,3$ bestätigt die geringe Abhängigkeit der Werte zueinander. In diesem Fall ist die Korrektur der offiziellen Abflusswerte durch die Geradengleichung von $y = 1,4306x$ mit einer großen Unsicherheit behaftet. Trotzdem gilt festzuhalten, dass die Steigung der Gerade und damit auch der Korrekturfaktor mit $1,4306$ dem der ersten

Größenklasse ähnelt. Bezugslinie und Gradengleichung zeigen zwar ein Auseinanderdriften bei steigender Abflussmenge (s. Abb. 4.9), aber die durchschnittliche Abweichung entspricht mit 28 % einer vergleichbaren Größenordnung wie beim ersten Cluster. Die nahezu identischen Größenordnungen der beiden Korrekturfaktoren der jeweiligen Klassen bestätigen die Vermutung, dass sich die zu korrigierenden Werte nicht signifikant von denen des ersten Clusters unterscheiden. Auch die oben aufgeführte Darstellung der gesamten Abflusswerte kommt ebenfalls, nach Entfernung der Ausreißerwerte, auf eine Geradengleichung von $y = 1,4428x$. Dies entspricht den Ergebnissen für die beiden Cluster und lässt auf einen linearen Verlauf der Clusterkorrekturen in der gesamten Abflussberechnung schließen (s. Abb. 4.9).

Bei der dritten Klasse von $140 - 180 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ zeigt sich, dass kein statistisch nachweisbarer Zusammenhang zwischen der offiziellen und der ausgeliterten Abflussmenge besteht (s. Abb. 4.10). Das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,015$ verdeutlicht den fehlenden Zusammenhang der berechneten und mittels IDM-Methode bestimmten Werte und die daraus resultierende Ungenauigkeit bei der Korrektur der Messwerte. Die extrem große Streuung in dieser Größenklasse bestätigt die Vermutung, dass der IDM-Zähler bei Abflussmengen in dieser Größenordnung nicht mehr in der Lage ist, diese exakt abzubilden. Ein proportionaler Anstieg von offiziellen, durch den IDM-Zähler erfassten und ausgeliterten Abflusswerten, so wie es bei Cluster eins und bedingt auch bei Cluster zwei zutrifft, ist in dieser Größenklasse nicht mehr gegeben.

Die Korrektur der offiziellen Messwerte ist im Cluster drei aufgrund des geringen Bestimmtheitsmaßes fraglich. Der Korrekturfaktor beträgt hier 2,083 und liegt damit deutlich über dem der beiden unteren Klassen. Es zeigt sich aber auch, anhand der deutlich größeren Differenz zwischen Bezugslinie und Gradengleichung (45 %), dass ein höherer Korrekturfaktor nötig ist (s. Abb. 4.10).

Es gilt aber bei der unsicheren Korrektur der IDM-Messwerte in diesem Wertebereich zu beachten, dass Abflüsse in dieser Größenordnung nur selten und nur bei extremen Niederschlagsereignissen auftreten (s. Abb. 4.2). Bei der Betrachtung der Sickerwasserjahressumme machen diese vereinzelt hohen Sickerwassermengen einen geringen Anteil aus (< 15% der gesamten Abflussereignisse).

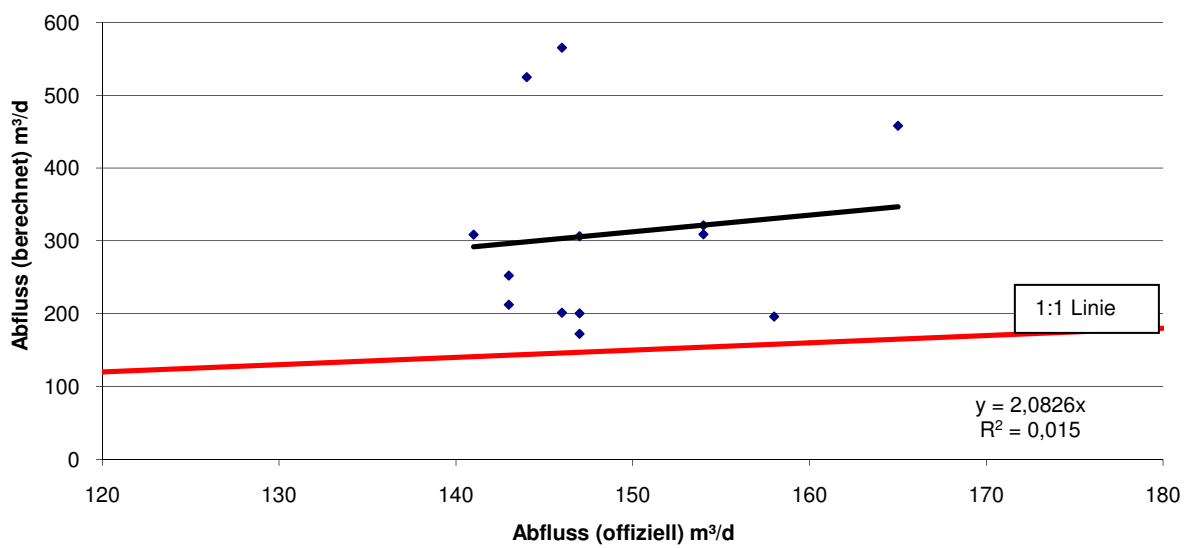
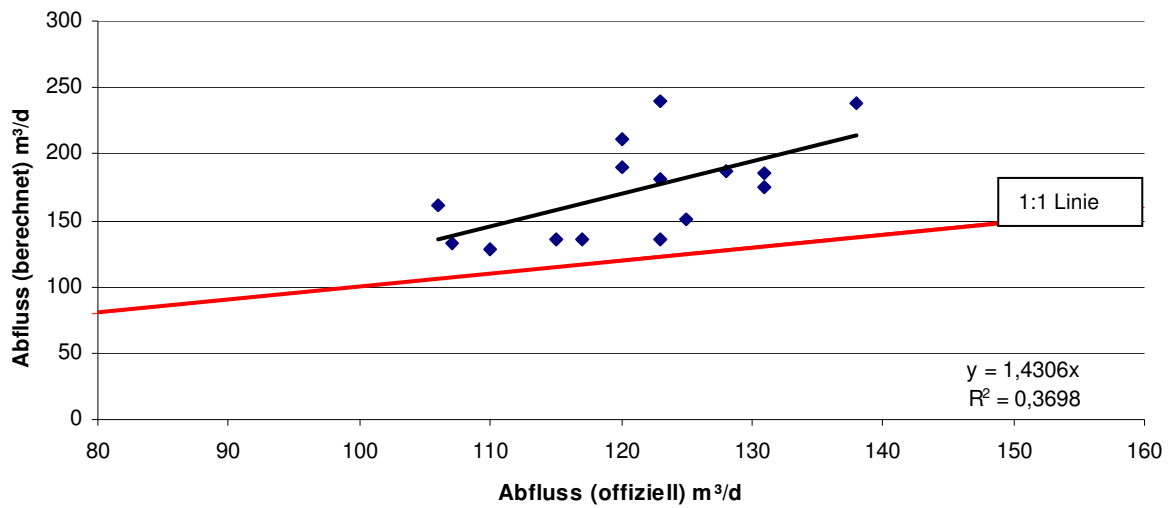
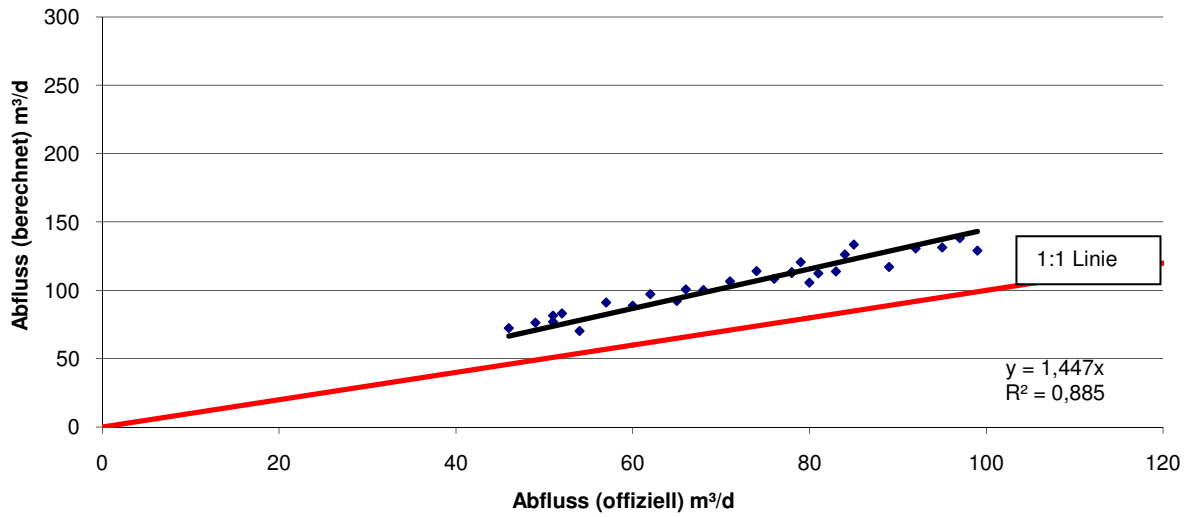


Abb. 4.8 – 4.10: Gradengleichungen der Cluster, zur Bestimmung des Zusammenhanges zwischen offiziellem und ausgerechnetem Abfluss der Deponie Ablar (2006/2008).

Die Ergebnisse der Clusterbildung ermöglichen nun, die täglichen, offiziell per IDM-Messung erfassten Abflussmengen mit den oben aufgeführten Korrekturfaktoren in den einzelnen Größenklassen zu korrigieren. Die berechneten Jahresabflussmengen ändern sich für das Jahr 2006 bis 2008 wie folgt (s. Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Offizielle Abflussmengen im Vergleich zu den berechneten Sickerwassermengen der Deponie Aßlar, unter Berücksichtigung der Kostendifferenz

Jahr	Abfluss offiziell (m ³)	Abfluss berechnet (m ³)	Differenz (m ³)	Kostendifferenz (bei 12 €/m ³)*
2006	28.314	44.242	+15.928	191.136
2007	37.848	63.396	+25.548	306.576
2008	43.727	64.105	+20.378	244.536
kumulierte Abflussraten (2006 – 2008)	109.889	171.743	+61.854	
Gesamteinsparung (2006 – 2008)				742.248

*persönliche Angaben Pfeiffer, AEWLD 2007

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass die IDM-Messung im Sammelschacht die reale Abflussmenge aus der Deponie um durchschnittlich 36 % (ca. 20.600 m³*a⁻¹) unterschätzt. Dies entspricht, bei anfallenden Entsorgungskosten in der kommunalen Kläranlage von 12 €/m³ Sickerwasser (persönliche Mitteilung Pfeiffer, 2007), einer absoluten Kosteneinsparung bei der Entsorgung des Sickerwassers von durchschnittlich 247.000 €/Jahr.

Bezieht man diesen Wert rückwirkend auf den Zeitpunkt, an dem die ersten Unstimmigkeiten im Jahr 1996 angemerkt wurden (HESSE, 1996), so summiert sich die Summe der zu wenig gezahlten Abwasserabgaben auf ca. 3,2 Mio. Euro.

4.1.3.2 Wasserhaushaltssimulation mit dem Modell HELP 3.8 D

Die Ergebnisse der Berechnungen haben die Differenzen zwischen den offiziellen und den realen Sickerwassermengen aus dem Deponiekörper aufgezeigt. Diese Ergebnisse sollen im Folgenden dazu dienen, den Wasserhaushalt der Deponie zu simulieren und das Modell HELP für die Modellierung des zukünftigen Wasserhaushaltes zu validieren.

Simuliert wurden die Jahre 2006 bis 2008. Das Jahr 2006 dient hierbei als Vorlaufjahr, um einen realistischen Wassergehalt des Deponiekörpers zum Start der

Simulation zu gewährleisten. Die in Tabelle 4.3 aufgeführten Sickerwassermengen sind den Ergebnissen der Simulation mit dem Modell HELP 3.80 entnommen worden.

Tab. 4.3: Simulierte Abflussmengen aus den Teilflächen der Deponie Aßlar mit dem Modell HELP, für die Jahre 2006 - 2008

Jahr	Nicht abgedichtet „Plateau“	Abgedichtet „Südhang“	Summe HELP
2006	42.560 m ³	2.754 m ³	45.314 m ³
2007	47.897 m ³	3.315 m ³	51.213 m ³
2008	58.769 m ³	3.532 m ³	62.302 m ³
Mittelwert	49.742 m³	3.200 m³	52.944 m³

Die Ergebnisse der Simulation in Tabelle 4.3 zeigen, wie erwartet, dass der Hauptanteil des entstehenden Sickerwassers aus dem offenen „Plateau-Bereich“ der Deponie Aßlar stammt (ca. 93,6 %). Der Grund für den hohen Anteil an der Gesamtsickerwassermenge aus diesem Bereich ist die 11,3 ha große, noch offene Einbaufäche. Diese ist im Vergleich zum „Südhang“ etwa doppelt so groß (Fläche Südhang: 5,8 ha) und liefert dabei aber die 15-fache Sickerwassermenge.

Die bereits oberflächlich abgedichtete Hangfläche „Südhang“ hat mit durchschnittlich 3.200 m³·a⁻¹ lediglich einen Anteil von 6,4 % an der Gesamtsickerwassermenge.

Beim Vergleich der berechneten Gesamtsickerwassermengen der Deponie Aßlar (s. Tab. 4.2) mit den simulierten Ergebnissen des Modells HELP zeigt sich folgendes Bild (s. Tab. 4.4).

Tab. 4.4: Simulationsergebnisse (HELP) und die berechneten Abflussmengen (Clusteranalyse) der Deponie Aßlar im Vergleich

Jahr	HELP	Berechnung (vgl. Tab. 4.2)	Differenz	Abweichung (%)
2006	45.315 m ³	44.242 m ³	+ 1.063 m ³	2,4
2007	51.214 m ³	63.396 m ³	- 12.182 m ³	19,2
2008	62.302 m ³	64.105 m ³	- 1.803 m ³	2,8
Mittelwert	52.944 m³	57.248 m³	4.304 m³	8,1

Die Abweichungen zwischen berechneten und simulierten Abflussmengen sind in den Jahren 2006 und 2008 mit 2,4 % bzw. 2,8 % sehr gering und bestätigen die berechneten Ergebnisse.

Im Jahr 2007 ist die Abweichung dagegen mit 19,2 % deutlich größer. Dies könnte auf das zeitlich versetzte Abflussverhalten des Deponiekörpers zurückzuführen sein. Die Monate November und Dezember 2007 waren mit 264 mm Niederschlag äußerst niederschlagsreich. Es ist daher wahrscheinlich, dass aufgrund des Wasserspeichervermögens der Deponie von ca. 12.400 m³ ein Teil des im November und Dezember gefallenen Niederschlages erst im Jahr 2008 aus dem Deponiekörper versickert sind.

Ein weiterer Faktor, der Einfluss auf die Abweichung im Jahr 2007 nimmt, ist die Berechnung des Oberflächenabflusses mit der „Kurvenzahl-Methode“ nach der SCS-Methode (Soil-Conservation Service) (GILLES ET AL., 2003). Diese Methode ermöglicht es, über eine für ein Einzugsgebiet ermittelte und für bestimmte Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse als konstant angesehene Kurvenzahl, den Oberflächenabfluss aus Daten von Niederschlagsereignissen abzuschätzen. Entwickelt wurde die Methode für die Abschätzung von Abflussmengen aus Niederschlagsdaten auf Tagesbasis. Der zeitliche Verlauf und die Menge des Oberflächenabflusses sind jedoch abhängig von der Dauer und Intensität des Niederschlags. Sehr hohe Oberflächenabflüsse, aufgrund kurzzeitiger Starkregenereignisse, werden somit nicht berücksichtigt (BERGER, 1998). Das Jahr 2007 war mit 961 mm Niederschlag extrem niederschlagsreich und von vielen Starkregenereignissen betroffen. Dies führt vermutlich zu einer Reduzierung des Simulationsergebnisses gegenüber den berechneten Werten. Unter Berücksichtigung dieser Ausnahmebedingungen kann auch für das Jahr 2007 das Ergebnis der berechneten Abflussmenge als ausreichend gut angesehen werden.

Die durchschnittliche Differenz zwischen den beiden aufgezeigten Verfahren zur Bestimmung der Sickerwassermengen von 8,1 % (s. Tab. 4.4) bestätigt die ermittelten jährlichen Abflussmengen. Anhand dieser Ergebnisse kann auch eine realistische Verteilung der aus den einzelnen Deponiezuflüssen stammenden absoluten Abflussmengen angegeben werden. In diesem Zusammenhang werden in Tabelle 4.5, durch die Kombination der prozentualen Anteile der einzelnen Deponieabläufe an der Gesamtsickerwassermenge (s. Tab. 4.1) und den Ergebnissen der HELP-Simulation, die absoluten Abflussraten der einzelnen Zuläufe bestimmt.

Tab. 4.5: Absolute Abflussanteile der einzelnen Zuläufe an den durch HELP simulierten Gesamtabflussmengen der Deponie Ablar in den Jahren 2006 - 2008

	Anteil (%)	Abflussmenge (m ³) 2006	Abflussmenge (m ³) 2007	Abflussmenge (m ³) 2008	Mittelwert
Schacht 33	100	45.315	51.214	62.302	52.944
davon:					
Zulauf Z77	86,4	39.152	44.249	53.829	45.743
Zulauf Z Süd	5,9	2.674	3.022	3.676	3.124
Zulauf Z40	4,3	1.949	2.202	2.679	2.277
Zulauf DSW1	3,4	1.541	1.741	2.118	1.800

Die Abflussmengen aus Tabelle 4.5 verdeutlichen die mit Abstand größte Bedeutung des Zulaufes Z77 an der Gesamtabflussmenge. Aufgrund dieser Erkenntnisse gilt es im weiteren Verlauf der Untersuchungen zur Schadstoffbelastung und Gefährdungsabschätzung der Sickerwasseremissionen aus der Deponie Ablar, gezielt den Gesamtablauf im Schacht 33 und den Zulauf Z77 zu beobachten. Der Zulauf Z77 verursacht somit ca. 549.000 € der insgesamt jährlich anfallenden Kosten von 635.000 € (bei 12 €/m³). Aus den weiteren Zuläufen ist, aufgrund ihrer geringen Abflussmengen, nur ein geringes Gefährdungs- und Kostenpotenzial, bezogen auf den Gesamtabfluss, zu erwarten.

Für die weiteren Berechnungen und Modellierungen im Verlauf dieser Arbeit werden, aufgrund der hier getroffenen Erkenntnisse, die offiziell gemessenen Abflussmengen der Deponie Ablar außer acht gelassen und durch die berechneten, bzw. wenn nötig modellierten, Sickerwassermengen ersetzt.

4.2 Belastungspotenziale des Sickerwassers

4.2.1 pH-Wert

Die Ergebnisse der pH-Wertbestimmungen innerhalb der einzelnen Sickerwasserschächte und –zuläufe der Jahre 2005 bis 2008 zeigen, dass der pH-Wert in allen Schächten in einer ähnlichen Größenordnung liegt. Abgesehen von wenigen Ausnahmen liegen die pH-Werte durchgehend im neutralen bis leicht basischen Bereich (s. Tab. 4.6).

Tab. 4.6: pH-Werte der Zuläufe und Schächte auf der Deponie Ablar (Sept. 2005 bis Nov. 2008)

	Min.	Max.	Mittelwert
Schacht 33	7,70	8,70	8,20
davon:			
Zulauf Z77	8,14	8,82	8,41
Zulauf Z Süd	6,90	8,26	7,59
Zulauf DSW	7,17	8,33	7,72
Zulauf Z40	7,36	7,95	7,60

Es ist ersichtlich, dass der pH-Werte in dem Kollektorschacht Schacht 33 sehr stark durch den Zulauf Z77 beeinflusst wird. Mit über 86 % der Gesamtsickerwassermenge und einem durchschnittlichen pH-Wert von 8,41 hat der Zulauf Z77 den größten Einfluss auf den pH-Wert in dem Kollektorschacht und liegt im Mittel deutlich über den pH-Werten der übrigen Zuläufe.

Die statistische Analyse zeigt, dass im Fall des Zulaufes Z77 ein Einfluss der Abflussrate (Q) und der Wochensumme des Niederschlages (NS_w) auf den pH-Wert zu erkennen ist (s. Tab. 4.7). Dies ist mit der Reaktion des pH-Wertes auf einen Verdünnungseffekt durch erhöhte Niederschlags- und daraus bedingte Abflussraten zu erklären.

Im Schacht 33 ist dieser Effekt nicht ersichtlich. Hier führt die Vermischung der Deponieabläufe (Z77, Z40, DSW1, Z Süd), die teilweise aus bereits oberflächlich abgedichteten Deponiebereichen stammen und damit unabhängig vom Niederschlag-Abfluss-Verhalten sind, zu keinem statistisch verwertbaren Zusammenhang.

Tab. 4.7: Korrelationen der pH-Werte aus dem Zulauf Z77 und Schacht 33 der Deponie Ablar mit weiteren Sickerwasserparametern (Sept. 2005 bis Nov. 2008)

		Q	NS _T	NS _w
Zulauf Z77 pH-Wert	Korrelation	-,502**	-,262*	-,450**
	Signifikanz	,000	,035	,000
Schacht 33 pH-Wert	Korrelation	-,170	-,294*	-,198
	Signifikanz	,177	,018	,113

**Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

*Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

NS_T täglicher Niederschlag; NS_w Wochensumme Niederschlag; Q Abfluss; N= 65

4.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Bei der Leitfähigkeitsmessung der Schächte und Zuläufe der Deponie Aßlar zeigt sich, dass die durchschnittliche Ionenkonzentration bzw. Salzkonzentration der einzelnen Schächte differieren (s. Abb. 4.11).

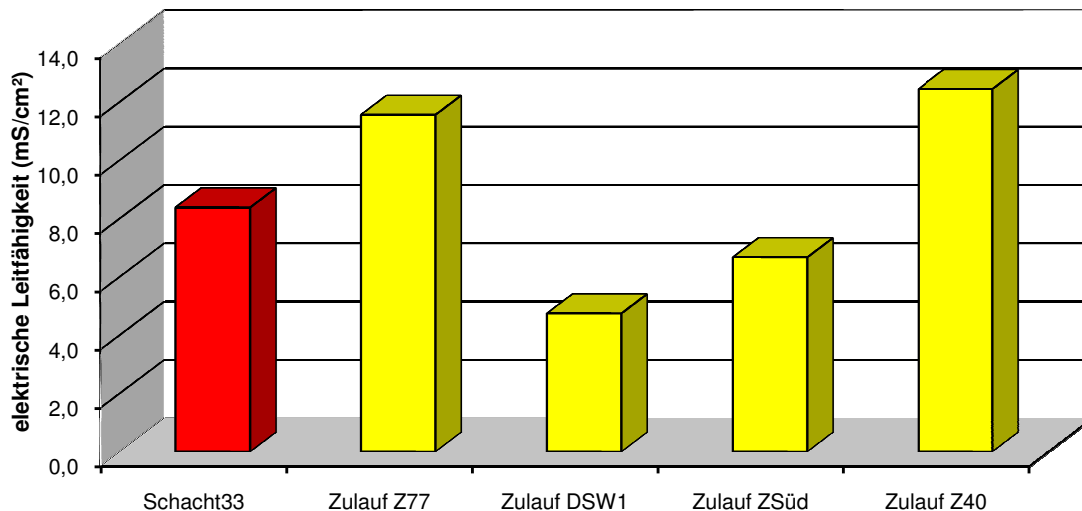


Abb. 4.11: Vergleich der durchschnittlichen elektrischen Leitfähigkeit der einzelnen Schächte und Zuläufe für die Jahre 2005 – 2008

Wie zu erwarten war, liegt die durchschnittliche Belastung des Kollektorschachtes Schacht 33 mit $8,4 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-2}$ im mittleren Bereich der Messungen. Die Zuläufe Z77 und Z40 weisen eine deutlich höhere elektrische Leitfähigkeit auf. Z77 stammt aus einem noch weitgehend offenen Deponiebereich, in dem mit stetig anfallenden, neuen Belastungen des Sickerwassers durch weitere Befüllung der Deponie zu rechnen ist. Z40 hingegen liefert Sickerwasser aus einem bereits abgedichteten Bereich und zeigt trotzdem hohe Konzentrationen. Dies erklärt sich durch die konstant geringen Abflussmengen ($4 - 6 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$) und eine konstant hohe elektrische Leitfähigkeit ($10,8 - 13,5 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-2}$) mit geringen Schwankungen, im Vergleich zu den anderen Zuläufen.

Die Zuläufe DSW1 und Z Süd liefern bei einer durchschnittlichen elektrischen Leitfähigkeit von $4,8$ bzw. $6,7 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-2}$ vergleichsweise geringe Ionenkonzentrationen. Hierbei ist zu beachten, dass die Schwankungsbreiten beim Zulauf Z Süd deutlich größer ist als bei den übrigen Zuläufen (s. Tab. 4.8).

Tab. 4.8: Vergleich der elektrischen Leitfähigkeit innerhalb der einzelnen Schächte und Zuläufe der Deponie Aßlar im Jahresverlauf der Jahre 2006 - 2008

	Min. [mS*cm ⁻²]	Max. [mS*cm ⁻²]	Mittelwert [mS*cm ⁻²]
Schacht 33	4,27	11,32	8,39
davon:			
Zulauf Z77	7,41	14,31	11,56
Zulauf Z Süd	1,62	12,20	6,67
Zulauf DSW	2,29	7,90	4,77
Zulauf Z40	10,8	13,51	12,44

Der Schacht 33 wird durch alle Zuläufe mehr oder weniger stark beeinflusst und bildet den Mittelwert der vier Zuläufe. Dies zeigt, dass der Kollektorschacht durch die hohen Leitfähigkeiten im Zulauf Z40 aufgrund der geringen Abflussmenge (3,4 % der Gesamtabflussrate) nur geringfügig beeinflusst wird. Ähnliches gilt für die stark schwankenden elektrischen Leitfähigkeiten im Zulauf Z Süd. Auch diese zeigen keine signifikante Auswirkung auf die elektrische Leitfähigkeit in dem Kollektorschacht.

Die Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeiten in den beiden Hauptabflüssen Zulauf Z77 und Schacht 33 vom Wasserhaushalt und dem pH-Wert soll in der folgenden Tabelle (s. Tab. 4.9) betrachtet werden. Bei beiden Abläufen zeigt sich ein signifikant hoher, negativer Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und der Abflussrate. Die Sickerwasserrate und die damit verbundenen Auswirkungen des Niederschlages beeinflussen erwartungsgemäß maßgeblich die Höhe der elektrischen Leitfähigkeit.

Tab. 4.9: Korrelationen der elektrischen Leitfähigkeit aus dem Zulauf Z77 und Schacht 33 der Deponie Aßlar mit weiteren Sickerwasserparametern (Sept. 2005 bis Nov. 2008)

		Q	NS _T	NS _w	pH-Wert
Zulauf Z77 Elektr. Leitfähigkeit	Korrelation	-,735**	-,518**	-,506**	,505**
	Signifikanz	,000	,000	,000	,000
Schacht 33 Elektr. Leitfähigkeit	Korrelation	-,780**	-,470**	-,168	,209
	Signifikanz	,000	,000	,180	,094
**Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant. *Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant. NS _T täglicher Niederschlag; NS _w Wochensumme Niederschlag; Q Abfluss; N= 65					

Auffällig ist, neben dem Einfluss des Wasserhaushaltes auf die elektrische Leitfähigkeit im Zulauf Z77, dass auch der pH-Wert mit der elektrischen Leitfähigkeit korreliert. Auch dies liegt an der Abhängigkeit beider Parameter von der Abfluss-/Niederschlagsrate und dem Gehalt an Salzbildnern (s. Kap. 4.2.3). Beide Parameter unterliegen den gleichen Einflüssen und zeigen daher eine parallele Tendenz. Ein klarer Trend bei der elektrischen Leitfähigkeit ist aber bei keinem der Schächte und Zuläufe innerhalb der Jahre 2006 bis 2008 zu erkennen.

4.2.3 Salzbildner

Die anfallenden Salzkonzentrationen liegen bei allen Schächten und Zuläufen in einer ähnlichen Größenordnung vor.

Es ist aber ersichtlich, dass es innerhalb dieser Größenordnung trotzdem Unterschiede in den Kationenkonzentrationen der einzelnen Schächte und Zuläufe gibt (s. Tab. 4.10). Ein Hauptverursacher für die einzelnen Kationenkonzentrationen im Gesamtablauf der Deponie ABlar zeichnet sich aber nicht ab.

Tab. 4.10: Mittelwerte der Kationen in den Schächten und Zuläufen der Deponie ABlar für den Zeitraum 2005 – 2008 (in $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

	Ca^{2+} [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	Mg^{2+} [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	K^+ [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	Na^+ [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	pH-Wert
Schacht33	97,5	125,6	416,6	825,6	8,20
Zulauf Z77	110,5	127,7	636,2	1128,5	8,41
Zulauf DSW1	270,7	141,5	159,9	400,8	7,72
Zulauf ZSüd	127,8	91,9	325,9	640,9	7,59
Zulauf Z40	89,5	390,5	468,1	895,6	7,60

Der Zulauf Z77, der ca. 86 % der Gesamtsickerwassermenge liefert, weist für Na und K die höchsten Konzentrationen der Abflüsse auf, seine Konzentrationen von Mg und Ca liegen im mittleren Bereich. Das Sickerwasser aus dem Zulauf Z40 enthält die höchsten Mg-Konzentrationen und zudem auch hohe Na-

Konzentrationen. Im Gegensatz dazu liefert dieser Zulauf die geringsten Ca-Konzentrationen und mittlere K-Gehalte. Der Zulauf DSW1 zeigt im Vergleich zu den übrigen Abflussleitungen die höchsten Ca-Konzentrationen, aber auch gleichzeitig die geringsten Konzentrationen beim K und Na. Mittlere Konzentrationen bei allen Kationen treten im Zulauf Z Süd auf.

Als Konsequenz der unterschiedlichen Kationenkonzentrationen in den einzelnen Zuläufen weist der Kollektorschacht Schacht 33 Salzkonzentrationen im mittleren Bereich der Zulaufwerte auf.

KRÜMPELBECK (1999) hat in ihrer Arbeit Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von SiedlungsabfalldPONen durchgeführt und in diesem Zusammenhang auch die Sickerwasserqualitäten von 76 deutschen SiedlungsabfalldPONen über einen Zeitraum von 30 Jahren betrachtet. In der folgenden Tabelle (s. Tab. 4.11) werden die langjährigen Durchschnittswerte der betrachteten Deponien mit den durchschnittlichen Mittelwerten des Schachts 33 der Deponie Aßlar für die Jahre 2005 bis 2008 verglichen.

Tab. 4.11: Durchschnittliche Kationenkonzentrationen nach Krümpelbeck (1999) und Mittelwerte der Deponie Aßlar im Schacht 33 (2005 – 2008)

	Ca ²⁺ [mg·L ⁻¹]	Mg ²⁺ [mg·L ⁻¹]	K ⁺ [mg·L ⁻¹]	Na ⁺ [mg·L ⁻¹]
KRÜMPELBECK (1999)	330	189	855	873
Schacht33	98	126	417	826

Aus dem Vergleich der Daten wird ersichtlich, dass die mittleren Kationenkonzentrationen der Deponie Aßlar in ähnlichen Größenordnungen vorliegen, aber doch grundsätzlich die Konzentrationen aus den langjährigen Betrachtungen von KRÜMPELBECK (1999) unterschreiten. Lediglich bei den Na-Konzentrationen erreichen die Konzentrationen im Schacht 33 annähernd die Gehalte aus den Langzeitbetrachtungen. Es zeigt sich somit, dass die Kationenkonzentrationen in den Schächten und Zuläufen der Deponie Aßlar im Vergleich zu anderen deutschen Deponien als vergleichsweise gering einzustufen sind.

Die Anionenkonzentrationen (Cl⁻, F⁻, Br⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻ und SO₄²⁻) in den Sickerwasserproben der Zuläufe und Schächte wurden ebenfalls bestimmt. Die in Tabelle 4.12 aufgeführten Ergebnisse geben einen Gesamtüberblick über die Anionenzusammensetzung des Sickerwassers.

Tab. 4.12: Mittelwerte und Grenzwerte der Anionenkonzentrationen in den Schächten und Zuläufen der Deponie Aßlar für den Zeitraum 2005 – 2008 (in mg*L⁻¹)

	Fluorid [mg*L ⁻¹]	Chlorid [mg*L ⁻¹]	Bromid [mg*L ⁻¹]	Nitrit-N [mg*L ⁻¹]	Nitrat-N [mg*L ⁻¹]	Phosphor [mg*L ⁻¹]	Sulfat [mg*L ⁻¹]
Schacht 33	3,43	865,97	6,72	1,32	6,12	0,40	44,53
Z77	4,68	1308,90	6,97	0,81	4,80	0,29	59,90
Z Süd	1,13	681,76	7,50	2,15	26,56	0,82	60,08
DSW1	0,47	546,74	16,84	2,86	55,76	0,25	115,13
Z40	0,95	1096,76	15,87	0,02	0,81	0,67	5,30
Grenzwert*	--	--	--	2	--	3	--

*Grenzwert nach Anhang 51, AbwV

Laut Anhang 51 ABwV wird für Sickerwässer aus oberirdischen Ablagerungen von Abfällen ein Nachweis für die Stoffe Nitrit, Gesamtstickstoff und Phosphor gesamt verlangt. Beim Phosphor-Gesamtgehalt tritt bei keinem der Schächte und Zuläufe eine Überschreitung der geforderten Grenzkonzentration von 3 mg*L⁻¹ auf. Es zeigt sich aber, dass bei Nitrit in einigen Fällen der Grenzwert von 2 mg*L⁻¹ (ANHANG 51 ABwV, 2005) nicht eingehalten wird. Die Zuläufe DSW 1 und Z Süd lieferten mit 2,86 bzw. 2,15 mg*L⁻¹ im Durchschnitt leicht erhöhte Nitritkonzentrationen. Auch die Nitratkonzentrationen sind hier deutlich höher als in den übrigen Schächten. Da diese beiden Zuläufe, bezogen auf die Gesamtsickerwassermenge, nur einen geringen Prozentsatz des anfallenden Sickerwassers repräsentieren (s. Kap. 4.1), kommt es in der Summe bei dem Gesamtabfluss der Deponie Aßlar während des Beprobungszeitraumes von 2005 bis 2008 allerdings nicht zu Überschreitungen der geforderten Nitrit-Grenzwerte bei der Einleitung.

Gesamtstickstoff wird als limitierende Größe aus organischem Stickstoff, Nitrit-N, Nitrat-N und Ammonium-N gefordert. Die Konzentrationen von Ammonium-N liegen für die Sickerwasserabläufe aus dem Deponiekörper nicht vor, was auch eine Betrachtung der Gesamtstickstoffkonzentrationen im Deponieablauf ausschließt.

Beim Gesamtstickstoff lässt sich hier nur eine Aussage über den Sammelschacht treffen. Dieser lag mit durchschnittlich $297,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (EIGENKONTROLLBERICHT AWLD, 2008) deutlich über dem geforderten Grenzwert von $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (ABWV, 2005). Eine exakte Aussage über die Gesamtstickstoffmenge aus dem Sickerwasser der einzelnen Deponiebereiche kann daraus allerdings nicht abgeleitet werden, da es sich bei dem Sickerwasser im Sammelschacht bereits um ein Mischwasser aus Deponie, Kompostwerk und Oberflächeneinträge handelt.

Die Korrelationen der Elementkonzentrationen im Zulauf Z77 und Schacht 33 zu den chemisch-physikalischen Sickerwasserparametern aus der Deponie Aßlar zeigen, dass einige Abhängigkeiten bestehen (s. Tab. 4.13). Generell sind die Korrelationen bei Nitrit und Phosphat außer acht zu lassen, da diese häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen und somit keine verwertbaren Zusammenhänge aufzeigen.

Die bereits erwähnten Einflüsse der Abflussraten durch Verdünnungseffekte zeigen sich auch bei den Salzbildnern deutlich, mit Ausnahme von Magnesium und Kalium, beim Zulauf Z77. Die Korrelationen zwischen den Niederschlagsraten und den Salzbildnern sind, aufgrund der Verzögerungs-, Ab- und Umbauprozesse innerhalb des Deponiekörpers, weniger eindeutig (s. Tab. 4.13).

Bei beiden Abläufen sind zudem die Korrelationen zur elektrischen Leitfähigkeit erwartungsgemäß hoch, da die Salzbildner diese maßgeblich beeinflussen. Auffällig ist dabei, dass Calcium beim Schacht 33 eine Ausnahme bildet, was auf die Verfälschung durch die vielfältigen Zuflüsse in den Kollektorschacht zurückgeführt werden kann.

Eindeutige Korrelationen zum pH-Wert sind bei beiden Abläufen nur in Ausnahmefällen zu erkennen, da die Summe der Salzbildner aufgrund ihrer Herkunft und Beeinflussung aus unterschiedlichen Deponiebereichen mit unterschiedlichen Belastungsformen zu einem Mix der Elemente führt. Diese wirken sich positiv oder negativ auf den pH-Wert aus, was keine klaren Effekte abbilden lässt.

Tab. 4.13: Korrelationen der einzelnen Salzbildner im Zulauf Z77 und im Schacht 33 der Deponie Ablar mit weiteren Sickerwasserparametern

Schacht 33		Ca	Na	Mg	K	F	Cl	NO2	Br	NO3	PO4	SO4
pH-Wert	Korr.	,031	,383**	,435**	,388**	-,253	,071	X	-,158	-,080	X	,009
	Sign.	,824	,005	,001	,004	,068	,612	X	,257	,572	X	,952
elektr. LF	Korr.	-,178	,798**	,743**	,766**	,700**	,893**	X	,636**	-,622**	X	-,710**
	Sign.	,202	,000	,000	,000	,000	,000	X	,000	,000	X	,000
Q	Korr.	,570**	-,487**	-,436**	-,432**	-,558**	-,749**	X	-,567**	,712**	X	,656**
	Sign.	,000	,000	,001	,001	,000	,000	X	,000	,000	X	,000
NS Tag	Korr.	,294*	-,407**	-,321*	-,390**	-,225	-,493**	X	-,355**	,541**	X	,349*
	Sign.	,033	,002	,019	,004	,106	,000	X	,009	,000	X	,010
NS Woche	Korr.	,230	,057	,028	,106	-,023	-,120	X	-,102	-,108	X	,136
	Sign.	,098	,684	,841	,449	,872	,390	X	,466	,448	X	,332
Zulauf Z77												
pH-Wert	Korr.	-,617**	,554**	,074	,146	,585**	,432**	X	,174	-,184	X	-,294*
	Sign.	,000	,000	,592	,293	,000	,001	X	,207	,182	X	,031
elektr. LF	Korr.	-,393**	,679**	,320*	,652**	,802**	,762**	X	,387**	-,523**	X	-,530**
	Sign.	,003	,000	,018	,000	,000	,000	X	,004	,000	X	,000
Q	Korr.	,700**	-,444**	,051	-,298*	-,720**	-,550**	X	-,416**	,532**	X	,605**
	Sign.	,000	,001	,717	,028	,000	,000	X	,002	,000	X	,000
NS Tag	Korr.	,165	-,376**	-,224	-,402**	-,426**	-,444**	X	-,317*	,568**	X	,325*
	Sign.	,232	,005	,103	,003	,001	,001	X	,019	,000	X	,016
NS Woche	Korr.	,576**	-,245	,043	-,068	-,448**	-,341*	X	-,233	,115	X	,497**
	Sign.	,000	,074	,756	,625	,001	,012	X	,090	,409	X	,000

X - keine ausreichende Datengrundlage; *signifikant 0,05 Niveau; ** signifikant 0,01 Niveau; NS Tag - tägliche Niederschlag; NS Woche - Wochensumme des Niederschlages; Q – Abfluss; LF - Leitfähigkeit

4.2.4 Schwermetalle

Bei den Messungen zur Schwermetall-/Metallbelastung der Sickerwässer aus den Zulaufen Z40, Z77, DSW1 und Z Süd des Deponiekörpers, sowie für den Schacht 33 sind in den Jahren 2005 bis 2008 keine Überschreitungen der geforderten Grenzwerte aufgetreten, daher werden hier nur die durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen betrachtet (s. Tab. 4.14).

Tab. 4.14: Durchschnittliche Schwermetallkonzentrationen in den Zuläufen und Schächten der Deponie Aßlar (2005 – 2008) und deren Grenzwerte

	Ni [µg*L ⁻¹]	Cd [µg*L ⁻¹]	Cu [µg*L ⁻¹]	Zn [µg*L ⁻¹]	As [µg*L ⁻¹]	Hg [µg*L ⁻¹]	Pb [µg*L ⁻¹]	Cr [µg*L ⁻¹]
Schacht33	232,77	0,22	28,59	76,74	13,21	0,80	8,12	187,46
Zulauf Z77	316,16	0,72	34,67	99,70	18,70	2,15	11,30	272,89
Zulauf DSW1	139,79	0,18	83,55	29,35	24,89	0,67	1,17	31,95
Zulauf ZSüd	117,25	0,39	32,08	36,51	5,42	1,24	3,65	49,02
Zulauf Z40	316,47	0,19	4,00	19,38	11,51	1,13	0,58	122,16
Grenzwert	1000	100	500	2000	100	50	500	500

Bei den Schwermetallen Cd, Zn, Hg, Pb und Cr lieferte der Zulauf Z77 die höchsten Konzentrationen. Sie lagen, mit Ausnahme von Chrom (Faktor 2), um das 10- bis 50-fache unter den geforderten Grenzwerten nach Anhang 51 AbwV. Z77 beeinflusst aufgrund seiner hohen Abflussmenge (ca. 86 % des Gesamtabflusses) somit maßgeblich die Schwermetallkonzentration in dem Kollektorschacht Schacht 33. Dieser liegt bei den Schwermetallkonzentrationen immer unter den Konzentrationen des Zulaufes Z77, als Folge des Verdünnungseffektes durch die geringer belasteten Zuläufe.

Der Zulauf Z40 enthält die höchsten Nickelkonzentrationen. Diese sind allerdings um das 3-fache geringer als die geforderten Grenzwerte nach der AbwV. Die übrigen Schwermetalle sind in diesem Zulauf unauffällig.

Die beiden Zuläufe DSW1 und Z Süd zeichnen sich generell durch geringe Schwermetallkonzentrationen aus. Ausnahmen bilden beim Zulauf DSW1 die Kupfer- und Arsenkonzentrationen. Hier liefert DSW1 die höchsten Konzentrationen aller Zuläufe. Zu beachten ist hierbei, dass diese Konzentrationsgrößen immer noch um den Faktor 4 bis 5 geringer sind, als die nach Anhang 51 AbwV für Abwasser aus oberflächlichen Abfallablagerungen gefordert werden.

Ein Zusammenhang zwischen den Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser und den jeweiligen pH-Werten ist nicht zu erkennen (Korrelation <0,4), was so auch zu erwarten war, da die pH-Werte aller Zuläufe und Schächte im neutralen bis leicht basischen Bereich liegen. Eine erhöhte Auswaschung der Schwermetalle durch saure pH-Werte liegt somit nicht vor und ist auch zukünftig nicht zu erwarten, da laut

einer Studie von CHRISTENSEN UND KJELDEN (1989) der pH-Wert mit voranschreitender Alterung eines Deponiekörpers eher einem leichten Anstieg unterliegt.

Generell gilt es bei den Schwermetallbetrachtungen des Sickerwassers der Deponie Aßlar festzuhalten, dass diese weitestgehend unbedenklich sind. Die geforderten Grenzwerte nach Anhang 51 ABwV werden kontinuierlich eingehalten und stellen somit kein Problem für die weitere Abwasserbehandlung des Sickerwassers dar.

4.2.5 TOC/CSB

Der TOC-Gehalt in den Zuläufen Z77, Z40, DSW1 und Z Süd differiert, sowohl innerhalb der einzelnen Abflüsse, als auch bei den durchschnittlichen Konzentrationen, stark.

Der gemessene TOC-Gehalt im Zulauf DSW1 unterliegt zwar deutlichen Schwankungen, aber sowohl das niedrige Niveau, bei einem mittleren Wert von $117,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ TOC, als auch der geringe Anteil an der Gesamtabflussrate (3,4 %) verdeutlichen den mangelnden Einfluss des Zulaufes an der Gesamtbelastung aus der Deponie.

Beim Zulauf Z40 hingegen sind die Schwankungen gering, aber bei einem deutlich höheren durchschnittlichen TOC-Gehalt von $567,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (s. Tab. 4.15).

Tab. 4.15: Durchschnittliche TOC-Konzentrationen der Zuläufe und Schächte aus der Deponie Aßlar in den Jahren 2005 - 2008

	Min. [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$]	Max. [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$]	Mittelwert [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$]
Schacht 33	156.9	757.8	514.7
Zulauf Z77	313.8	1187.3	813.6
Zulauf Z Süd	41.4	540.4	258.6
Zulauf DSW	26.2	269.4	117.7
Zulauf Z40	407.2	755.6	567.9

Bei den Zuläufen Z Süd und Z77 treten erhebliche Schwankungen auf, welche mit den Schwankungen der Sickerwassermengen zu erklären sind. Die TOC-

Konzentrationen verhalten sich negativ proportional zur Abflussrate. Dies bestätigen auch die Korrelationen dieser beiden Parameter (s. Tab. 4.16). Weitere Korrelationen der TOC-Konzentrationen zum Niederschlag sind nur bedingt zu erkennen und aufgrund ihrer Höhe nicht statistisch verwertbar.

Tab. 4.16: Korrelationen der TOC-Konzentrationen im Zulauf Z77 und Zulauf Z Süd der Deponie Aßlar mit weiteren Sickerwasserparametern

		Q	NS _T	NS _W
Zulauf Z77 TOC-Konzentration	Korrelation	-,620**	-,315*	-,399*
	Signifikanz	,000	,032	,024
Zulauf Z Süd TOC-Konzentration	Korrelation	-,563**	-,302*	-,290
	Signifikanz	,177	,037	,063

**Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
 *Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.
 NS_T täglicher Niederschlag; NS_W Wochensumme Niederschlag; Q Abfluss; N= 65

Ein jahreszeitlich abhängiger Trend ist nicht erkennbar (s. Abb. 4.12). Die durchschnittliche Konzentration im Zulauf Z77 von $813,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ TOC übersteigt jedoch die der übrigen Schächte deutlich.

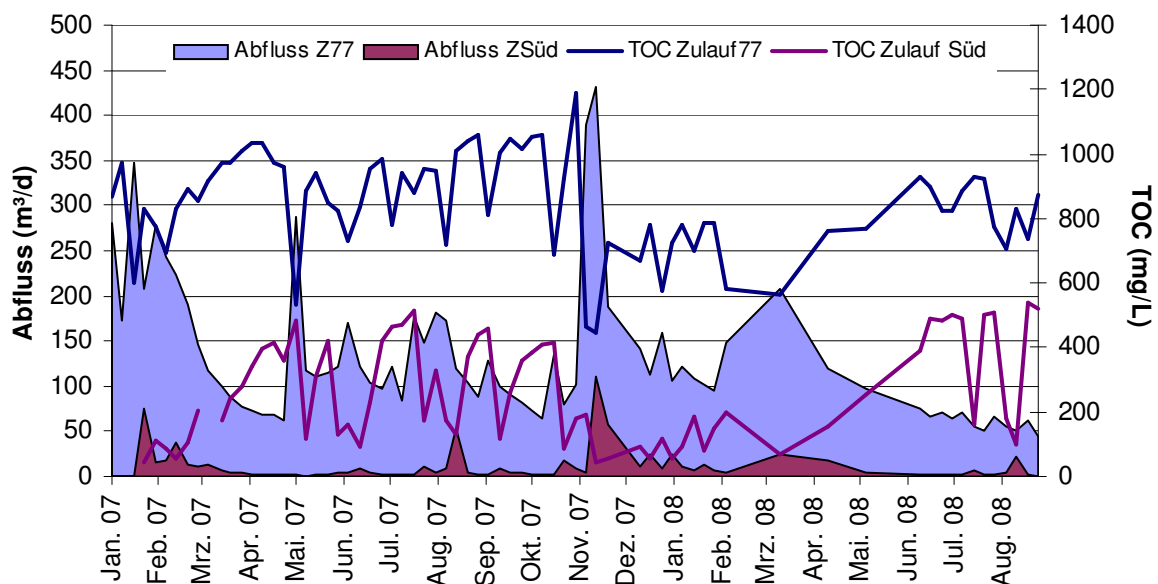


Abb. 4.12: TOC-Konzentrationen in den Zuläufen Z77 und ZSüd der Deponie Aßlar in Abhängigkeit von den Sickerwasserraten (2007/2008)

Bei dem Kollektorschacht Schacht 33 treten ebenfalls große Schwankungen der TOC-Konzentration auf. Ein Trend bei den TOC-Konzentrationen des Schachtes über den Zeitverlauf von zwei Jahren ist nicht erkennbar (s. Abb. 4.13).

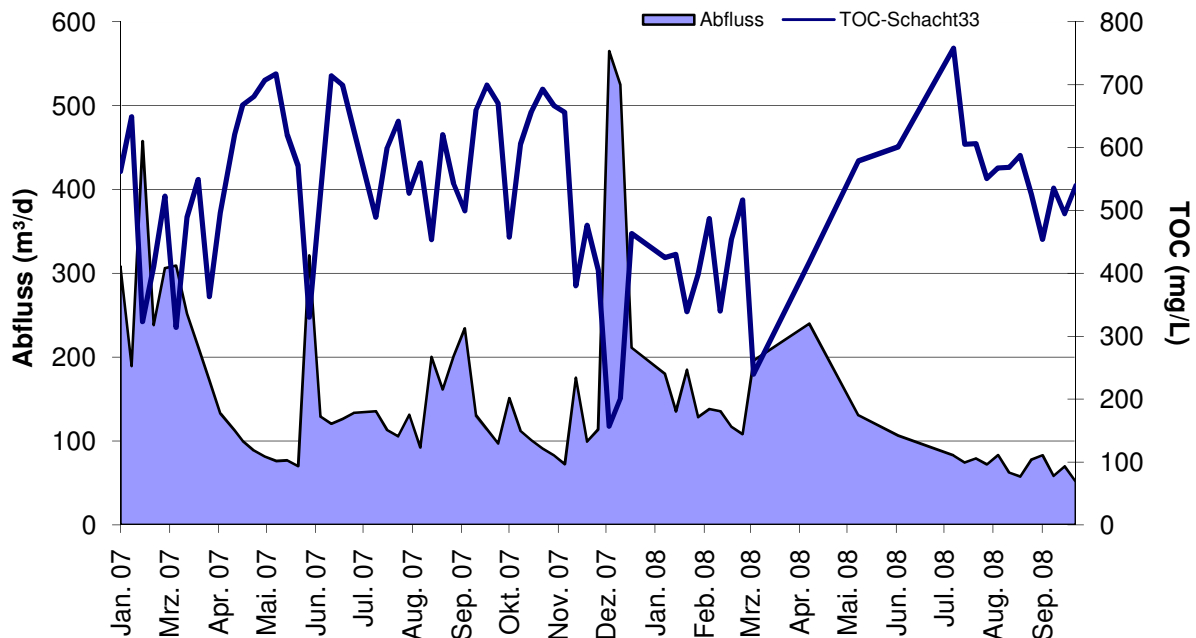


Abb. 4.13: TOC-Konzentrationen im Schacht 33 der Deponie ABlar unter Berücksichtigung der Sickerwasserraten, Zeitraum November 2005 bis September 2008

Auffällig ist, dass der durchschnittliche TOC-Gehalt von $514,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Schacht 33 deutlich unter den zu erwartenden Durchschnittsgehalten aus der Summe der vier Zuläufe aus dem Deponiekörper liegt (s. Tab. 4.15 & 4.17). Bei der Multiplikation der prozentualen Sickerwasseranteile der vier Zuläufe (Tabelle 4.1) mit den TOC-Konzentrationen der jeweiligen Schächte zeigt sich folgendes Bild (s. Tab. 4.17).

Tab. 4.17: Gewichtung der TOC-Konzentrationen mit den prozentualen Anteilen der einzelnen Zuläufe für eine TOC-Gesamtgehaltsbestimmung

	TOC [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$]	%-Anteil
Schacht 33 (gemessen)	514,7	100
davon:		
Zulauf Z77	813.6	86,4
Zulauf DSW1	117.7	3,4
Zulauf ZSüd	255.7	5,9
Zulauf Z40	567.9	4,3
Schacht 33 (berechnet)	746.2	144

Der mit der prozentualen Abflussmenge gewichtete TOC-Gehalt der vier Zuläufe beträgt $746,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, was eine Überschreitung der gemessenen mittleren TOC-Konzentration von 44 % entspricht. Diese auftretenden Differenzen lassen sich durch weitere, nicht erfasste Zuläufe von schwach belastetem Wasser, beispielsweise aus der Oberflächenentwässerung in den Schacht 33, begründen. Dieser Effekt ist ebenfalls bei anderen chemischen Sickerwasserfaktoren erkennbar (s. Tab. 4.20). Des Weiteren könnte der einsetzende biologische Abbau der organischen Fracht im Verlauf zwischen den beiden Probenahmestellen Einfluss nehmen.

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) wurde im Fall der Deponie Ablar mittels Kuvettentest stichprobenartig ermittelt und über einen jeweiligen TOC – CSB Umrechnungsfaktor auf den Datensatz angewandt. Die folgende Tabelle (s. Tab. 4.18) zeigt die Umrechnungsfaktoren, die durch die CSB-Kuvettentests ermittelt wurden. Es sind zudem die mittleren CSB-Gehalte in Relation zu den durchschnittlichen TOC-Gehalten der einzelnen Schächte und Zuläufe abgebildet.

Tab. 4.18: Durchschnittliche CSB- und TOC-Gehalte und deren Umrechnungsfaktoren und Grenzwerte in den Zuläufen und Schächten der Deponie Ablar (2005 – 2008)

	N	TOC [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	CSB [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	Umrechnung
Schacht 33	12	514.7	1468.6	2.90
Zulauf 77	12	813.6	1988.4	2.49
Zulauf DSW1	12	117.7	265.8	2.30
Zulauf 40	12	567.9	1579.7	2.82
Zulauf Süd	12	255.7	595.1	2.38
Grenzwert*			200	

*Grenzwert nach Anhang 51, AbwV; N = Anzahl Proben

Anhand der Tabelle zeigt sich, dass auch im Fall des Sickerwassers der Deponie Ablar der laut Gesetzgebung geforderte Umrechnungsfaktor von vier deutlich unterschritten wird.

Beim Vergleich der beiden Faktoren TOC und CSB wird deutlich, dass das Verhältnis in den einzelnen Schächten in einem Bereich zwischen 2,3 und 2,9 liegt. Eine Umrechnung des TOC zum CSB mit dem Faktor vier, wie laut Gesetzgebung gefordert, würde hier zu einer deutlichen Überschätzung des CSB führen.

Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Belastungen und dem Umrechnungsfaktor ist bei den einzelnen Schächten und Zuläufen nicht ersichtlich. Das Verhältnis zwischen CSB und TOC in den Zuläufen Z77, Z40, ZSüd und Z DSW1 ist mit einem durchschnittlichen Umrechnungsfaktor von 2,5 geringer als in dem Kollektorschacht Schacht 33. Hier liegt der durchschnittliche Umrechnungsfaktor bei 2,9.

Es ist aus den CSB-Ergebnissen ersichtlich, dass der nach Anhang 51 der AbwV geforderte Grenzwert für die CSB-Belastung von $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in keinem der Schächte und Zuläufe eingehalten wird (s. Tab. 4.18). Die Konzentrationen im Sammelablauf liegen mit ca. $1470 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ CSB um mehr als Faktor sieben über dem Grenzwert.

Die oben aufgezeigten Umrechnungsfaktoren der einzelnen Schächte und Zuläufe wurden auf den gesamten TOC-Datensatz, zur Berechnung der CSB-Konzentrationen, angewandt. Dies ermöglicht eine statistische Auswertung der CSB-Daten. Die Korrelationen in den beiden Hauptabflüssen, Zulauf Z77 und Schacht 33, zwischen dem CSB (berechnet anhand der TOC-Konzentrationen) und den chemisch-physikalischen Sickerwasserparametern, zeigen folgende Zusammenhänge (s. Tab. 4.19).

Tab. 4.19: Korrelationen der CSB-Belastungen im Zulauf Z77 und im Schacht 33 der Deponie Aßlar mit weiteren Sickerwasserparametern (2007/2008)

		pH	LF	Q	NS _T	NS _W
CSB Zulauf Z77	Korrelation	,443**	,860**	-,555**	-,445**	-,425**
	Signifikanz	,000	,000	,000	,000	,000
CSB Schacht 33	Korrelation	,229	,962**	-,681**	-,458**	-,159
	Signifikanz	,067	,000	,000	,000	,205
**Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.						
*Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.						
NS _T täglicher Niederschlag; NS _W Wochensumme Niederschlag; Q Abfluss; LF elektrische Leitfähigkeit; N= 65						

Tabelle 4.19 zeigt, dass die Korrelationen des Parameters CSB im Zulauf Z77 zu allen potentiellen Berechnungsparametern eine statistische Abhängigkeit aufweist. Beim Schacht 33 führen die bekannten Vermischungen aus den übrigen Zuläufen und unbekannte, nicht erfasste Zuflüsse zu einem fehlenden Einfluss des pH-Wertes auf die CSB-Konzentration. Zudem zeigt die Wochensumme des Niederschlages

keinen signifikanten Zusammenhang mit dem CSB-Gehalt, was ebenfalls auf den Einfluss der verschiedenen Zuläufe und die Prozesse innerhalb des Deponiekörpers zurückgeführt werden kann.

Eine besonders hohe positive Abhängigkeit besteht bei beiden Abflüssen zwischen dem CSB-Gehalt und der elektrischen Leitfähigkeit. Die Korrelation weist in diesen Fällen einen Zusammenhang von 0,86 bzw. 0,96 auf. Dies ist die logische Konsequenz aus dem hohen direkten Einfluss der Abflussmenge auf den CSB, als auch auf die elektrische Leitfähigkeit (s. Tab. 4.9). Beide Faktoren, CSB und die elektrische Leitfähigkeit, sind unabhängig voneinander stark durch die Abflussrate beeinflusst.

4.2.6 AOX

Die AOX-Konzentrationen in den einzelnen Abläufen der Deponie Aßlar zeigen deutliche Differenzen, sowohl bei den mittleren Konzentrationen, als auch bei den Schwankungsbreiten (s. Tab. 4.20). Es ist zudem zu erkennen, dass, wie bereits bei der Berechnung der CSB-Konzentrationen (s. Tab. 4.17), mittels Multiplikation der Konzentrationen mit den prozentualen Abflussmengenanteilen der jeweiligen Zuläufe (s. Tab. 4.1) eine deutliche Abweichung zwischen gemessener und berechneter AOX-Konzentration im Schacht 33 besteht (s. Tab. 4.20). Die berechneten AOX-Konzentrationen im Schacht 33 überschreiten die gemessenen um 31 %, was ebenfalls mit Fremdwasserzufluss und Abbauprozessen begründet werden kann.

Tab. 4.20: AOX-Konzentrationen der einzelnen Schächte und Zuläufe der Deponie Aßlar und deren Berechnung anhand der prozentualen Abflussanteile der Zuläufe (2005-2008)

	Min. [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	Max. [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	Mittelwert [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$]	%-Abflussanteil
Schacht 33 (gemessen)	317,5	1546,5	845,3	100
Zulauf Z77	494,5	2245,0	1088,2	86,7
Zulauf Z Süd	141,5	3359,0	1102,6	5,8
Zulauf DSW	156,5	3068,0	1006,6	4,3
Zulauf Z40	1130,0	3547,0	1759,1	3,4
Schacht 33 (berechnet)			1110,5	131
Grenzwert			500,0	

Die AOX-Konzentration im Zulauf Z40 liegt durchschnittlich mit $1759 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ auf einem hohen Niveau, im Vergleich zu den übrigen Zuläufen. Die AOX-Belastungen sind hier im Durchschnitt etwa $600 - 700 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ höher als bei den Zuläufen DSW1, Z77 und Z Süd. Die Schwankungen bezüglich der AOX-Konzentrationen liegen in diesem Zulauf immer oberhalb von $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, was zeigt, dass der hohe durchschnittliche Gehalt nicht durch vereinzelte Extremwerte verursacht wird.

Das konstant hohe Niveau der AOX-Konzentrationen dieses Zulaufes lässt sich mit der bereits vorhandenen Abdichtung dieses Deponiebereiches, der offensichtlich keinen weiteren Witterungseinflüssen unterliegt, begründen. Die Abflussmengen liegen gleichbleibend bei $4 - 6 \text{ m}^3$ pro Tag. Die Konzentrationen im Schacht Z 40 sind, mit Ausnahme von wenigen Messwerten, konstant hoch, mit einer leichten Tendenz zur Abnahme (s. Abb. 4.14).

Die hohen Belastungen des Sickerwassers aus diesem Zulauf sind für die Gesamtbetrachtung aber von geringer Bedeutung, da der Z40 nur 3,4 % der Gesamtsickerwassermenge liefert.

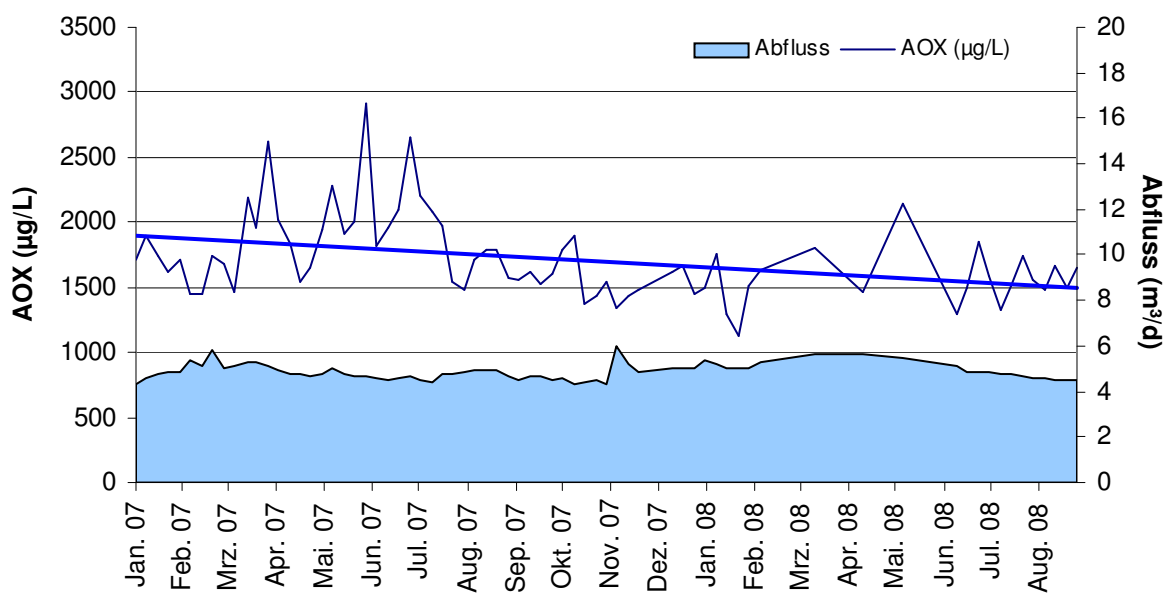


Abb. 4.14: AOX-Konzentrationen und Abflussraten des Zulaufs Z40 der Deponie Aßlar, von Januar 2007 bis September 2008

Die AOX-Gehalte in den Zuläufen DSW1 und Z Süd weisen im Vergleich zu den übrigen Zuläufen große Schwankungen während des Untersuchungszeitraums auf.

Die AOX-Konzentrationen variieren um den Faktor 20, zwischen ca. $150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ und ca. $3000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (s. Abb. 4.15), mit einem mittleren Gehalt von 1000 bzw. $1100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

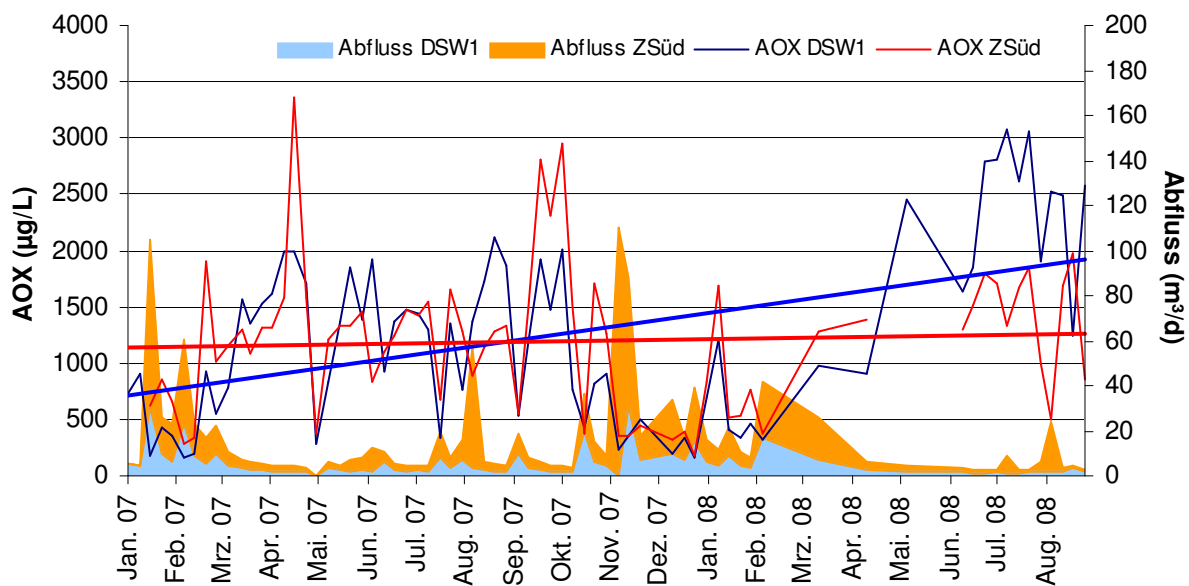


Abb. 4.15: AOX-Konzentrationen und Abflussraten der Zuläufe DSW1 und Z Süd der Deponie Aßlar, von Januar 2007 bis September 2008

Auffällig ist, dass die Konzentrationen im betrachteten Zeitraum bei beiden Zuläufen ansteigen, allerdings beim DSW1 deutlich stärker als beim Z Süd. Dies ist damit zu begründen, dass der Zulauf DSW1 aus einem teilabgedichteten Bereich des Deponiekörpers stammt, in dem die Sickerwassermengen in den vergangenen Jahren kontinuierlich abgenommen haben und es somit zu einer Aufkonzentration der Schadstoffe kommen kann.

Die extremen Schwankungen der AOX-Konzentrationen sind beim Zulauf Z Süd auf die stark veränderlichen Durchflussraten des Schachtes zurück zu führen. Die Abflussmenge ist vergleichsweise gering (5,9 % der Gesamtabflussmenge), weist aber einen hohen Schwankungsbereich von $1 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ bis hin zu $110 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ auf.

Die AOX-Konzentrationen im Zulauf Z77 unterliegt ebenfalls erheblichen Schwankungen. Die durchschnittliche Konzentration ist mit $1088 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ aber geringer als im Zulauf Z40. Aufgrund des weitgefächerten und vielschichtigen Einzugsgebietes (sowohl oberflächlich abgedichtete, als auch offene Deponiebereiche) des Zulaufes Z77 innerhalb des Deponiekörpers und der dadurch bedingten Vielzahl an Zuflüssen ist ein klarer Trend bei den AOX-Konzentrationen über den Beprobungszeitraum nicht erkennbar (s. Abb. 4.16).

Extreme Schwankungen in den AOX-Konzentrationen treten nicht jahreszeitlich abhängig auf, sondern fallen sowohl in die Sommer- als auch in die Wintermonate. Auffälligkeiten in der AOX-Kurve unterliegen vielfältigen Einflüssen (z.B. biochemische Abbauprozesse im Deponiekörper, Durchflussrate) und sind daher nicht eindeutig zuzuordnen. Es ist aber zu erkennen, dass beim Zulauf Z77 ein negativ proportionaler Zusammenhang zwischen AOX-Konzentration und dem Abfluss vorliegt (Korrelation $-0,6$) (s. Tab. 4.21).

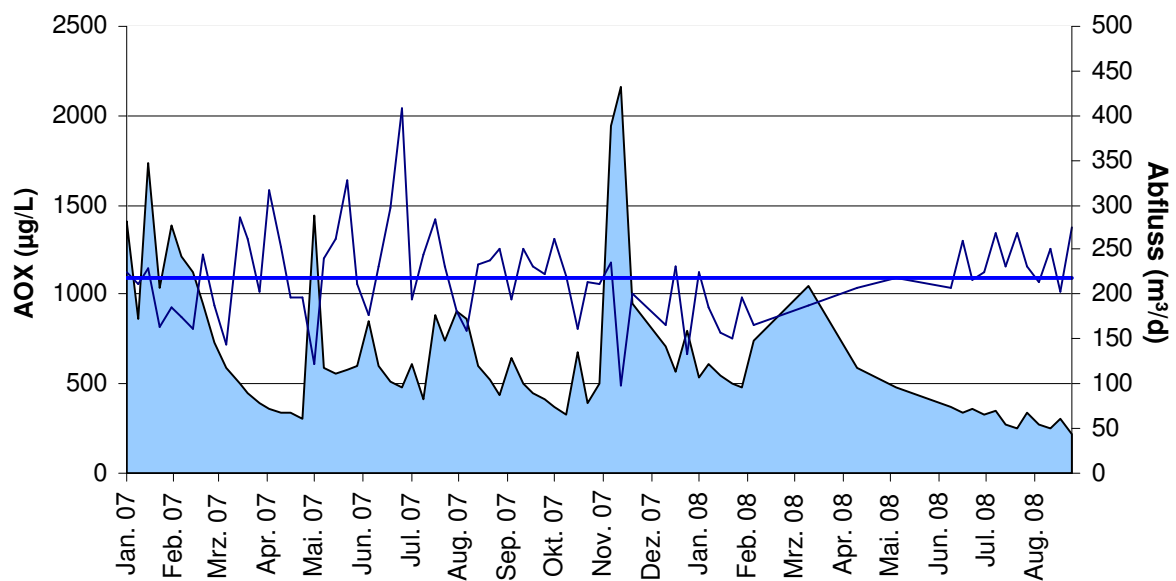


Abb. 4.16: AOX-Konzentrationen und Abflussraten im Zulauf Z77 der Deponie Ablar, von Januar 2007 bis September 2008

Der Schacht 33 bildet primär den Sammelabfluss aus den Zuläufen Z40, Z77, DSW1 und Z Süd. Schacht 33 spiegelt somit die Ergebnisse der einzelnen Zuläufe aus dem Deponiekörper wider. Er liefert mit einer durchschnittlichen AOX-Konzentration von $849 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ einen, im Vergleich zu den Zuläufen, geringeren AOX-Gehalt. Dies lässt darauf schließen, dass bereits an dieser Stelle weitere Einträge aus der Flächenentwässerung und anderer Zuläufe Einfluss nehmen. Ein geringerer AOX-Gehalt im Sammelabfluss als in seinen Zuläufen gilt, ohne weitere äußere Einflüsse, als unwahrscheinlich.

Auffällig sind zudem die deutlich stärkeren Schwankungen der AOX-Konzentrationen in den Sommermonaten 2007 (s. Abb. 4.17). Diese waren bedingt auch schon bei einigen der Zuläufe zu erkennen. Die Schwankungen können auch in diesem Fall

auf den Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge und AOX-Konzentration zurück zu führen sein. Die Korrelation der Parameter Abfluss und AOX-Konzentration liegt bei $-0,53$ (s. Tab. 4.21) und ist beim jahreszeitlichen Verlauf deutlich zu erkennen.

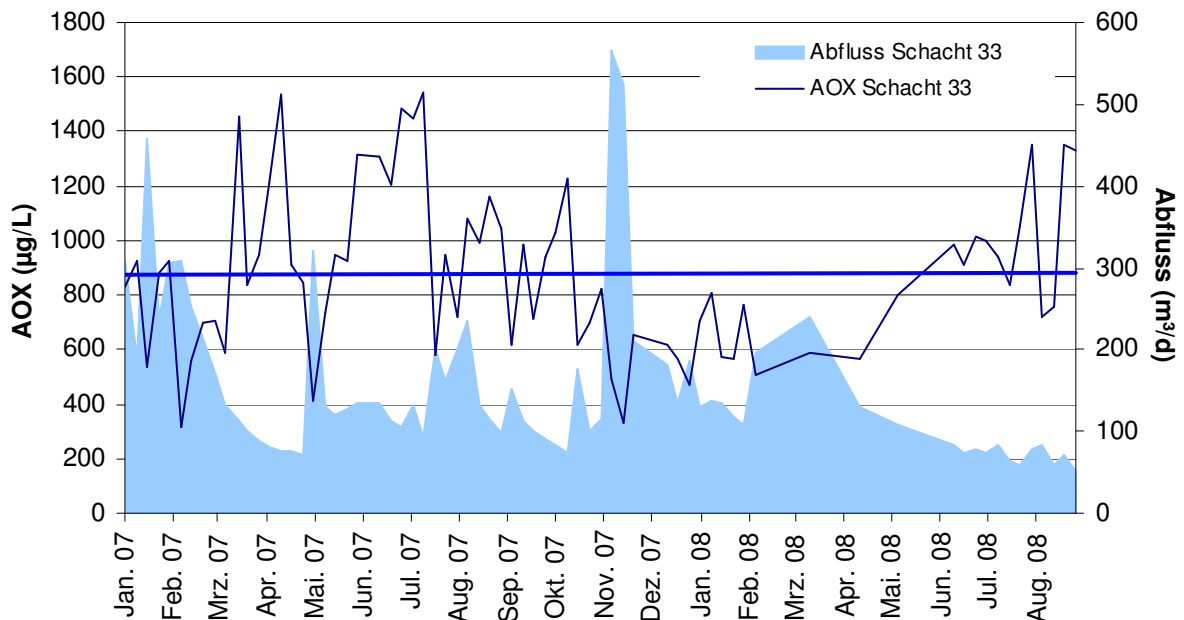


Abb. 4.17: AOX-Konzentrationen und Abflussraten im Schacht 33 der Deponie Ablar von Januar 2007 bis September 2008

Besonders auffällig ist diese Korrelation im Frühjahr/Sommer 2007 und im Spätsommer 2008. Geringe Niederschläge in dieser Zeit bewirken geringe Abflussmengen und damit erhöhte AOX-Konzentrationen im Sickerwasser. Die Schwankungen in den AOX-Konzentrationen sind im Schacht 33, bedingt durch Zuläufe mit stark schwankenden Abflussmengen (Z77, DSW1) und Zuläufen mit wenig differierenden Abflussmengen (Z40), abgeschwächt. Es ist ein leichter Anstieg in den AOX-Konzentrationen über den Beprobungszeitraum von 2005 bis 2008 erkennbar (s. Abb. 4.17).

Bei der Betrachtung der Zusammenhänge zwischen AOX und den chemisch-physikalischen Parametern des Sickerwassers in dem Zulauf Z77 und im Schacht 33 ist auffällig, dass diese den Korrelationen bei der CSB-Konzentration ähneln (s. Tab.

4.19 & 4.21). Das ähnliche Verhalten beider Stoffgruppen bestätigt die hohe Korrelation von CSB und AOX in beiden Abflüssen.

Tab. 4.21: Korrelationen der AOX-Konzentrationen mit weiteren Sickerwasserparametern im Zulauf Z77 und im Schacht 33 der Deponie ABlar (2007/2008)

		CSB	pH	LF	Q	NS _T	NS _W
AOX-Konzentration Zulauf Z77	Korrelation	,690**	,402**	,710**	-,597**	-,273*	-,368**
	Signifikanz	,000	,001	,000	,000	,028	,003
AOX-Konzentration Schacht 33	Korrelation	,706**	,105	,730**	-,528**	-,336**	-,014
	Signifikanz	,000	,406	,000	,000	,006	,912
**Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant. *Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant. NS _T täglicher Niederschlag; NS _W Wochensumme Niederschlag; Q Abfluss; LF elektrische Leitfähigkeit; N= 65							

Ein Grund für das parallele Verhalten von CSB und AOX liegt in der Beschaffenheit der Stoffgruppen. Es handelt sich bei beiden um Summenparameter von organischen Stoffen, mit dem wesentlichen Unterschied, dass die AOX, aufgrund ihres halogenierten Anteils, schlechter biologisch abbaubar sind.

Die AOX-Konzentrationen unterliegen somit den gleichen Einflüssen wie die CSB-Konzentrationen im Sickerwasser der Deponie ABlar und weisen daher auch ähnlich hohe Korrelationen zu den Parametern elektrische Leitfähigkeit (LF) und der Abflussrate (Q) auf. Fehlende Zusammenhänge beim Schacht 33, zwischen AOX und den Parametern pH-Wert und Wochensumme des Niederschlages, sind ebenfalls zu verzeichnen.

Es gilt allerdings festzuhalten, dass die AOX-Konzentrationen im Vergleich zu den CSB-Konzentrationen geringfügig schlechtere Korrelationen aufweisen. Dies kann an den teilweise überproportional großen Schwankungen bei den AOX-Konzentrationen liegen (s. Tab. 4.19), die von keinem anderen Sickerwasserparameter in diesem Maße mit abgebildet werden.

4.2.7 Zusammenfassung Belastungspotentiale des Sickerwassers

Die qualitative Betrachtung der Sickerwasserbelastungen der Deponie ABlar zeigt, dass die hauptsächlichen Probleme, in Anbetracht der Einhaltung von

Einleitergrenzwerten für Indirekteinleiter aus oberflächlichen Abfallablagerungen nach Anhang 51 der ABwV, die Parameter AOX, CSB und vermutlich der Gesamtstickstoff sind.

Beim AOX zeigt sich, dass die Konzentration bei diesem Summenparameter im Durchschnitt nicht höher als im Bereich des doppelten Grenzwertes liegen und diesen geforderten Grenzwert von $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in Einzelfällen sogar unterschreiten. Es ist somit sinnvoll, die Konzentrationen im Sickerwasser der einzelnen Zuläufe und Schächte weiter zu beobachten, um die Entwicklung potentiell umweltgefährdender Wirkung des AOX abschätzen und eine ökonomische Behandlung des Parameters für die weitere Betriebsphase und die anschließende Nachsorge festlegen zu können.

Bei der organischen Belastung des Sickerwassers in Form des TOC/CSB ist eine biologische Aufbereitung unumgänglich. Bei einer um das Fünffache erhöhten Konzentration, im Vergleich zum gesetzlichen Grenzwert von $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ CSB, gilt es, das Belastungspotenzial im Sickerwasser weiter auf diese Parameter zu fokussieren, um zukünftige Szenarien abschätzen und bewerten zu können.

Eine Aussage über die erhöhte Stickstoffbelastung des Sickerwassers treffen zu können, ist aufgrund der geringen Datengrundlage schwierig. Es liegen für die Ammoniumkonzentration und den Gesamtstickstoffgehalt lediglich vierteljährliche bzw. halbjährliche Kontrollmessungen aus dem Sickerwasser des Sammelschachtes vor. Eine Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf die Stickstoffdeposition aus dem Deponiekörper ist fraglich, da es sich bei den vorliegenden Ergebnissen zum Ammonium und Gesamtstickstoff um Probenmaterial aus einem Mischwasser aus Kompostwerk, Oberflächenabfluss und Deponie handelt.

Die übrigen Analyseparameter wie Schwermetalle, Kationen, Anionen, Leitfähigkeit und pH-Wert sind beim Sickerwasser der Deponie Aßlar unauffällig und als nicht in erhöhtem Maße umweltgefährdend einzustufen. Sie dürfen jedoch bei der weiteren Betrachtung der Problemparameter AOX und CSB nicht außer Acht gelassen werden, da sie als Teil der Gesamtbelastung sowohl positive als auch negative Einflüsse auf die Problemparameter haben können.

Die äußerst komplexe Matrix von Deponiesickerwasser verhindert häufig eine eindeutige Bestimmung der primären Schadstoffe und deren Entwicklung bei Änderungen der Randbedingungen. Reduzierung der Abflussmengen oder biologische Prozesse im Deponiekörper können erhebliche Veränderungen in den Verhältnismäßigkeiten und Konzentrationen der Schadstoffe bewirken. Zudem trifft die Konzentration eines Summenparameters wie AOX bei weitem keine Aussage über dessen Zusammensetzung und Schädlichkeit.

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte scheint es sinnvoll, die Belastungspotentiale von Deponiesickerwässern transparenter und vergleichbarer zu machen und diese mit einem einheitlichen Schadensmodell zu bewerten. Das Gefährdungspotential des Deponiesickerwassers besser abschätzen zu können und kritische Schadstoffe herausarbeiten zu können, ermöglicht einen gefahrloseren Umgang und eine gezieltere Behandlung des Sickerwassers. Dieser Ansatz zur Abschätzung des Schadpotentials von Deponiesickerwasser soll durch die Anwendung eines Schadeinheitenmodells (BRANS, 2008) behandelt und angewendet werden.

4.3 Schadeinheitenmodellierung zur Abschätzung des Gefährdungspotenzials

Die Reduzierung des Bewertungsumfangs, auf Grundlage des Anhang 51 AbwV, bezieht folgende 12 Parameter in die Modellierung der Schadeinheitenfrachten ein (s. Tab. 4.22). Die in der Tabelle aufgeführten Parameter sollen beispielhaft zur Bewertung der Sickerwasserbelastungen aus der Deponie Aßlar genutzt werden.

Tab. 4.22: Schadparameter der Modellierung und ihre Referenzkonzentrationen, abgeleitet nach Anhang 51, AbwV

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grenzwert	
CSB	mg*L-1	200	✓
BSB5	mg*L-1	20	✗
N gesamt	mg*L-1	70	✗
P	mg*L-1	3	✓
Kohlenwasserstoffe	mg*L-1	10	✗
Nitrit-N	mg*L-1	2	✓
AOX	mg*L-1	0,5	✓
Hg	mg*L-1	0,05	✓
Cd	mg*L-1	0,1	✓
Cr	mg*L-1	0,5	✓
Cr VI	mg*L-1	0,1	✗
Ni	mg*L-1	1	✓
Pb	mg*L-1	0,5	✓
Cu	mg*L-1	0,5	✓
Zn	mg*L-1	2	✓
As	mg*L-1	0,1	✓
Cyanid, leicht freisetzbar	mg*L-1	0,2	✗
Sulfid	mg*L-1	1	✗

✓ bei der Schadeinheitenmodellierung berücksichtigt

✗ bei der Schadeinheitenmodellierung nicht berücksichtigt

Die Schadeinheitenmodellierung der fünf Schächte und Zuläufe zeigt folgende Ergebnisse (s. Tab. 4.23) für die durchschnittlichen täglichen Schadfrachten aus der Deponie Aßlar im Versuchszeitraum 2007/2008.

Anhand der Ergebnisse zeigt sich, dass der Zulauf Z 77 mit Abstand die höchsten täglichen Schadfrachten liefert. Der Kollektorschacht Schacht 33 liegt in einer ähnlichen Größenordnung.

Tab. 4.23: Schadeinheitenmodellierungen zur durchschnittlichen täglichen Schadfracht der Schächte und Zuläufe aus der Deponie Aßlar (2007/2008)

Schacht/Zulauf	Q [m ³ *d ⁻¹]	C _{SE} [C _{SE} *m ⁻³]	F _{SE} [F _{SE} *d ⁻¹]	F _{US} [F _{US} *d ⁻¹]
Schacht 33	150,7	10,2	1536,1	904,1
davon:				
Zulauf 77	131,0	13,8	1812,9	786,0
Zulauf DSW1	5,3	5,5	29,3	31,9
Zulauf Süd	10,8	7,0	75,9	64,8
Zulauf 40	4,8	12,4	59,3	28,8

(SE Schadeinheit, Q Abfluss, C_{SE} Konzentration der Schadeinheiten, F_{SE} Schadeinheitenfracht, F_{US} Unbedenklichkeits-Schadfracht)

Beim Vergleich der vier Zuflüsse aus dem Deponiekörper wird deutlich, dass die Zuläufe DSW1, Z Süd und Z 40 nur einen geringen Einfluss auf das Gesamtschadpotenzial der Deponie haben. Die beiden Zuläufe DSW1 und ZSüd liegen bereits bei der aktuellen Betrachtung im Bereich der Unbedenklichkeits-Schadfracht, während Z77 diese um mehr als 100 % übersteigt. Dies trifft auch für Z 40 zu, allerdings gilt hier festzuhalten, dass die tägliche Schadfracht, bedingt durch diesen Ablauf, mit 3,4 % vernachlässigbar gering ist.

Die im Durchschnitt um 18,3 % höheren Schadfrachten im Zulauf Z77 im Vergleich zu dem Kollektorschacht ergeben sich aus den höheren Schadstoffkonzentrationen. Die drei verbleibenden Zuläufe bewirken eine Verdünnung im Ablauf des Schachtes 33. Die durchschnittliche Belastung aus dem Deponiekörper der Deponie Aßlar liegt somit in dem prioritär zu betrachtenden Kollektorschacht Schacht 33 bei durchschnittlich 10,2 Schadeinheiten pro m³ Sickerwasser.

Die Gesamtschadfrachten-Mengen im Schacht 33 sind mit 1536 FSE*d⁻¹ geringer als die beim Zulauf Z77 (s. Tab. 4.23). Dieser Effekt zeigte sich bereits bei einigen Schadstoffkonzentrationen (Kapitel 4.2). Es verdeutlicht die hohe Bedeutung des Zulaufs Z77 für die Schadfrachtenentwicklung. Sowohl die relativ hohen Schadkonzentrationen, aber hauptsächlich das große Abflussvolumen sind hier ausschlaggebend für den Einfluss auf die Gesamtschadfrachten. Eine Reduzierung

der Sickerwassermengen im Zulauf Z77 würde somit zu einer maßgeblichen Reduzierung der Schadfrachtenmengen im Gesamtabfluss führen, was ökologisch und wirtschaftlich von großer Bedeutung wäre. Zu dieser Erkenntnis kommt auch SPILLMANN (1988). Bei der Untersuchung des Wasserhaushaltes von Deponien und den Behandlungsmöglichkeiten von Sickerwässern zeigt er ebenfalls, dass nicht die Schadstoffkonzentrationen, sondern die hohen Abflussraten maßgeblich für die Schadstofffrachten im Sickerwasser von Hausmülldeponien verantwortlich sind. Eine frühzeitige Reduzierung der Abflussraten zeigt daher den größten Effekt auf die Schadfrachtenentwicklung im Deponiesickerwasser (SPILLMANN & COLLINS, 1986).

Von den insgesamt aus den einzelnen Deponiebereichen anfallenden 1977,4 Schadfrachten pro Tag (Summe der Zuläufe aus Tabelle 4.23) stammen ca. 92 % aus dem Abfluss des Zulaufes 77. Bei dem Vergleich der einzelnen Abflussmengen im Abschnitt 4.1 zeigte sich bereits, dass Z77 mit ca. 86 % der Gesamtabflussmenge (s. Tab. 4.1) erheblichen Einfluss auf das Schadstoffpotenzial der Deponie hat. Durch die Einführung und den Vergleich der Schadeinheitenfrachten vergrößert sich der Einfluss dieses Zulaufes weiter (s. Abb. 4.18). Es zeigt sich die Kombinationswirkung von hohen Abflussraten und hohen Schadstoffkonzentrationen. Zulauf Z77 liefert mit Abstand die höchsten TOC/CSB-Konzentrationen (s. Kap. 4.2, Tab. 4.15) und auch beim AOX liegen die Konzentrationen im oberen Bereich der Zuläufe (s. Kap. 4.2, Tab. 4.20). Die Auswirkungen der hohen Schadstoffbelastungen verstärken sich durch die Quotientenbildung mit der Referenzkonzentration und der Multiplikation mit der Abflussrate. Dies verdeutlicht die extreme Schadwirkung dieses Zulaufes im Vergleich zu den übrigen Abflüssen und zeigt, dass die Bewertung anhand von Schadeinheitenfrachten eine exaktere Abschätzung des Gefährdungspotenzials bietet, als die alleinige Betrachtung von Schadstoffkonzentrationen und Abflussraten.

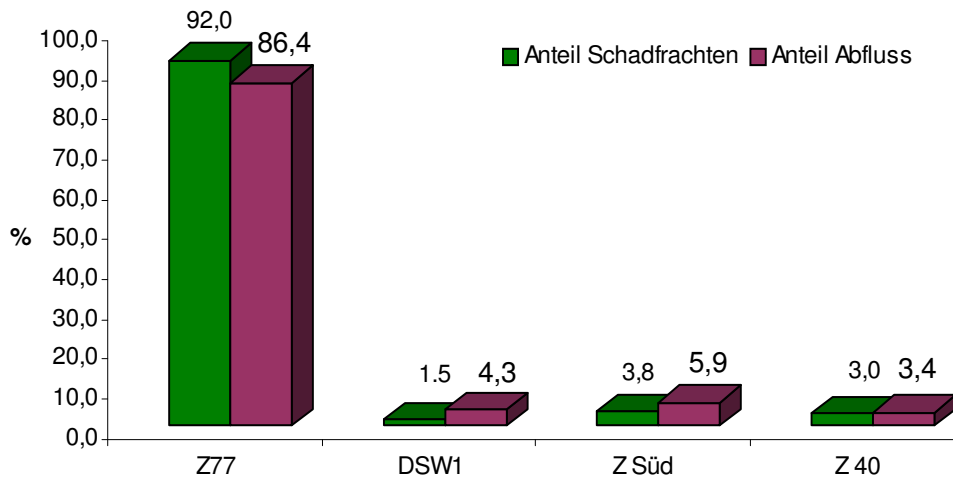


Abb. 4.18: Prozentuale Anteile der einzelnen Zuläufe aus der Deponie Aßlar an den Gesamtsickerwassermengen und –schadfrachten (2007/2008)

Beim Vergleich der prozentualen Anteile an der Gesamtsickerwassermenge und den Schadfrachten wird somit deutlich, dass sich die Gewichtung in Richtung des Zulaufes Z77, durch die Einbeziehung der Schadfrachten, verschoben hat.

Die Zuläufe DSW1 und Z Süd haben an Bedeutung bezüglich der Gesamtschadwirkung und des Gefährdungspotentials verloren. Dies begründet sich damit, dass die Schadstoffbelastungen in diesen beiden Zuläufen stärker variieren. Die Dominanz der Schadstoffgruppe CSB ist bei beiden Zuläufen nicht so stark ausgeprägt wie bei den übrigen Abflüssen (s. Kap. 4.2, Abb. 4.19) und wirkt sich somit nicht in diesem erheblichen Maße aus. Damit führt das ausgeglicheneres Verhältnis der verschiedenen Schadstoffe zu geringeren Schadeinheitenfrachten und somit auch zu einem, im Verhältnis zur Abflussrate, geringeren Anteil an den gesamten Schadfrachteneinheiten. Der Anteil an den Gesamtschadfrachten ist beim Zulauf Z40 nahezu unverändert zu seinem Einfluss auf die Gesamtabflussmenge, was sich auf die hohen Schadstoffkonzentrationen und die konstant geringen Abflussmengen zurückführen lässt (s. Kap. 4.2, Abb. 4.18).

Das Hauptaugenmerk bei der Belastungsabschätzung der Deponie Aßlar richtet sich nach der Betrachtung der anfallenden Schadfrachten somit auf den Hauptverursacher, den Zulauf Z77 und den Schacht 33 als Summe der Gesamtabflüsse aus dem Deponiekörper.

Nach der Bestimmung der Gesamtschadfrachten und deren anteilige Verteilung auf die einzelnen Schächte und Zuläufe zeigt die folgende Abbildung (s. Abb. 4.19) den prozentualen Anteil der einzelnen Schadparameter am jeweiligen Gesamtschadpotenzial des Schachtes oder Zulaufes.

Bei Betrachtung der Graphiken ist eindeutig zu erkennen, dass die CSB- und AOX-Belastung den Hauptanteil der Schadfrachten in allen fünf Schächten und Zuläufen bilden. Die Bedeutung von AOX und CSB als Hauptschadbelastung in Deponiesickerwasser hat sich auch bei anderen Untersuchungen herausgestellt (WEBER, 1990; KYLEFORS & LAGERKVIST, 1997), allerdings werden diese nur anhand ihrer Konzentrationen und Grenzwerte bewertet.

Im Schacht 33 und Zulauf Z77 ist die Verteilung der Schadeinheiten nahezu identisch. Der Anteil des CSB liegt bei 72 % der Gesamtschadfracht und hat somit mit Abstand das größte Belastungspotential. Die zweithöchste Belastung liefert in diesen beiden Abläufen mit 16 – 17 % der AOX-Gehalt. Die beiden Parameter CSB und AOX stellen somit nahezu 90 % der Gesamtschadfrachten dar. Der nächst bedeutendere Parameter ist in den beiden Abläufen mit deutlichem Abstand Chrom (ca. 4 %).

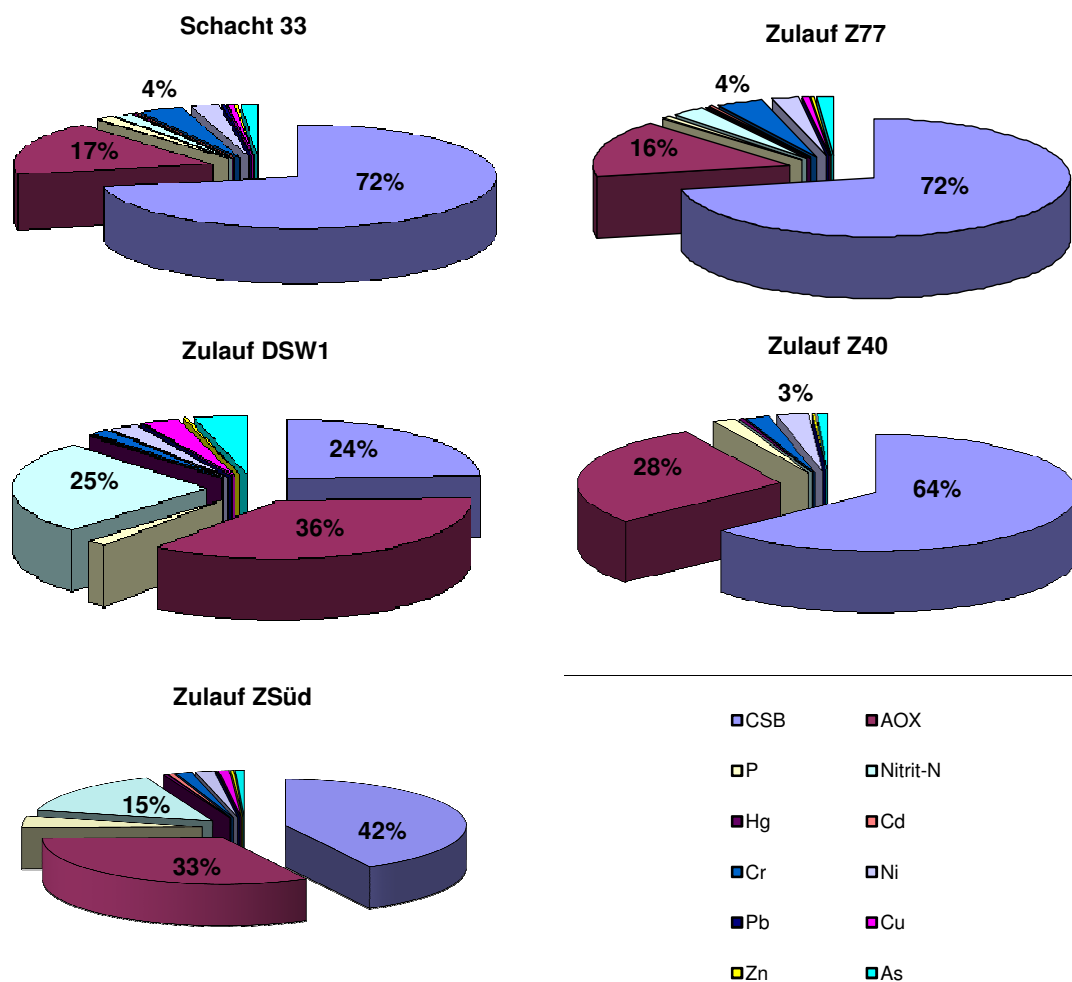


Abb. 4.19: Prozentuale Anteile der Schadparameter am jeweiligen Gesamtschadpotenzial des Schachtes oder Zulaufes der Deponie ABlar (2007/2008)

Die hohe Ähnlichkeit dieser beiden Abläufe ist durch den hohen Einfluss des Zulaufes 77 (92 % der FSE im Gesamtabfluss) auf den Kollektorschacht Schacht 33 zurück zu führen. Es ist zudem daraus ersichtlich, dass Zulauf Z77, aus dem offenen Deponiebereich, Hauptquelle für Chrom im Gesamtabfluss der Deponie ist. Dies deutet darauf hin, dass chromhaltige Abfälle auf der Deponie abgelagert wurden, was aufgrund der vielfältigen industriellen Anwendungen in der Vergangenheit, beispielsweise in der Metallverarbeitung (PAPP, 2000/2005) und bei der Herstellung von Farben und Lacken (PAPP, 1994; KATZ & SALEM, 1994), wahrscheinlich ist.

Die drei verbliebenen Zuläufe, Z40, Z DSW1 und Z Süd bilden etwa 8 % der Gesamtschadfrachten. Zulauf Z40 zeigt ein ähnliches Bild wie die beiden Abflüsse Schacht 33 und Zulauf Z77. Es gibt jedoch einige Verschiebungen innerhalb der Schadparameteranteile. Der Einfluss des CSB ist beim Zulauf Z40 mit 64 % etwas geringer und der Anteil des AOX mit 28 % deutlich höher als bei den drei bereits erwähnten Abläufen. Diese beiden Parameter bilden im Zulauf Z 40 ca. 92 % der Gesamtschadfrachten ab, was in der Summe wiederum dem der zuvor genannten Schächte und Zuläufe entspricht. Ein weiterer Unterschied ist hier, dass nicht Chrom, sondern Nickel mit 3 % den drittgrößten Schadanteil stellt. Dies ist allerdings nicht außergewöhnlich, da auch die Schadfrachten beim Nickel in den übrigen fünf Abläufen mit 1,6 bis 2,6 % in einer vergleichbaren Größenordnung vertreten sind.

Bei den Zuläufen DSW1 und ZSüd ist der Einfluss von AOX und CSB auf die Gesamtschadfracht ausgeglichener. Beim Zulauf Z Süd verteilt sich der Einfluss von CSB (42 %) und AOX (33%) relativ gleichmäßig. In der Summe liegt der prozentuale Anteil der Schadfrachten, bedingt durch diese beiden Parameter, allerdings mit ca. 75 % deutlich unter dem der bereits erwähnten Abläufe. Berücksichtigt man beim Z Süd aber den drittgrößten Schadparameter, Nitrit-Stickstoff (15 %), so kommen diese drei Parameter zu einem Gesamtschadfrachtanteil von 90 % für den Zulauf Z Süd. Ähnlich ist die Situation beim Zulauf DSW1.

Der Zulauf DSW1 ähnelt in seiner Verteilung der Schadfrachtenanteile zwar dem Zulauf Z Süd, aber er stellt in diesem Zusammenhang auch eine Ausnahme dar, denn er ist der einzige Ablauf, in dem die AOX-Schadfracht höher ist als die Schadfracht des CSB. Der Einfluss des AOX liegt bei 33 %, während der des CSB bei 24 % liegt. Zudem ist hier der Einfluss des Nitrit-Stickstoffes mit 25 % um den Faktor 5 – 10 höher als bei den Kollektorschächten und beim Zulauf Z77. Nur der

Zulauf DSW1 liefert mit 15 % ähnlich hohe Schadfrachtenanteile beim Nitrit-Stickstoff. Diese beiden Zuläufe überschreiten als einzige den zulässigen Grenzwert nach ABwV von $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Der Grund dafür liegt im Abbauverhalten der Deponie. Die beiden Zuläufe Z DSW1 und Z Süd stammen aus einem weitgehend abgedichteten Bereich der Deponie, was dazu führt, dass der aerobe Abbau von Ammonium zu Nitrat in dem Prozess der Nitrifikation nicht vollständig abläuft, da teilweise anaerobe Verhältnisse vorherrschen. Als Folge dessen kommt es zum Abbruch des Abbauprozesses und als Zwischenprodukt entsteht Nitrit (HARTMAN, 1992). Dies stellt zudem die Begründung für die geringen Nitritkonzentrationen in dem Kollektorschacht und im Zulauf Z77 dar. Da Z77, als mit Abstand größter Einflussnehmer auf die Gesamtschadfrachten im Schacht 33, aus weitgehend unabgedichteten Deponiebereichen stammt, ist dieser somit ausreichend mit Sauerstoff versorgt, um den Prozess der Nitrifikation bis zum Endprodukt Nitrat ablaufen zu lassen. Die hohen Nitritbelastungen der beiden Zuläufe DSW1 und Z Süd sind allerdings aufgrund des geringen Anteils dieser beiden Abläufe (1,5 % bzw. 3,8 %) an der Gesamtschadfracht der Deponie nicht weiter von Bedeutung. Sie zeigen keinen erkennbaren Einfluss auf den Gesamtablauf der Deponie.

Die Schadeinheitenmodellierung am Beispiel der Deponie Aßlar hat gezeigt, dass es einen Hauptverursacher der Schadfrachten des Sammelablaufs der Deponie gibt. Als Hauptverursacher der Gesamtbelastungen im Deponieablauf konnte der Zulauf Z77, mit einem Anteil von ca. 92 % der aus dem Deponiekörper stammenden Gesamtschadfrachten, identifiziert werden.

Die Hauptschadparameter in allen fünf untersuchten Schächten und Zuläufen bilden die CSB- und AOX-Belastungen. Insbesondere die hohen Einflüsse dieser beiden Parameter im Zulauf Z77 sind ausschlaggebend für die Gesamtbelastungen in dem Kollektorschacht Schacht 33. Das Schadstoffpotenzial wird im Sickerwasserablauf der Deponie Aßlar somit maßgeblich durch die CSB- und AOX-Belastungen im Zulauf Z77 beeinflusst. Von den 92 % Gesamtschadpotenzial dieses Zulaufes sind 88 % bedingt durch CSB und AOX. Bei der Multiplikation dieser beiden Anteile wird deutlich, dass ca. 81 % der gesamten Schadstoffbelastungen im Sickerwasserablauf der Deponie Aßlar durch die CSB- und AOX-Belastungen im Zulauf Z77 verursacht werden. Diese wiederum hängen maßgeblich von der Abflussrate des Zulaufs ab (s. Abb. 4.18).

Zur Verringerung der Schadstoffbelastungen und des Gefährdungspotenzials der Deponie Aßlar gilt es, dies für eine Sickerwasserbehandlung zu berücksichtigen. Eine gezielte Behandlung der CSB- und AOX-Belastungen und eine Reduzierung der Sickerwassermengen im Zulauf Z 77 oder im Schacht 33 ist auch aufgrund gesetzlicher Regelungen gefordert.

Die Parameter CSB und AOX sind neben $\text{NH}_4\text{-N}$ auch bei der Betrachtung anderer deutscher Hausmülldeponien als ausschlaggebend für die Sickerwasserbelastungen identifiziert worden. Eine Studie, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt in Bayern (HUBER, W. & SCHATZ, S., 2002) von 18 bayrischen Hausmülldeponien hat gezeigt, dass bereits zehn Jahre nach Verfüllende und Aufbringen der Oberflächenabdichtung einige Deponien die Direkteinleitungskriterien für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und AOX gemäß Anhang 51 der Abwasserverordnung erfüllen. Andere Deponien werden diese Kriterien innerhalb von 30 Jahren Nachsorge einhalten.

Der Großteil der Deponien wird diese Kriterien aber noch mehrere Jahrzehnte überschreiten. Eine Indirekteinleitung in eine öffentliche Kläranlage ohne weitere Vorbehandlung dürfte laut der Studie jedoch für viele Deponien bereits nach 20 bis 30 Jahren Nachsorgezeit möglich sein.

Laut den Ergebnissen von KRÜMPELBECK (1999) sind bis zum Erreichen der Kriterien des Anhang 51 für Indirekteinleitung nach der Abwasserverordnung folgende Zeiträume genannt:

- für CSB – 65 bis 230 Jahre
- für $\text{NH}_4\text{-N}$ – Jahrzehnte bis Jahrhunderte
- für AOX – 40 bis 100 Jahre

Die Ergebnisse der Auswertungen von HUBER & SCHATZ (2002) liegen für die Parameter CSB und AOX deutlich unterhalb und für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ im unteren Bereich dieser Angaben.

Trotz der Abweichungen beider Studien, betreffend der Nachsorgezeitsspannen für die CSB- und AOX-Belastungen, kommen sowohl HUBER & SCHATZ (2002) als auch KRÜMPELBECK (1999) zu der Erkenntnis, dass die übrigen Sickerwasserbelastungen nicht ausschlaggebend für die Intensität und Dauer der Sickerwasseraufbereitung sind.

Das bestätigen auch Auswertungen verschiedener anderer Deponiedaten (BELEVI ET AL., 1989; KRUSE ET AL., 1994; LEIKAM ET AL., 1996). Diese haben ebenfalls ergeben, dass für die derzeitigen Sickerwasserbehandlungen und die Langzeitbetrachtungen des Sickerwasserverhaltens nur wenige Parameter von Bedeutung sind. Als maßgebliche Faktoren der Sickerwassergüte werden auch in diesen Studien die AOX-Konzentrationen, die CSB-Gehalte und die Stickstoffbelastung herausgestellt.

Im Anschluss an die Schadeinheitenmodellierung können die durchschnittlich anfallenden 10,2 Schadeinheiten pro m³ Sickerwasser auch aus wirtschaftlicher Sicht bewertet werden. Die Kosten für die Aufbereitung einer Schadeinheit können anhand der Sickerwasseraufbereitungskosten (inkl. fixen und variablen Kosten) bestimmt werden.

Die Angaben über Kosten einer Sickerwasserbehandlung in der Literatur variieren, je nach Berechnungsgrundlage. Untersuchungen des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF, 1996) beziffern die Kosten bei einem Standardverfahren zur Sickerwasserbehandlung (s. Kap. 2.3.2) auf ca. 42 – 52 €/m³. Dies bestätigen auch die Angaben einer vergleichbaren Deponie des Landkreises Kassel. Hier liegen die Kosten bei durchschnittlich 40 – 50 €/m³ (KRIETER, 2009).

Andere Quellen definieren die Kosten einer Sickerwasserbehandlung als Schadensvermeidungskosten pro m² Deponiefläche (CDM, 2007). In diesem Fall liegen die Schadensvermeidungskosten für einen m³ Sickerwasser mit ca. 12,5 € deutlich unterhalb der oben aufgeführten Annahmen. Da allerdings nicht ersichtlich ist, welche Kosten in den Schadensvermeidungskosten enthalten sind, werden die Aufbereitungskosten im weiteren durch die Angaben des BMBF und KRIETER gestützt und mit 47 €/m³ angenommen.

Bei 10,2 Schadeinheiten pro m³ (s. Tab. 4.23) betragen die verursachten fiktiven Kosten für die Aufbereitung einer Schadeinheit somit ca. 4,6 €. Dies gilt es bei der späteren Modellierung der Schadeinheitenentwicklung der zukünftigen Betriebs- und Nachsorgephase zu berücksichtigen.

Für eine ökologische und ökonomische Bewertung des Emissionspotenzials der Deponie Aßlar ist es wichtig, die durch die Schadeinheitenmodellierung ermittelten, prioritär kritischen Schadstoffe/Schadstoffgruppen CSB und AOX und deren zukünftige Entwicklungen im Deponiesickerwasser mittelfristig abzuschätzen.

4.4 Prognose der AOX- und CSB-Konzentrationen im Deponiesickerwasser

4.4.1 Zusammenhang der Sickerwasserparameter

Die Schadeinheitenmodellierung im Abschnitt 4.3 hat ergeben, dass 81 % der Schadfrachten im Gesamtsickerwasserabfluss der Deponie Aßlar aus den AOX- und CSB-Belastungen des Zulaufes Z77 stammen. Sie bilden somit den mit Abstand größten Anteil der chemischen Belastungen im Deponiesickerwasser. Die übrigen Schadparameter werden aufgrund ihrer geringfügigen Bedeutung für die Schadstoffbelastung der Abläufe nur am Rande berücksichtigt.

Bei der Modellierung der Schadeinheiten hat sich zudem gezeigt, dass der Einfluss der Zuläufe Z40, DSW1 und Z Süd nur etwa 8 % der Gesamtbelastungen im Deponiesickerwasser ausmachen. Die Hauptbelastung stammt aus dem Zulauf Z77 (ca. 92 % der Gesamtbelastungen). Aufgrund des geringen Belastungspotenzials der vorab erwähnten drei Zuläufe werden diese für eine multivariable Auswertung der Schadstoffkonzentrationen nicht berücksichtigt. Bedingt durch die Ergebnisse der Schadeinheitenmodellierung wird daher nur der Zulauf Z77 und der Gesamtabfluss des Deponiekörpers im Schacht 33 weiter betrachtet. An diesen beiden Abläufen sind, durch bautechnische Maßnahmen an der Deponie, zukünftig die größten Änderungen im Abflussverhalten zu erwarten. Im Folgenden werden daher die AOX- und CSB-Belastungen der Abflüsse Z77 und Schacht 33 anhand von Korrelationen zu anderen Messparametern bestimmt, um eine Prognose über die zukünftige Entwicklung der Belastungspotenziale abschätzen zu können.

Die hohe tägliche Abflussmenge ist, im Fall der AOX-Konzentration, primär ausschlaggebend für die hohen Schadstofffrachten im Abfluss (s. Kap. 4.3). Dies bestätigen auch Untersuchungen von SPILLMANN & COLLINS (1986).

Die Auswirkungen auf die Gesamtfracht im Zulauf Z77 und Schacht 33 werden auch beim CSB maßgeblich durch die hohen Abflussmengen beeinflusst. Die Kombination aus hohen CSB-Konzentrationen und hohem Abfluss bedingt den mit Abstand größten Einfluss auf die Gesamtschadfrachten im Ablauf der Deponie (Kap. 4.3,

Abb. 4.18 & 4.19). Die Zusammenhänge zwischen den beiden zu bestimmenden Parametern AOX und CSB und den weiteren Messgrößen im Zulauf Z77 werden in der Kreuztabelle (s. Tab. 4.24) dargestellt.

Tab. 4.24: Korrelationen der Analyseparameter im Zulauf Z77 und im Schacht 33 der Deponie ABlar (2007/2008)

		AOX	CSB	pH	LF	Q	NS _T	NS _W
Zulauf Z77								
AOX	Korrelation	1	,690**	,402**	,710**	-,597**	-,273*	-,368**
	Signifikanz		,000	,001	,000	,000	,028	,003
CSB	Korrelation		1	,443**	,860**	-,555**	-,445**	-,425**
	Signifikanz			,000	,000	,000	,000	,000
Schacht 33								
AOX	Korrelation	1	,706**	,105	,730**	-,508**	-,336**	-,014
	Signifikanz		,000	,406	,000	,000	,006	,912
CSB	Korrelation		1	,229	,962**	-,681**	-,458**	-,159
	Signifikanz			,067	,000	,000	,000	,205
**.		Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.						
*.		Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.						
N=		65 Messtage						

Die Kreuztabelle zeigt, dass die Korrelationen der Parameter CSB und AOX im Zulauf Z77 zu allen potenziellen Berechnungsparametern eine statistische Abhängigkeit aufweisen. Mit Ausnahme des täglichen Niederschlags sind alle Korrelationen zwischen den Zielparametern CSB und AOX und den möglichen Berechnungsgrößen auf dem Niveau von 0,01 signifikant. Eine besonders hohe positive Abhängigkeit besteht zwischen den beiden Zielparametern und der elektrischen Leitfähigkeit. Die Korrelation weist in diesen Fällen für den AOX einen Zusammenhang von 0,71 und für den CSB einen von 0,86 auf.

Die Zusammenhänge zwischen den Zielparametern und dem jeweiligen Abfluss (Q) bilden die höchsten signifikant negativen Korrelationen von -0,597 (AOX) bzw. -0,555 (CSB). Die Parameter CSB und AOX zeigen, neben den Korrelationen zu anderen Sickerwasserparametern, auch eine positive Korrelation zueinander, was ihren Zusammenhang bei den Belastungen des Sickerwassers bestätigt.

Die Zusammenhänge beim Schacht 33 bezüglich der einzelnen Analyseparameter verhalten sich ähnlich wie beim Zulauf Z77 (s. Tab. 4.24). Die beiden Hauptschadparameter CSB und AOX zeigen einen signifikanten statistischen Zusammenhang auf dem 0,01 Niveau bei den Parametern elektrische Leitfähigkeit, Abfluss und täglichen Niederschlag. Der pH-Wert und die Summe der Wochenniederschläge scheinen keinen Einfluss auf die Konzentration von AOX und CSB zu haben. Zudem besteht auch hier, wie schon beim Zulauf Z77, ein Zusammenhang zwischen AOX- und CSB-Konzentration.

Die hohen Korrelationen des CSB zur elektrischen Leitfähigkeit bei beiden Abläufen sind auf die hohen CSB-Konzentrationen zurückzuführen, die maßgeblich die stoffliche Zusammensetzung des Sickerwassers beeinflussen. Eine hohe CSB-Konzentration bedeutet gleichzeitig eine hohe Ionenkonzentration im Abwasser, was auch eine proportional erhöhte elektrische Leitfähigkeit zur Folge hat (HAARSTRICK ET. AL., 2004).

Bei der AOX-Prognose ergeben die drei statistischen Modelle der multiplen linearen Regression, dass der Parameter elektrische Leitfähigkeit maßgeblichen Einfluss auf die AOX-Konzentration im Zulauf Z77 und Schacht 33 hat und damit zur Prognose der AOX-Konzentrationen geeignet ist. Alle weiteren Parameter liefern keine Verbesserung des Modellansatzes. Die multiple lineare Regression zur AOX-Konzentration ergibt folgende Berechnungsformel:

Zulauf 77 AOX-Modell I

$$C_{AOX} = (-0,305) + 0,112 \times LF$$

(Formel 4.1)

Schacht 33 AOX-Modell II

$$C_{AOX} = (-0,191) + 0,119 \times LF$$

(Formel 4.2)

C_{AOX}	<i>AOX-Konzentration in $mg \cdot L^{-1}$</i>
LF	<i>elektrische Leitfähigkeit in $mS \cdot cm^{-2}$</i>

Das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,63$ (Zulauf Z77) bzw. $R^2 = 0,64$ (Schacht 33) bestätigt die Eignung der Modelle zur Bestimmung der AOX-Konzentrationen (s. Abb. 4.20 a & 4.20 b).

Die durchschnittliche AOX-Konzentration im Zulauf Z77 liegt, im Vergleich zu den übrigen Zuläufen, mit $1,09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im mittleren Bereich der Belastungen. Der CSB-Gehalt beträgt im Durchschnitt $1988 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Zulauf Z77 weist damit die höchsten CSB-Konzentrationen der Zuläufe auf.

Die durchschnittlichen AOX und CSB-Konzentrationen im Schacht 33, im Vergleich zu den einzelnen Zuläufen des Schachtes, liegen mit $0,88 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ AOX und $1531 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ CSB erwartungsgemäß im mittleren Bereich.

Bei der Anwendung der Modellgleichung am Zulauf Z77 zeigt sich, dass der berechnete Mittelwert der AOX-Konzentrationen über die Formel 4.1 für den Beprobungszeitraum mit durchschnittlich $1,07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ AOX nur um $0,02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ AOX von der gemessenen Durchschnittskonzentration im Zulauf Z77 ($1,09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ AOX) abweicht. Die mit dem Modell (Formel 4.2) berechnete Durchschnittskonzentration beim Schacht 33 beträgt $0,86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und weicht damit ebenfalls um $0,02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ von der gemessenen Durchschnittskonzentration ($0,88 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) ab.

Die Abbildungen 4.20 (a/b) verdeutlichen die gute Modellanpassung der AOX-Modelle an die gemessenen AOX-Konzentrationen. Bei beiden Abflüssen werden aber auch die erhöhten Differenzen zwischen den AOX-Messwerten und den Modellwerten mit steigenden AOX-Konzentrationen deutlich. Einzelne Extremwerte können sowohl im Schacht 33 als auch im Zulauf Z77 nicht in ausreichendem Maße von dem Modell abgebildet werden.

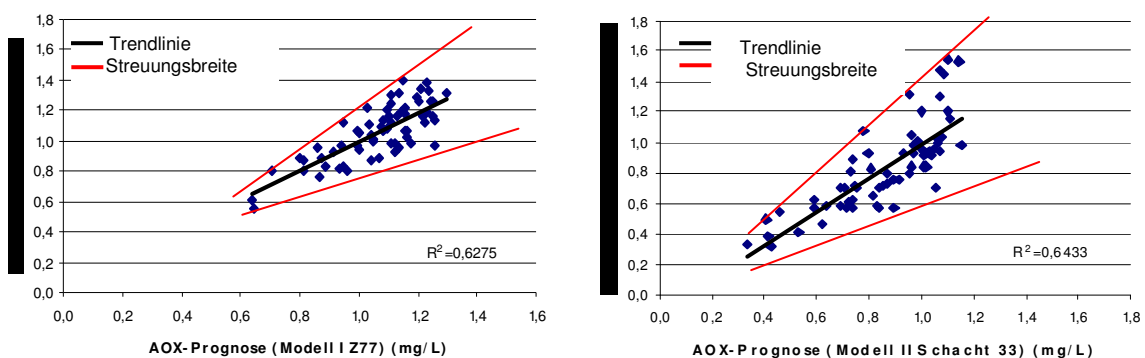


Abb. 4.20a & b: Vergleich der gemessenen und modellierten AOX-Konzentrationen im Zulauf Z77 (links) und im Schacht 33 (rechts) der Deponie Ablar

Beim Vergleich der gemessenen und berechneten AOX-Konzentrationen über den Beprobungszeitraum, anhand von Box-Whisker-Plots, verdeutlicht sich die weitgehende Übereinstimmung der Werte (s. Abb. 4.21).

Die Boxplots zu den gemessenen und prognostizierten AOX-Datensätzen spiegeln den hohen Grad der Übereinstimmung wider. Die Mediane liegen auf einem vergleichbaren Größenniveau und die Boxen überschneiden sich weitgehend in ihrem Wertebereich. Die Streuung um den Median innerhalb der Quartile ist bei den berechneten Datensätzen in beiden Fällen enger.

Die größere Ungenauigkeit bei extrem hohen AOX-Konzentrationen zeigt sich besonders beim Schacht 33. Die Mediane und die 50 % Konfidenzintervalle liegen zwar in ähnlichen Wertebereichen, aber die Streuung außerhalb der Boxen ist bei der gemessenen Datenreihe nach oben deutlich weiter als bei der Modellreihe. Dies ist mit den wenigen hohen AOX-Konzentrationen, mit mehr als $1,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ AOX zu begründen, die durch das Prognosemodell nicht ausreichend erfasst werden.

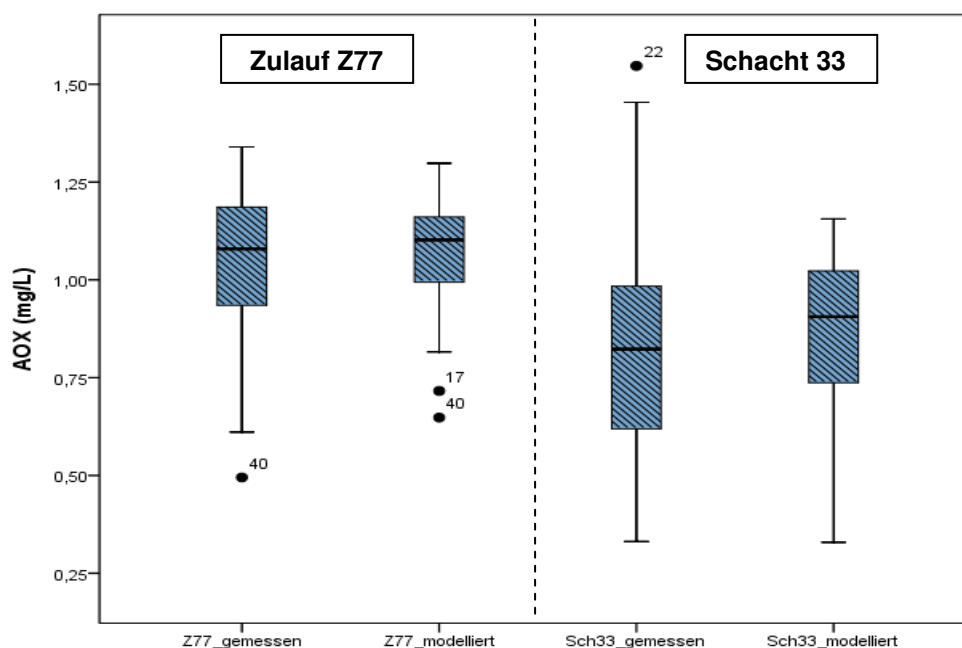


Abb. 4.21: Vergleich der Prognosemodelle zur AOX-Belastung im Zulauf Z77 und Schacht 33 mit den berechneten AOX-Konzentrationen (Box-Whisker-Plots)

Die Prognose der AOX-Gehalte beider Abflüsse hat ergeben, dass die aufgezeigten Modelle in der Lage sind, die AOX-Konzentrationen abzubilden. Abweichungen zwischen Mess- und Modellwerten bei Extremwerten zeigen aber die Unterschätzung der AOX-Konzentrationen durch die Modelle. Dies bestätigt das Auseinanderdriften der Streuungslinien (s. Abb. 4.20). In diesen Fällen sind die

AOX-Konzentrationen im Vergleich zur Leitfähigkeit überproportional groß und werden daher durch das Modell nicht vollständig erfasst.

Die Modellberechnungen der multiplen linearen Regression zur CSB-Belastung der beiden Abflüsse ergibt zwei differenzierte Ansätze. Die Methoden „forward“ und „stepwise“ ergeben jeweils ein Berechnungsmodell für den CSB anhand der Leitfähigkeit, mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2= 0,76$ beim Zulauf Z77 und $0,90$ beim Schacht 33.

Bei der „backward“-Methode wird beim Zulauf Z77 neben der Leitfähigkeit noch der Abfluss mit einbezogen. Dies führt zu einer geringfügigen Verbesserung der Modellanpassung mit einem $R^2= 0,78$. Beim Schacht 33 ergibt diese Methode ein Berechnungsmodell aus elektrischer Leitfähigkeit, Abfluss und Niederschlag, mit $R^2= 0,91$. Die übrigen Parameter liefern bei den Modellen keine weitere Verbesserung der Modellanpassung und werden daher nicht berücksichtigt.

Die möglichen Modelle zur Prognose der CSB-Konzentrationen im Zulauf Z77 und im Schacht 33 ergeben folgende Berechnungsformeln:

Zulauf Z77 CSB-Modell I

$$C_{CSB} = (-600,746) + 221,587 \times LF \quad (\text{Formel 4.3})$$

Zulauf Z77 CSB-Modell II

$$C_{CSB} = (-1095,541) + 253,478 \times LF + 0,843 \times Q \quad (\text{Formel 4.4})$$

Schacht 33 CSB-Modell III

$$C_{CSB} = (-354,814) + 212,681 \times LF \quad (\text{Formel 4.5})$$

Schacht 33 CSB-Modell IV

$$C_{CSB} = (-536,919) + 226,048 \times LF + 0,536 \times Q + (-7,735) \times NS_{Tag} \quad (\text{Formel 4.6})$$

C_{AOX}	AOX-Konzentration in $mg \cdot L^{-1}$
LF	elektrische Leitfähigkeit in $m \cdot cm^{-2}$
Q	Abflussmenge in $m^3 \cdot d^{-1}$
NS_{Tag}	Niederschlag am Messtag in $mm \cdot d^{-1}$

Die durchschnittlichen CSB-Konzentrationen der beiden Modelle beim Zulauf Z77 liegen mit $2110,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Modell I) bzw. $2110,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Modell II) um ca. $122 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ über der gemessenen Durchschnittskonzentration der Jahre 2007 und 2008 mit $1988 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ im Zulauf Z77 (s. Tab. 4.18, Kap. 4.2).

Beim Schacht 33 weisen die Prognosemodelle ebenfalls eine hohe Präzision bezüglich der durchschnittlichen CSB-Konzentrationen auf. Sie liegen mit $1525,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Modell III) bzw. $1526,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Modell IV) um lediglich $57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ über der gemessenen Durchschnittskonzentration ($1469 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Beide Berechnungsverfahren zeigen eine bessere Anpassung der Modellwerte als die Berechnungen der CSB-Konzentrationen im Zulauf Z77, was auf die weniger starken Schwankungen durch den Mischungseffekt der Zuläufe im Schacht 33 zurück zu führen ist.

Die gute Anpassung der Modelle zeigt sich bereits in den hohen Bestimmtheitsmaßen. Ein signifikanter Anstieg der Streuungsweite bei hohen Konzentrationen, wie es bei den AOX-Konzentrationen zu erkennen ist (s. Abb. 4.20 a & b), liegt bei den CSB-Prognosen nicht vor. Dies bestätigt sich ausreichend bei dem Vergleich der Box-Whisker-Plots der gemessenen und modellierten CSB-Konzentrationen für den Zeitraum 2007/2008 (s. Abb. 4.22).

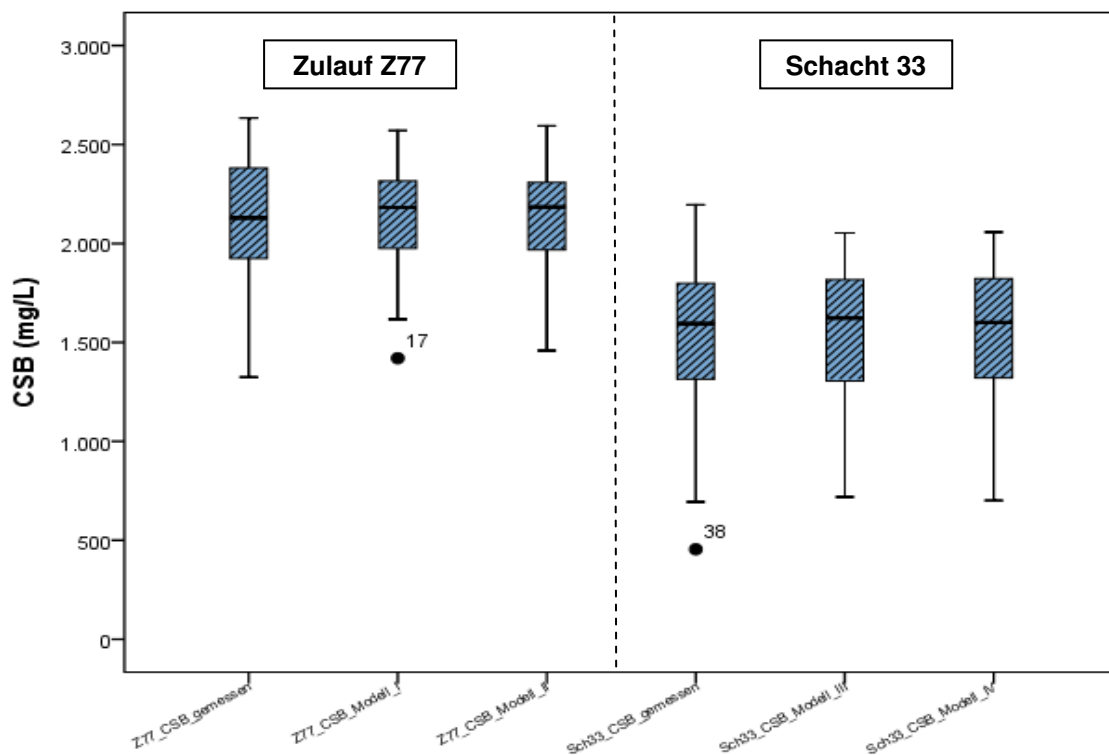


Abb. 4.22: Vergleich der Prognosemodelle zur AOX-Belastung im Zulauf Z77 und Schacht 33 mit den berechneten AOX-Konzentrationen (Box-Whisker-Plots)

Die Box-Whisker-Plots verdeutlichen die nahezu identische Anpassung der Modelle an die CSB-Messwerte und zeigen, dass zwischen den jeweiligen Modellansätzen nur geringe Unterschiede bestehen (s. Abb. 4.22). Auffällig ist bei allen Modellen, dass sie die gemessenen CSB-Konzentrationen teilweise überschätzen, was sich bereits durch die höheren Durchschnittskonzentrationen der Modelle angedeutet hat. Die Mediane der Messwert- und der Modellreihen zeigen nur geringe Unterschiede, aber die Mediane aller Modelle übersteigen die der Messwertreihen. Dieser Fehler liegt allerdings im tolerierbaren Rahmen.

Die 50 % Konfidenzintervalle zeigen eine Überschneidung der Wertebereiche, wobei die Box bei den Messwerten im Zulauf Z77 eine weitere Streuung um den Median zeigt. Beim Schacht 33 sind die Differenzen gering.

Festzuhalten ist, dass alle Modelle in der Lage sind, die CSB-Konzentrationen im Ablauf der Deponie Aßlar abzubilden. Bei beiden Abläufen weisen aber die aufwändigeren Berechnungsmodelle (Zulauf Z77 Modell II und Schacht 33 Modell IV) eine geringfügig präzisere Modellanpassung als die auf der elektrischen Leitfähigkeit beruhenden Modelle auf. Es gilt aber zu berücksichtigen, dass für diese minimal höhere Genauigkeit der Modelle II und IV auch ein aufwändigeres Berechnungsverfahren mit zwei bzw. drei Variablen nötig ist, während Modell I und III lediglich auf eine Variable zur Berechnung der CSB-Konzentrationen im Schacht 33 zurückgreifen. Die Zunahme einer weiteren Variablen bedeutet aber auch eine zusätzliche potenzielle Fehlerquelle. Aufgrund dessen werden lediglich die CSB-Modelle I und III für weitere Prognosen verwendet.

Die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen und der multiplen linearen Regressionen bezüglich der AOX- und CSB-Konzentrationen der Abflüsse im Schacht 33 und Zulauf Z77 haben gezeigt, dass es möglich ist, die Belastungen im Sickerwasser der Deponie durch eine parameterbezogene Modellierung abzubilden. Als wichtigster Parameter zur Berechnung der AOX- und CSB-Gehalte in den Abflüssen stellt sich die elektrische Leitfähigkeit heraus, da diese sich proportional zu den Schadstoffkonzentrationen verhält. Die elektrische Leitfähigkeit ist schnell und sicher im Ablauf der jeweiligen Schächte und Zuläufe „on-stream“ zu erfassen (KRUSE & KAYSER, 1993) und kann z.B. als Steuergröße für eine belastungsabhängige Sickerwasseraufbereitung genutzt werden.

Die statistischen Auswertungen beim AOX haben gezeigt, dass die Modellanpassungen mit Bestimmtheitsmaßen von $R^2=0,63$ beim Zulauf Z77 und $R^2=0,64$ beim Schacht 33 nahezu identisch sind. Zu beachten ist hierbei jeweils, dass die höchsten Differenzen bei vereinzelt auftretenden, unverhältnismäßig hohen AOX-Konzentrationen auftreten, die von den Modellen nicht ausreichend abgebildet werden können, da der Eingangsparameter „elektrische Leitfähigkeit“ in diesen Fällen nicht proportional mit ansteigt. Dies beeinflusst die Modellanpassung negativ und führt zu deutlich schlechteren Anpassungen als bei der CSB-Modellierung.

Bei der CSB-Konzentrationsberechnung ist die Anpassung der Modelle im Vergleich zur AOX-Berechnung besser, was auf den höheren Zusammenhang zwischen elektrischer Leitfähigkeit und der CSB-Konzentration zurückzuführen ist. Die Modellanpassungen liegen hier, je nach Modell, beim Zulauf Z77 zwischen $R^2=0,76$ und $R^2=0,78$ und beim Schacht 33 zwischen $R^2=0,90$ und $R^2=0,91$. Eine gesicherte Bestimmung der CSB-Konzentrationen ist somit bei beiden Ablaufschächten gewährleistet.

Die besseren Modellanpassungen beim CSB im Schacht 33 können auf die weniger starken Schwankungen (s. Kap. 4.2) und die Abschwächung der Extremwerte durch den Mischungseffekt der Zuläufe im Schacht 33 zurückgeführt werden.

4.4.2 Prognose der elektrischen Leitfähigkeit

In den vorgestellten Modellen zur Prognose der AOX- und CSB-Konzentrationen spielt die elektrische Leitfähigkeit die zentrale Rolle.

Für die Schätzung der elektrischen Leitfähigkeit bestehen sowohl beim Zulauf Z77, als auch beim Schacht 33 signifikante Zusammenhänge zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und den Parametern Abfluss und Niederschlag (s. Kap. 4.2, Tab. 4.9). Die elektrische Leitfähigkeit weist im Zulauf Z77 eine Korrelation zum Abfluss von $-0,74$ und zum Niederschlag von $-0,52$ auf. Beim Schacht 33 sind die Zusammenhänge mit $-0,78$ (Abfluss) bzw. $-0,47$ (Niederschlag) ähnlich. Diese beiden Parameter können über Modelle oder gesicherte langfristige Datenreihen als Berechnungsgröße, auch ohne vorliegende Messwerte, bestimmt werden.

Die multiple lineare Regression mit den Parametern Abfluss und Niederschlag ergibt für den Schacht 33 und den Zulauf Z77 je ein mögliches Rechenmodell auf Basis der täglichen Abflussmenge zur Prognose der elektrischen Leitfähigkeit (Formel 4.7 &

4.8). Zudem besteht für den Zulauf Z77 eine zweite Berechnungsvariante, die auf einer Kombination aus täglichem Abfluss und täglicher Niederschlagsmenge beruht (Formel 4.9).

Leitfähigkeitsmodell I für den Schacht 33

$$LF = 10,834 + (-0,013) \times Q$$

(Formel 4.7)

Q tägliche Abflussmenge in $m^3 \cdot d^{-1}$
 LF elektrische Leitfähigkeit in $mS \cdot cm^{-2}$

Leitfähigkeitsmodell II & III für den Zulauf Z77

$$LF = 14,006 + (-0,014) \times Q$$

(Formel 4.8)

$$LF = 13,958 + (-0,012) \times Q + (-0,114) \times NS_{Tag}$$

(Formel 4.9)

Q tägliche Abflussmenge in $m^3 \cdot d^{-1}$
 LF elektrische Leitfähigkeit in $mS \cdot cm^{-2}$
 NS_{Tag} täglicher Niederschlag in mm

Bei der Validierung der prognostizierten elektrischen Leitfähigkeiten am jeweiligen bestehenden Datensatz zeigt sich, dass die Modellberechnungen in der Lage sind, die elektrische Leitfähigkeit abzubilden (s. Abb. 4.23).

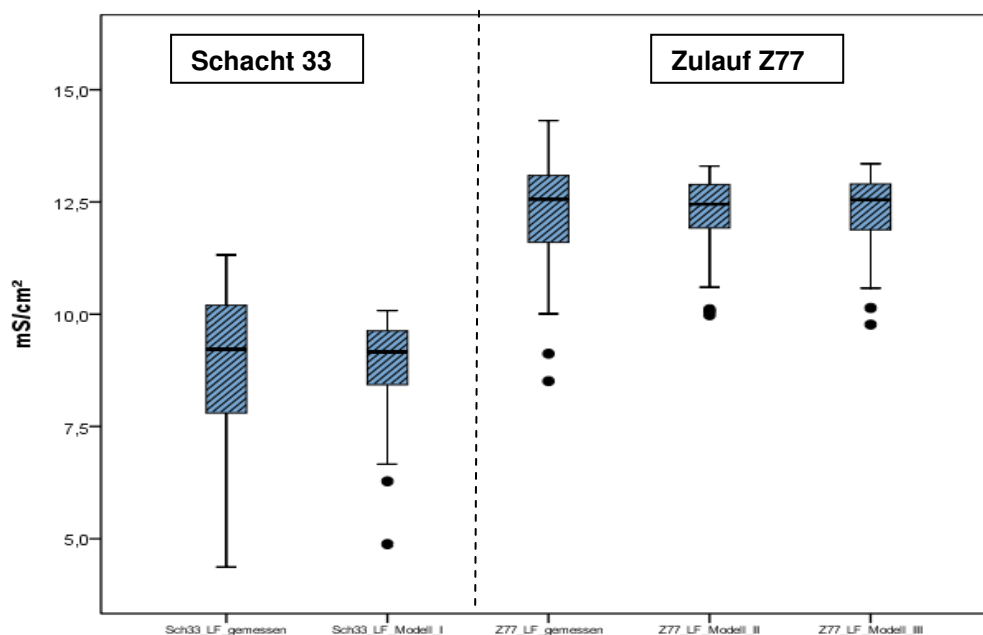


Abb. 4.23: Vergleich der gemessenen und modellierten elektrischen Leitfähigkeiten im Zulauf Z77 und Schacht 33 der Deponie Aßlar

Bei der Berechnungsformel im Leitfähigkeitsmodell I für den Schacht 33 liegen die Mediane auf gleichem Niveau. Die Streuung der Werte ist aber bei den gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten deutlich größer als beim Modell. Dies ist auf den Mischungseffekt im Schacht 33 zurück zu führen, da hohe Abflussraten durch konstante Zuflüsse abgeschwächt werden, was sich auch in der Berechnung der elektrischen Leitfähigkeit widerspiegelt. Das Bestimmtheitsmaß von $R^2=0,66$ bestätigt die gute Anpassung von Modell- und Messwerten im Schacht 33.

Bei den Prognosemodellen zur elektrischen Leitfähigkeit im Zulauf Z77 verhält es sich ähnlich (s. Abb. 4.23). Auffällig ist hier, dass insbesondere die hohen elektrischen Leitfähigkeiten durch die Modelle nur bedingt abgebildet werden können, vergleichbar mit den Effekten bei der Prognose zur AOX-Konzentration (s. Abb. 4.20 & 4.21). Die Differenz der 50%-Konfidenzintervalle ist bei den Modellen im Zulauf Z77 geringer als beim Schacht 33. Daraus resultiert eine geringfügig bessere Anpassung an den gemessenen Datensatz als beim Schacht 33, mit $R^2=0,68$ (Leitfähigkeitsmodell II) bzw. $R^2=0,70$ (Leitfähigkeitsmodell III).

Die Zunahme der Variable „täglich Niederschlag“ beim Zulauf Z77 führt im Vergleich zur Modellrechnung II nur zu einer geringfügigen Verbesserung der Modellanpassung (s. Abb. 4.24). Es gilt aber beim Niederschlag zu berücksichtigen, dass für die Berechnungen von zukünftigen Szenarien die Zunahme einer weiteren Variablen wie dem täglichen Niederschlag immer mit einer zusätzlichen Unsicherheit behaftet ist, da die benötigten Daten entweder einer weiteren Modellierung entstammen oder langfristige Mittelwerte darstellen.

Die drei Modellberechnungen zur elektrischen Leitfähigkeit haben unabhängig voneinander gezeigt, dass sie aufgrund ihrer guten Modellanpassung in der Lage sind, die realen elektrischen Leitfähigkeiten im Zulauf Z77 und im Schacht 33 abzubilden.

Für eine Fehlerabschätzung der Modellierungen bei zukünftigen Szenarien werden die einzelnen Modellberechnungen für die CSB- und AOX-Konzentrationen (Formeln 4.1 – 4.6) im Schacht 33 und im Zulauf Z77 mit den Modellberechnungen zur elektrischen Leitfähigkeit (Formel 4.7 – 4.9) kombiniert. Das Fließschema verdeutlicht die Zusammenhänge (s. Abb. 4.24).

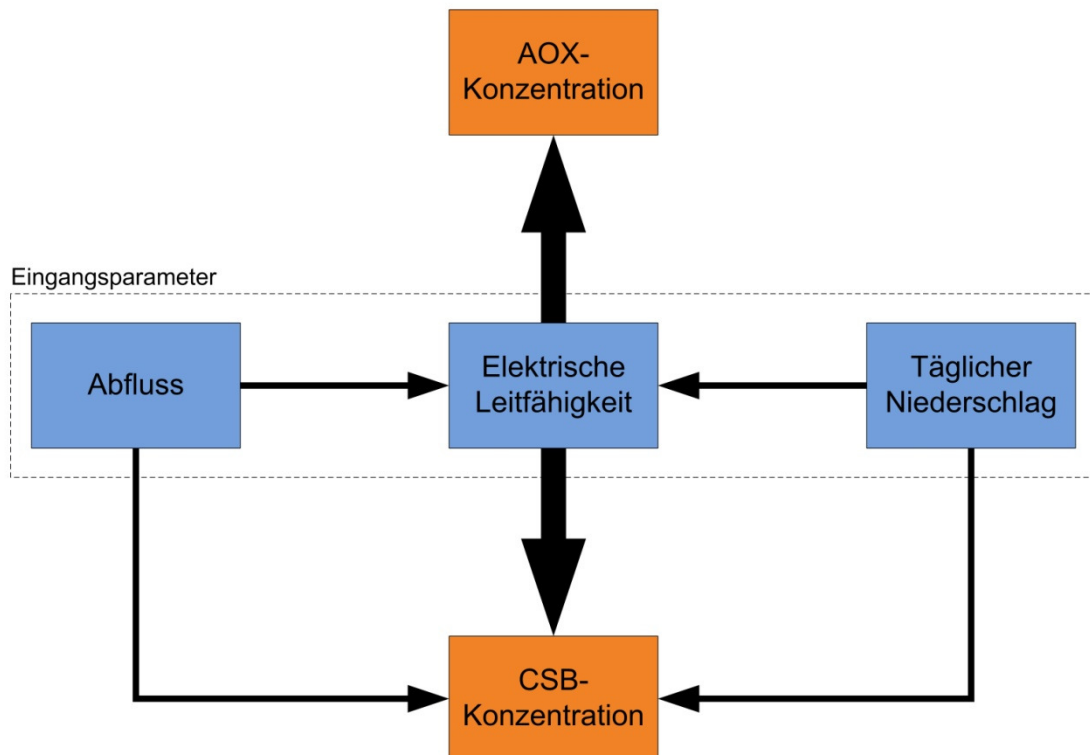


Abb. 4.24: Fließschema zum Einfluss der Eingangsparameter auf die Bestimmung der AOX- und CSB-Konzentrationen im Ablauf der Deponie ABlar (Nispel, 2009)

In der folgenden Tabelle (s. Tab. 4.25) sind die jeweiligen prozentualen Abweichungen der Modellkombinationen von den gemessenen AOX- bzw. CSB-Konzentrationen der einzelnen Abflüsse abgebildet.

Beim Zulauf Z77 stehen zwei Berechnungsmodelle zur elektrischen Leitfähigkeit zur Verfügung, da die multiple lineare Regression sowohl die Bestimmung der Leitfähigkeit über die Abflussmenge, als auch anhand von Abflussmenge und Niederschlag (Formel 4.8 & 4.9) ermöglicht. Bei der Kombination der CSB- und AOX-Modelle entstehen so mit den beiden Leitfähigkeitsmodellen sechs Kombinationsmöglichkeiten. Für den Schacht 33 liegt nur eine Berechnungsvariante für die Leitfähigkeit vor, was zu drei Kombinationsmöglichkeiten der AOX- und CSB-Prognose führt.

Die Ergebnisse zum Zulauf Z77 weisen keine signifikanten Unterschied zwischen den beiden Verfahren zur AOX-Berechnung auf. Die Modellgenauigkeit ist mit 11,4 bzw. 11,5 % identisch. Es bietet sich daher an, die einfachere Modellvariante über die Leitfähigkeitsformel I zu wählen, da hier eine weitere Unsicherheit durch die Zunahme des Parameters „täglicher Niederschlag“ vermieden werden kann.

Bei der CSB-Modellierung im Zulauf Z77 ist die Kombination von beiden Modellrechnungen zur CSB-Belastung mit dem aufwändigeren Leitfähigkeitsmodell III präziser. Die Abweichung liegt hier bei 9,5 bzw. 9,6 im Vergleich zu 10,2 bzw. 9,9 % beim Leitfähigkeitsmodell.

Tab. 4.25: Berechnungskombinationen zur CSB- und AOX-Belastung in den Abflüssen Zulauf Z77 und Schacht 33 der Deponie Aßlar

	Leitfähigkeitsmodell I/II	Leitfähigkeitsmodell III	
	Abweichung*	Abweichung*	
Zulauf Z77	AOX-Modell I	11,4 %	11,5 %
	CSB-Modell I	10,2 %	9,5 %
	CSB-Modell II	9,9 %	9,6 %
Schacht 33	AOX-Modell II	18,1 %	--
	CSB-Modell III	15,4 %	--
	CSB-Modell IV	15,0 %	--

*durchschnittliche Abweichung von gemessenen und modellierten Konzentrationen im Ablauf

Beim Schacht 33 sind die Abweichungen zwischen Modellberechnungen und Messwerten deutlich größer. In diesem Fall zeigt sich kein positiver Effekt durch die Mischwasserbetrachtung aus den einzelnen Zuläufen. Dies war bereits anhand der Boxplots (s. Abb. 4.24) und der Bestimmtheitsmaße zur Leitfähigkeitsberechnung zu erkennen. Diese waren schlechter als beim Zulauf Z77, was sich bei der Kombination der Berechnungsverfahren fortsetzt.

Bei der Prognose der AOX-Konzentrationen wird deutlich, dass sowohl beim Zulauf Z77 als auch beim Schacht 33 die Berechnungsmodelle in der Lage sind, die AOX-Konzentrationen abzubilden (s. Abb. 4.25). Die kombinierten Prognosemodelle mit den berechneten elektrischen Leitfähigkeiten weisen jedoch eine geringere Verteilung der Werte auf und sind nur bedingt in der Lage, extrem hohe oder niedrige AOX-Konzentrationen wiederzugeben. Dies verdeutlichen auch die engeren 50 % Konfidenzintervalle.

Beim Zulauf Z77 zeigt sich aber auch die Anpassung der Prognosemodelle an die Messwerte durch die vergleichbaren Mediane und die Überschneidungen der Konfidenzintervalle (s. Abb. 4.25, Modell 1&2). Die aufwändigere Prognose auf Basis des Leitfähigkeitsmodells III zeigt keine deutliche Verbesserung der Modellanpassung (s. Abb. 4.25, Modell 2).

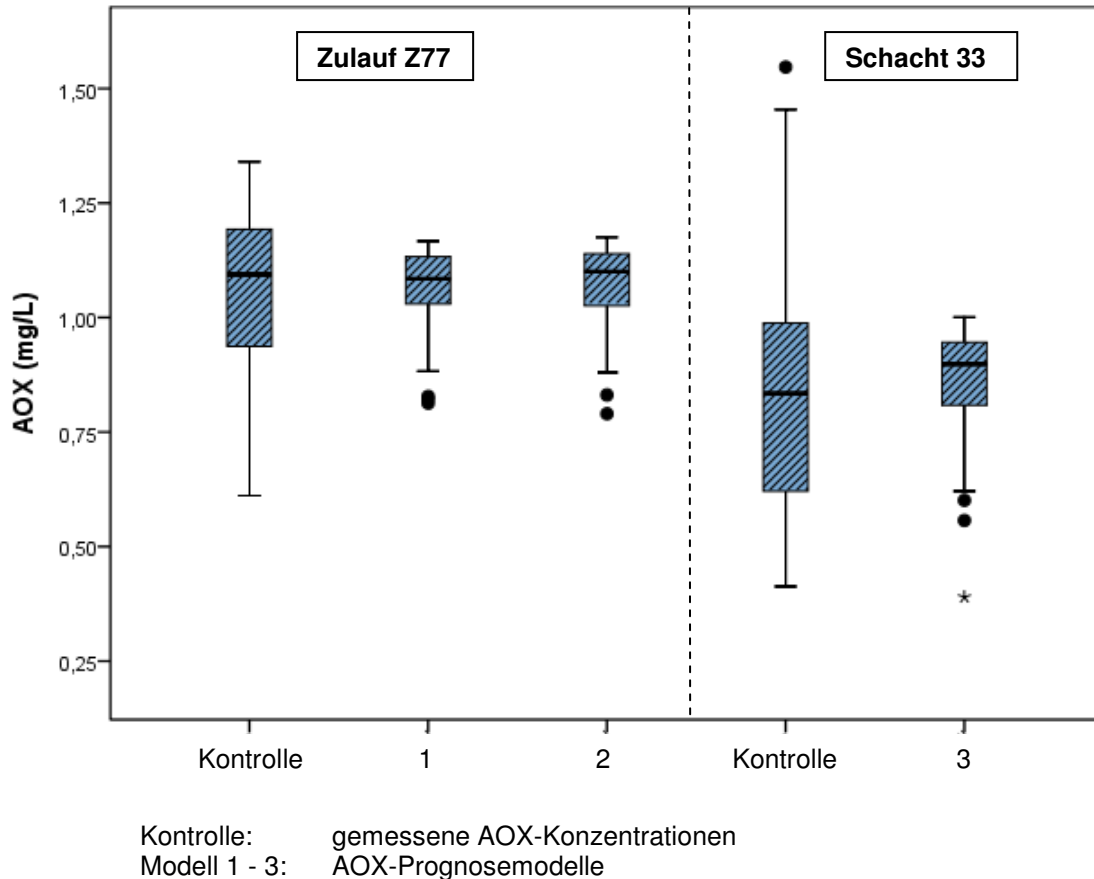


Abb. 4.25: Vergleich der verschiedenen Prognosemodelle zur AOX-Bestimmung im Zulauf Z77 und im Schacht 33 der Deponie Aßlar

Beim Schacht 33 werden die bereits in Tabelle 4.26 aufgezeigten größeren Differenzen zwischen den realen Messwerten und den prognostizierten Daten zur AOX-Konzentration deutlich. Es liegt zwar eine weitgehende Überschneidung der Wertebereiche vor, aber die Streuung der Werte kann nur bedingt abgebildet werden, und der Median beim Modell (s. Abb. 4.25, Modell 3) übersteigt den der gemessenen Werte. Es bestätigt sich daher die anhand von Tabelle 4.26 getroffene Annahme, dass bei den AOX-Konzentrationen die Berechnungsmodelle auf Grundlage des Zulaufes Z77 eine exaktere Prognose für zukünftigen Szenarien bieten, da dieser Ablauf aus einem weitgehend offenen Deponiebereich stammt und somit deutlicheren Abfluss- und Konzentrationsschwankungen unterliegt.

Bei den Prognosemodellen zur CSB-Belastung in den Abläufen der Deponie Aßlar zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den AOX-Prognosen (s. Abb. 4.26). Die Modelle sind in der Lage, die CSB-Konzentrationen abzubilden. Sowohl beim Zulauf Z77 als auch beim Schacht 33 zeigt sich, dass Mediane und 50 % Konfidenzintervalle der

Mess- und Modellwerte vergleichbar sind. Probleme bei der Abbildung der Werte treten, wie schon bei der AOX-Prognose, bei Extremwerten auf (s. Abb. 4.26). Die Prognosemodelle mit den modellierten elektrischen Leitfähigkeiten (Modell 4-8) können die Messwertverteilung nicht komplett abbilden, was die geringeren Spannweiten der Konfidenzintervalle bei den Prognosemodellen verdeutlichen.

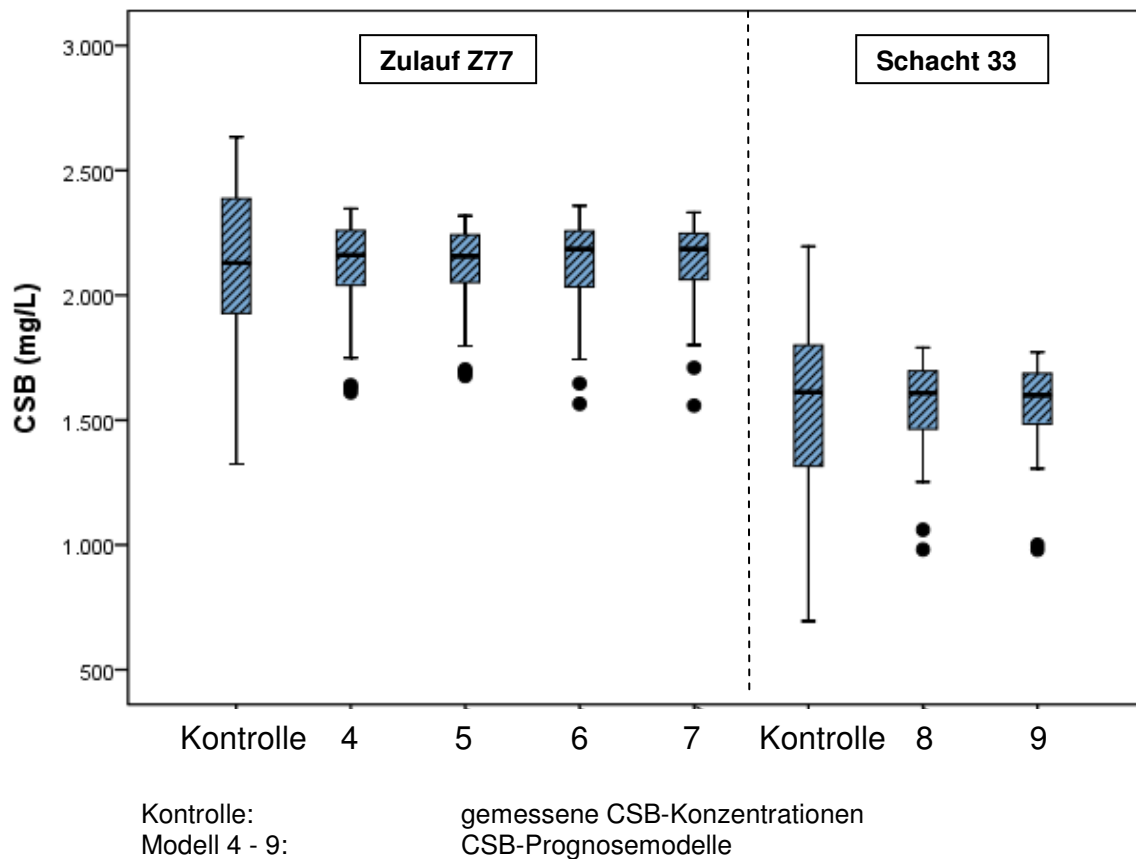


Abb. 4.26: Vergleich der verschiedenen Prognosemodelle zur CSB-Bestimmung im Zulauf Z77 und im Schacht 33 der Deponie Aßlar

Eindeutige Unterschiede innerhalb der einzelnen CSB-Prognosemodelle für den Schacht 33 und den Zulauf Z77 sind nicht erkennbar. Eine Aussage, ob die Prognose anhand der Berechnungsverfahren des Zulaufes Z77 oder des Schachts 33 besser geeignet sind, lässt sich nicht eindeutig treffen. Die Abweichungen (s. Tab. 4.25) deuten aber darauf hin, dass auch im Fall der CSB-Belastungen die Berechnungen über den Zulauf Z77 die präziseren Aussagen über die Ablaufkonzentrationen der Deponie Aßlar treffen.

Die aufgeführten Berechnungsmodelle anhand der elektrischen Leitfähigkeit verdeutlichen, dass es möglich ist, die benötigten Modellvariablen für die CSB- und

AOX-Belastung im Sickerwasser der Deponie Aßlar über statistische Verfahren zu prognostizieren. Auch die Modellgenauigkeiten bei der Kombination der Berechnungsverfahren sind ausreichend für eine fundierte Abschätzung der zukünftigen Schadfrachtenentwicklungen. Im Fall der Deponie Aßlar sollte, wenn möglich, bei der Modellierung von zukünftigen Schadfrachten auf den Zulauf Z77 zurückgegriffen werden, da hier die besseren Voraussetzungen für eine präzise Schadfrachtenmodellierung vorliegen.

Im Fall der CSB-Konzentrationen haben auch Untersuchungen von DOCKHORN und DICHTL (2001) zur Sickerwasserbelastung Korrelation zur elektrischen Leitfähigkeit aufgezeigt, was die Übertragbarkeit der Prognosemodelle der Deponie Aßlar auf andere Deponien bestätigt. Für die Abhängigkeit der AOX-Belastungen zu weiteren Sickerwasserparametern finden sich in der Literatur keine Angaben. Diese Frage ist erst seit der Änderung des AOX-Grenzwerts des Anhangs 51 ABWV im Jahr 2005 in den Fokus des Interesses gerückt, da verfüllte Hausmülldeponien meist keine konstanten Überschreitungen des früheren Grenzwertes von $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ aufweisen (KRUSE 1994).

4.5 Prognose der Sickerwassermengen und Schadfrachten

4.5.1 Abfluss- und Konzentrationsprognosen

Zur Abschätzung der zu erwartenden Kosten und der zukünftig anfallenden Schadfrachten wird das langfristige Verhalten, bezogen auf das Gefährdungspotenzial der Deponie Aßlar, betrachtet. Hierzu kommt eine Kombination aus der Sickerwasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell HELP 3.8 D (s. Kap. 4.1), der Schadeinheitenmodellierung (s. Kap. 4.3) und der statistischen Prognose der Hauptschadparameter AOX und CSB (s. Kap. 4.4) zur Anwendung. Dies dient zur Ermittlung der zukünftig anfallenden Sickerwassermengen und Schadfrachten und ermöglicht eine ökologische und ökonomische Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens. Die beiden Szenarien I & II (s. Kap. 3.7) bilden dabei die Unterschiede zwischen einer einmaligen Komplettabdichtung (Szenario I) und einer frühzeitigen stufenweisen Abdichtung (Szenario II) ab. Die benötigten Berechnungen werden im Anhang 8.3 aufgezeigt.

Die Modellierung des Sickerwasserhaushalts der Deponie Aßlar zeigt, dass eine mehrstufige Abdichtung, wie in Szenario II dargestellt, zu einer deutlichen Reduzierung der Sickerwassermengen führt (s. Abb. 4.27). MELCHIOR (1993) zeigt in seiner Arbeit zur Wirksamkeit mehrschichtiger Abdichtungssysteme vergleichbare Ergebnisse. Diese werden allerdings nicht vergleichend angewendet und spiegeln daher nur den generellen Rückgang der Sickerwassermengen durch Abdichtungsmaßnahmen wider.

Die Sickerwassergesamtmenge im Zeitraum von 2008 - 2050 beläuft sich beim Szenario I auf ca. 1.195.000 m³ und beim Szenario II auf ca. 973.000 m³. Im Fall der Deponie Aßlar bedeutet dies eine Reduzierung der anfallenden Abflussmenge im Zeitraum von 2008 – 2020 von 222.000 m³ (s. Abb. 4.27). Ab dem Zeitpunkt der kompletten Oberflächenabdichtung kommt es zu einer konstant gleichbleibenden, jährlichen Sickerwassermenge.

Bei beiden Szenarien zeigt die Modellierung, dass sich die Abflussmengen von anfänglich ca. 60.000 m³/a auf ca. 14.000 m³/a reduzieren. Dies entspricht einem Rückgang der anfallenden Sickerwassermenge von 291 mm/a auf 65 mm/a.

Die Relation zwischen Niederschlagsmenge (Mittelwert der Stationsdaten von 1993 – 2008, 722 mm/a) und Sickerwassermenge von 25 – 60 % bei Deponien in der Betriebsphase (EHRIG, 1991) und ca. 10 - 20 % bei abgedichteten Deponien (KRÜMPELBECK, 1999) spiegeln sich auch in den Modellierungsergebnissen der Deponie Aßlar wider. Hier liegt die Sickerwassernachlieferung während der Betriebsphase mit durchschnittlich 40 % im mittleren Bereich der zu erwartenden Mengen und während der Nachsorgephase mit 9 % leicht darunter.

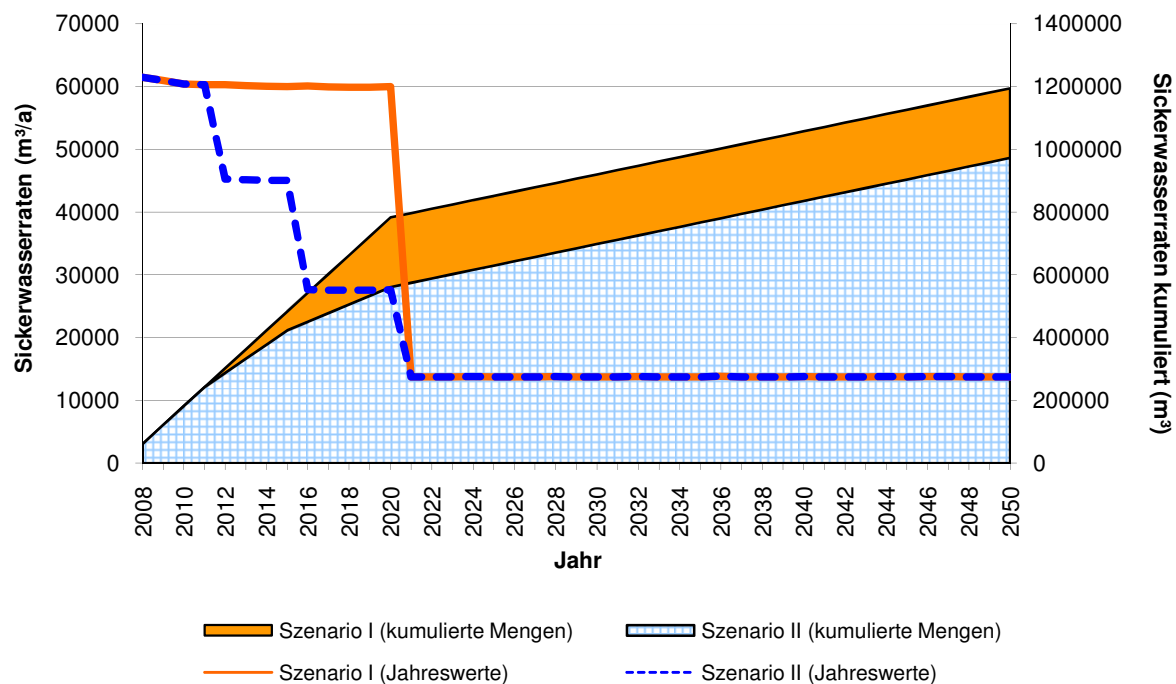


Abb. 4.27: Sickerwasserentwicklung der Deponie Aßlar im Zeitraum 2008 – 2050 in Abhängigkeit der Entwicklung der Oberflächenabdichtung

Bei der Prognose der Sickerwassermengen ist zu beachten, dass das Modell HELP Übergangsphasen für den Bau der Oberflächenabdichtungen nicht berücksichtigt. Es setzt voraus, dass die Änderungen zum ersten Tag eines jeden Jahres aufzunehmen sind und direkt auf die Modellierung Einfluss nehmen. Nach einer Änderung der offenen Oberflächengröße muss eine neue Modellierung mit den geänderten Bedingungen für den folgenden Zeitraum durchgeführt werden (BERGER, 1998). Dies führt zu den in der Graphik erkennbaren stufenhaften Änderungen der anfallenden Sickerwassermengen. Diese Reduzierungen in der Abflussmenge verlaufen unter realen Bedingungen weniger extrem (MELCHIOR, 1993), da sich, bedingt durch die Bauphase, eine zeitlich verzögerte Änderung des Deponiewasserhaushaltes einstellt.

Es ist zudem zu beachten, dass klimatische Veränderungen während der Modellierung der Abflussraten mit dem Modell HELP für den Zeitraum bis 2050 nicht berücksichtigt werden. Sowohl Temperatur als auch Niederschlag werden als 30-jähriges Mittel aus DWD-Daten bzw. aus Stationsdaten der Deponie gebildet. Änderungen durch den einsetzenden Klimawandel zeigen daher keine Auswirkungen auf die Modellierungsergebnisse. Daraus resultierende Effekte, wie erhöhte Verdunstungsraten durch einen Temperaturanstieg oder Änderungen der Jahresniederschlagssummen, bleiben unberücksichtigt.

Neben der Entwicklung der Abflussmengen aus dem Deponiekörper werden die Schadstoffkonzentrationen der beiden Hauptschadparameter AOX und CSB für den Prognosezeitraum benötigt. Diese werden anhand der in Kapitel 4.4 ermittelten Prognosemodelle als Durchschnittskonzentrationen im Gesamtabfluss der Deponie ABlar berechnet.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse (s. Abb. 4.28) zeigt sich, dass es bei den AOX- und CSB-Prognosen parallel zur Reduzierung der Sickerwassermengen (s. Abb. 4.27) durch die Abdichtungsmaßnahmen am Deponiekörper zu einem Anstieg der Konzentrationen im Abfluss kommt, welcher ab dem Jahr 2020 mit Abschluss der Oberflächenabdichtung konstant bleibt. Beim AOX steigen die Konzentrationen von durchschnittlich 0,94 auf 1,13 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Beim CSB liegt der Anstieg bei ca. 330 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, von 1770 auf 2120 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

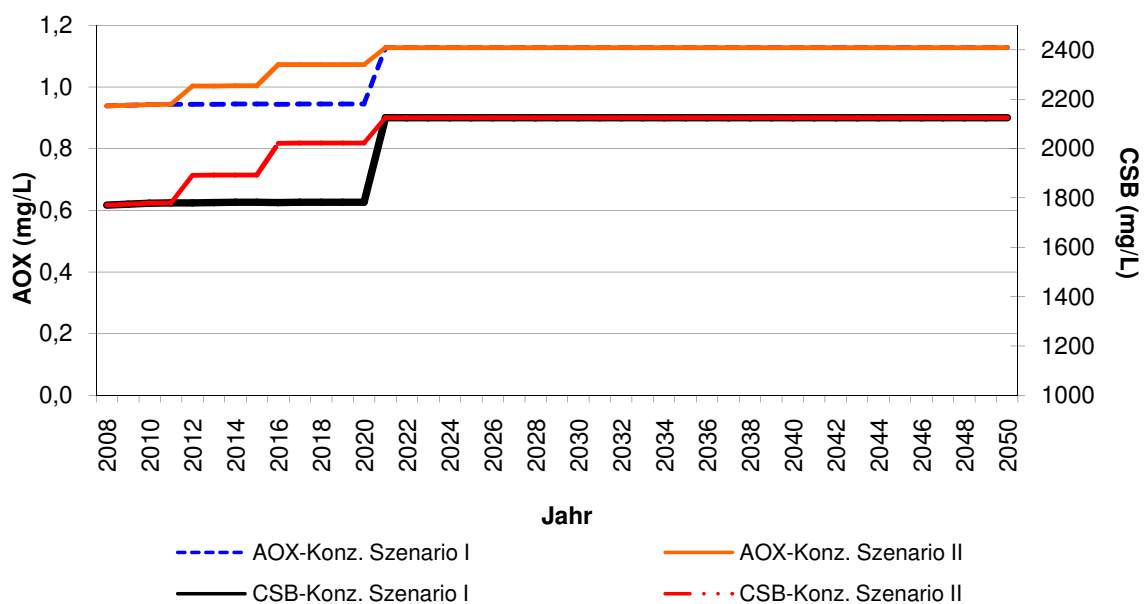


Abb. 4.28: Entwicklung der AOX- und CSB-Konzentrationen im Abfluss der Deponie ABlar im Zeitraum von 2008 – 2050 in Abhängigkeit der Sickerwasserreduzierung.

Die Begründung liegt in den Berechnungsverfahren der AOX- und CSB-Konzentrationen. Diese beruhen maßgeblich auf der elektrischen Leitfähigkeit (s. Abb. 4.4), welche wiederum auf Grundlage der Abflussrate und des Niederschlags berechnet wird. Alterungsprozesse der Deponie und damit verbundene Auswaschungseffekte sowie Abbau- bzw. Umbauprozesse der Sickerwasserinhaltsstoffe werden bei den statistischen Prognoseansätzen zur Entwicklung der Schadstoffbelastung im Deponiesickerwasser nicht berücksichtigt.

Aus den Ergebnissen der AOX- und CSB-Laboranalysen des Sickerwassers der Deponie Aßlar für den Zeitraum von 2005 – 2008 ist keine Zu- oder Abnahme der Konzentrationen ersichtlich (s. Kap. 4.2). Auch die Betrachtung der Jahre 1998 – 2008 auf Grundlage der Eigenkontrollberichte der Deponie Aßlar zeigen keinen Trend bei den AOX- und CSB-Konzentrationen (AWLD, 2008). Signifikante Reduzierungen bei den Schadstoffkonzentrationen im Deponiesickerwasser sind bei älteren Deponien meist nur bei langfristiger Betrachtung von mehreren Jahrzehnten deutlich zu erkennen, wie KRUSE (1994) bei der Betrachtung des Emissionspotenzials von Siedlungsabfalldeponien festgestellt hat.

Dies bestätigen auch andere Auswertungen langfristiger Sickerwasserdaten von Hausmülldeponien (KRÜMPELBECK & EHRIG, 2001; BELEVI ET AL, 1989;; LEIKAM ET AL., 1996; HEYER & STEGMANN, 1997). Sie haben gezeigt, dass die genannten Alterungsprozesse einer Deponie langfristig zu einer Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser führen. Häufig erfolgt dieser Schadstoffabbau über Cometabolismen, bei denen auch schwer abbaubare Stoffe in Gegenwart einer analogen Chemikalie abgebaut werden können (HUTZIGER & VEERKAMP, 1981).

HEYER & STEGMANN (1997) gehen in ihrer Studie von einem durchschnittlichen Zeitraum bis zum Erreichen der CSB-Grenzkonzentrationen (ABWV, 2005) von 80 - 360 und beim AOX von 30 – 120 Jahren aus. Die Ergebnisse entstammen Versuchen aus Deponiesimulationsreaktoren. Bei einer CSB- und AOX-Konzentration in deutschen Hausmülldeponien (Ende der Verfüllphase) von durchschnittlich $2500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ CSB und $1300 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (KRÜMPELBECK, 1999) liegen die Abbauraten beim CSB bei 0,3 - 1,4 % und beim AOX zwischen 0,6 - 3,1 %.

Diese Reduzierungen der Konzentrationen werden auch auf die prognostizierten AOX- und CSB-Konzentrationen im Ablauf der Deponie Aßlar übertragen. Die CSB-

und AOX-Konzentrationen liegen hier mit durchschnittlich $1500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ CSB und $850 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ AOX unter den Konzentrationen aus den genannten Studien. Aufgrund der großen Spannweite bis zum Erreichen der Grenzwerte (HEYER & STEGMANN, 1997) wird im Fall der Deponie ABlar im Mittel von einer jährlichen Reduzierung der prognostizierten AOX- und CSB-Konzentrationen von 1 % ab dem Jahr 2010 ausgegangen. Die ermittelten Konzentrationen reduzieren sich dadurch innerhalb der folgenden 40 Jahre wie folgt (s. Abb. 4.29).

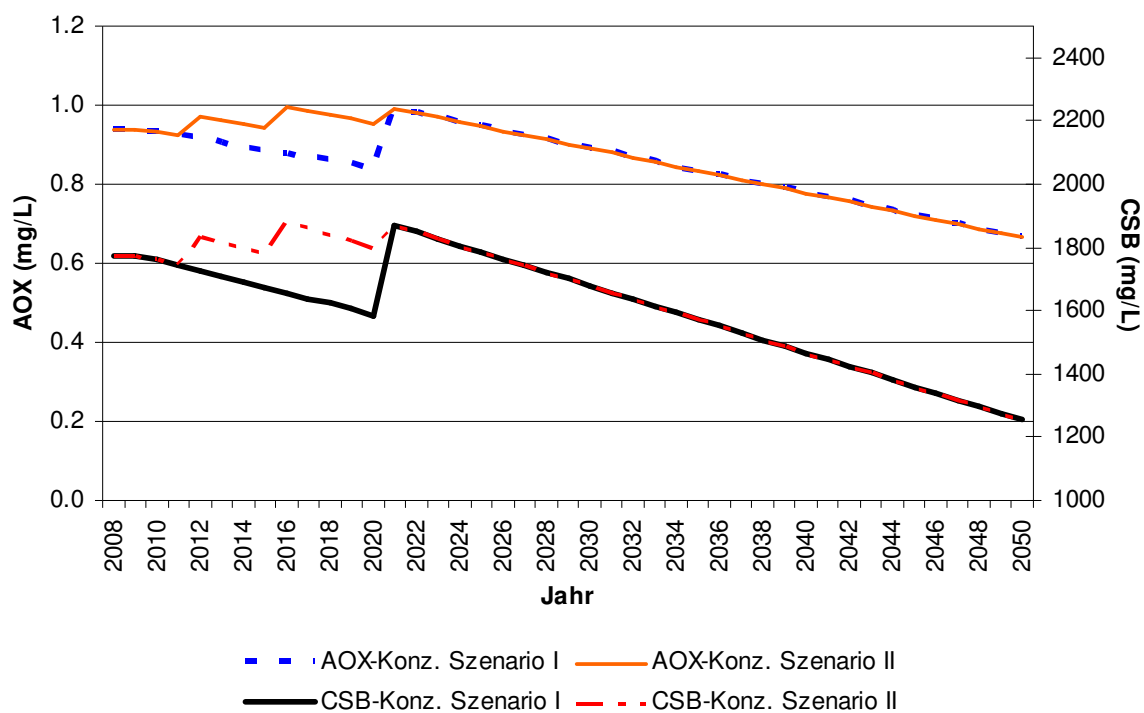


Abb. 4.29: Entwicklung der AOX- und CSB-Konzentrationen im Abfluss der Deponie ABlar unter Berücksichtigung eines einprozentigen jährlichen Konzentrationsrückgangs im Zeitraum von 2008 – 2050

Die Graphik verdeutlicht den Konzentrationsrückgang als Folge der einprozentigen jährlichen Reduzierung der prognostizierten AOX- und CSB-Belastungen im Abfluss der Deponie ABlar. Die AOX-Konzentrationen reduzieren sich von durchschnittlich $0,94$ auf $0,67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Beim CSB führt die jährliche Konzentrationsreduzierung zu einem Rückgang der CSB-Konzentrationen von 1770 auf $1254 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

In dem Zeitraum 2012 – 2020 zeigen sich phasenweise beim Szenario II die Wechselwirkungen zwischen einem Konzentrationsanstieg durch die Sickerwasserreduzierung und der Konzentrationsreduzierung von 1 %. Die sprunghafte Reduzierung der Sickerwassermengen durch Abdichtungsmaßnahmen führt jeweils zu einem schnellen Anstieg der Konzentrationen und eine darauf

folgende Reduzierung durch die 1%-Annahme. Beim Szenario I kommt es lediglich im Jahr 2020 zu einem sprunghaften Anstieg der Konzentrationen, weil da der Effekt der Sickerwasserreduzierung den der prozentualen Konzentrationsabnahme deutlich übersteigt.

Die beiden Prognosevarianten für die AOX- und CSB-Konzentrationen für den Zeitraum 2008 bis 2050 führen zu deutlichen Differenzen bei der Konzentrationsentwicklung. Die einprozentige Reduzierung führt beim AOX im angegebenen Zeitraum zu einer Differenz von $0,46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Vergleich zur Prognose ohne Reduzierungsannahme. Beim CSB ist die Tendenz ähnlich, die Differenz zwischen nicht reduzierter Variante und der reduzierten Variante beträgt am Ende des Beobachtungszeitraums $866 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Für die folgende Schadfrachtenprognose werden beide Prognosevarianten abgebildet und vergleichend bewertet, da aufgrund der großen zeitlichen Differenzen betreffend der Abbaurate bei den Schadstoffkonzentrationen keine eindeutige Aussage zu treffen ist.

4.5.2 Schadfrachtenprognose

Für die Modellierung der zukünftigen Schadfrachten bis 2050 werden beide Szenarien I & II (s. Kap. 3.7) anhand von beiden Prognosevarianten I (ohne prozentuale Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen) & II (mit prozentualer Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen um 1 % pro Jahr) kalkuliert. Berechnungsgrundlagen sind die aufgezeigten Abfluss- und Konzentrationsprognosen in Kombination mit den Berechnungsformeln für den Schacht 33 und den Zulauf Z77.

Die Ergebnisse der Schadeinheitenprognose zeigen sowohl Unterschiede zwischen den beiden Prognosevarianten als auch innerhalb der Szenarienkalkulationen (s. Tab. 4.26).

Prognosevariante II, mit den jährlich reduzierten Schadstoffkonzentrationen, zeigt erwartungsgemäß für den Beobachtungszeitraum eine geringere FSE-Summe bei den einzelnen Szenarien als Prognosevariante I. Die Differenzen zwischen den beiden Varianten liegen je nach Szenario zwischen 13,2 und 14,4 %. Dies zeigt,

dass die Reduzierung der Konzentrationen durch Auswaschungseffekte, Um- und Abbauprozesse innerhalb von 40 Jahren um jährlich 1 % lediglich eine Reduzierung der Gesamtschadfrachten von durchschnittlich 13,8 % bewirkt. Die Relationen zwischen Szenario I & II innerhalb der beiden Prognosevarianten sind nahezu identisch.

Tab. 4.26: Schadfrachtenberechnungen anhand der verschiedenen Prognosevarianten und Szenarien für die Jahre 2008 – 2050

Prognosevariante I (ohne prozentuale Reduzierung)								
	Szenario I				Szenario II			
Jahr	Schacht33		Zulauf Z77		Schacht33		Zulauf Z77	
	FSE*/a	FSE*/d	FSE*/a	FSE*/d	FSE*/a	FSE*/d	FSE*/a	FSE*/d
2008-2012	623.430	1.708	616.914	1.690	623.430	1.708	616.914	1.690
2013-2016	618.290	1.694	611.129	1.674	457.124	1.252	440.164	1.206
2017-2020	617.419	1.692	610.152	1.672	330.419	905	312.293	856
2021-2050	174.330	478	162.164	444	174.330	478	162.164	444
Summe FSE 2008-2050	13.286.491		12.830.785		11.374.466		10.826.574	
Prognosevariante II (mit prozentualer Reduzierung)								
	Szenario I				Szenario II			
Jahr	Schacht33		Zulauf Z77		Schacht33		Zulauf Z77	
	FSE*/a	FSE*/d	FSE*/a	FSE*/d	FSE*/a	FSE*/d	FSE*/a	FSE*/d
2008-2012	618778	1.695	612314	1.678	618778	1.695	612314	1.678
2013-2016	584286	1.601	577519	1.582	432615	1.185	416593	1.141
2017-2020	558763	1.531	552186	1.513	299027	819	282623	774
2021-2050	128130	351	119188	327	128130	351	119188	327
Summe FSE 2008-2050	11.492.661		11.138.433		9.731.253		9.291.431	
Differenz der FSE-Summe¹	1.793.830		1.692.352		1.643.213		1.535.143	
Differenz (%)	13,5		13,2		14,4		14,2	

*FSE Schadfrachteneinheiten; ¹Differenzen der FSE-Summen aus Prognosevariante I & II des jeweiligen Szenarios

Wie aus den Simulationsergebnissen zu erkennen ist, liefern sowohl die Berechnungen auf Grundlage des Zulaufes Z77, als auch die Berechnung anhand

des Schachts 33 ähnliche Ergebnisse in Bezug auf die Entwicklung der Schadfrachten. Für die Zeiträume 2008 – 2012 und 2021 – 2050 sind die Modellierungen der jeweiligen Berechnungsmodelle bei der Prognosevariante I identisch, da zu diesen Zeiten keine Veränderungen in den Abflussraten der Deponie aus der Simulation der beiden Szenarien hervorgehen und das Modell Änderungen der Schadstoffkonzentrationen nicht berücksichtigt.

Am Ausgangspunkt der Simulation weisen alle Prognoseszenarien eine leichte Überschätzung der durchschnittlich anfallenden 1536 FSE/d (s. Kap. 4.3, Tab. 4.23 auf. Dies könnte mit einer Überrepräsentanz der dominierenden Abflussrate bei den Berechnungen einhergehen, die sowohl auf die Berechnung der elektrischen Leitfähigkeit, als auch auf die Schadfrachtenberechnung Einfluss nimmt. Die Berechnungen überschätzen die Schadfrachten um ca. 10 - 11 % (zwischen 1678 FSE/d und 1708 FSE/d). Es zeigt sich zudem, dass die Berechnungen mittels Zulaufs Z77 über den gesamten Simulationszeitraum bei allen Szenarien geringere FSE angeben. In der Summe bedeutet dies bei der Prognosevariante I im Szenario I eine Differenz zwischen den beiden Berechnungsverfahren von 456.000 FSE (3,6 %) und bei Szenario II von 548.000 FSE (5,1 %). Beim Prognosemodell II sind diese Differenzen etwas geringer und liegen zwischen 354.000 FSE (3,0 %) bei Szenario I und 440.000 FSE (4,5 %) bei Szenario II. In Anbetracht der hohen Schadfrachtensumme bis 2050 bedürfen diese Differenzen allerdings keiner weiteren Betrachtung.

Nach der anfänglichen Betrachtung der Simulationsdifferenzen zeigen sich beim Vergleich der Gesamtergebnisse aus den Simulationen erhebliche Unterschiede zwischen den beiden Szenarien.

Szenario I liefert bis zum frühest möglichen Ende der Nachsorgephase der Deponie nach 30 Jahren, im Jahre 2050, eine Schadfrachtenmenge von durchschnittlich ca. 13,1 Mio. (Prognosevariante I) bzw. 11,3 Mio. (Prognosevariante II) Schadfrachteneinheiten. Bei der Simulation der dreistufigen Abdichtung im Szenario II zeigt sich im Durchschnitt eine Summe der Schadeinheitenfrachten von 11,1 Mio. (Variante I) bzw. 9,5 Mio. (Variante II) Schadfrachten. Das bedeutet, dass eine frühzeitige Oberflächenabdichtung von bereits verfüllten Deponieabschnitten, wie sie in Szenario II dargestellt wird, zu einer Einsparung von durchschnittlich 1,8 - 2 Mio.

Schadeinheiten für den Simulationszeitraum führt. Die Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen wirkt sich auf das Gesamteinsparpotenzial nicht maßgeblich aus. Beide Prognosevariationen kommen unabhängig voneinander zu einem vergleichbaren Einsparpotenzial an Schadfrachten durch das mehrstufige Abdichtungsverfahren der Deponieoberfläche im Szenario II.

Bei der Betrachtung der Unterschiede in der Entwicklung der Schadpotenziale aus dem Sickerwasser der Deponie Aßlar für den genannten Zeitraum zeigt sich, je nach Simulationsansatz, eine Spannweite der Schadfrachtenentwicklung von 9,3 Mio. FSE im günstigsten Fall (Variante II, Szenario II, Berechnung nach Zulauf Z77) und bis zu 13,3 Mio. FSE im ungünstigsten Fall (Variante I, Szenario I, Berechnung nach Schacht 33). Die folgende Abbildung zeigt die Spannweite der kumulierten Schadfrachten bis zum Jahr 2050 (s. Abb. 4.30).

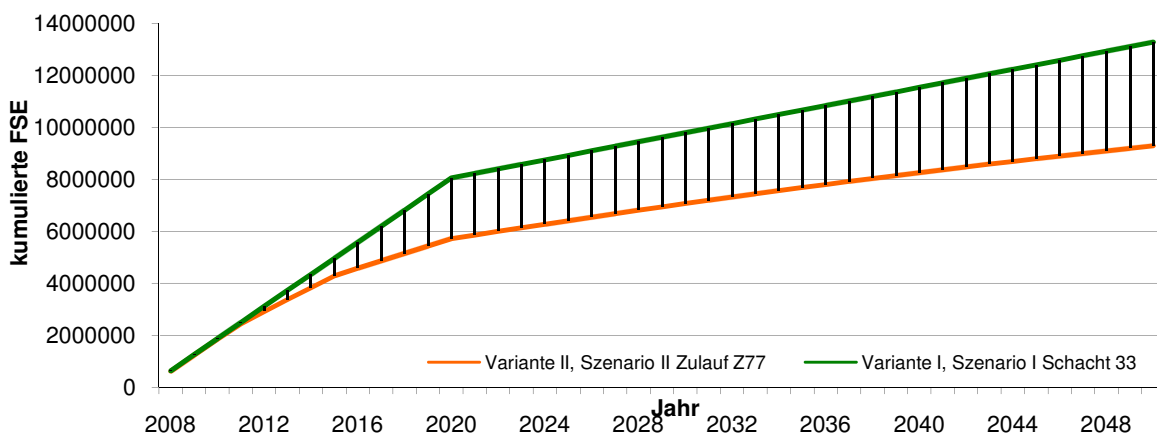


Abb. 4.30: Kumulierte Schadeinheitenfrachten als maximale Spannweite der simulierten Sickerwasserbelastungen im Gesamtablauf der Deponie Aßlar bis zum Jahr 2050.

Die maximal berechnete Spannweite (inkl. 1%-Annahmen) der Schadfrachten beträgt ca. 4 Mio. Schadeinheiten. Das Einsparpotenzial durch die phasenangepasste Deponieoberflächenabdichtung liegt aber, je nach Deponieentwicklung, bei der Prognosevariante I zwischen 1,5 und 2,5 Mio. FSE bis zum Jahr 2050 und bei Prognosevariante II bei 1,4 bis 2,2 Mio. FSE.

Aus wirtschaftlicher Sicht bedeutet dies, insbesondere während der Betriebsphase der Deponie, für den Zeitraum 2012 bis 2020 ein großes Einsparpotenzial. Bei der Zusammenfassung beider Varianten wird deutlich, dass die Reduzierung der Belastungen um 1,4 – 2,5 Mio. FSE, bei Aufbereitungskosten von 4,6 Euro pro Schadeinheit (s. Kap. 4.3.3), einen finanziellen Vorteil von 6,4 – 11,5 Mio. Euro

bedeutet. Demgegenüber stehen die Kosten durch temporäre Zwischenabdichtungen der Deponieoberfläche und eine evtl. verlängerte Nachsorgephase durch Konservierung der Schadstoffe im Deponiekörper.

Die Größenordnung des Einsparpotenzials durch eine gezielte Wasserhaushaltsführung einer Deponie wird noch deutlicher bei der fiktiven Annahme, dass die Deponie im Jahr 2020 nicht oberflächlich abgedichtet wird, sondern den Zeitraum bis 2050 offen überdauert. Bei diesem Szenario ergeben die Simulationen für die Deponie Aßlar bis zum Jahr 2050 ca. 2,5 Mio. m³ Sickerwasser mit ca. 26 Mio. Schadeinheiten.

Beim Vergleich dieses Szenarios mit dem günstigsten Szenario bezüglich der Schadfrachtenentwicklung aus Tabelle 4.27 (Variante II, Szenario II, Zulauf Z77: 9,3 Mio. FSE) ergibt sich ein Einsparpotenzial bei der Sickerwasserbetrachtung für den Zeitraum von 2008 – 2050 von 16,7 Mio. Schadeinheiten. Dies würde, bei 4,6 €/FSE, einer Kosteneinsparung durch die Sickerwassermengenreduzierung von 76,8 Mio. Euro entsprechen. Dieser Wert ist allerdings nur als Richtwert zu betrachten, da es laut Gesetzgebung nicht zulässig ist, eine Deponie ohne weitere Maßnahmen zur Sickerwasserreduzierung in der Nachsorgephase verweilen zu lassen. Er verdeutlicht aber das erhebliche Einsparpotenzial durch eine gezielte Sickerwasserreduzierung.

Anhand der Simulationsergebnisse wird zudem deutlich, dass die in Abschnitt 3.6 als Unbedenklichkeits-Schadfracht (FUS: 50 % der Grenzwerte nach Anhang 51, AbwV) eingeführte Schadeinheitenmenge nach dem Simulationszeitraum von 42 Jahren, bis zum Jahr 2050, nicht erreicht wird. Die FUS liegt im Jahre 2050 nach den angeführten Berechnungen bei 225 FSE/d (siehe Formel 3.3). Die zu erwartenden FSE aus dem Gesamtabfluss der Deponie Aßlar liegen hingegen, je nach Berechnungsverfahren, zwischen 327 und 478 FSE/d (s. Tab. 4.26). Das bedeutet, dass zu diesem Zeitpunkt im Sammelabfluss der Deponie Aßlar, trotz deutlicher Reduzierung der Abflussmengen und Schadkonzentrationen, noch eine Überschreitung der FUS um ca. 50 - 100 % vorliegt.

Die Annahme, dass sich die AOX und CSB-Konzentrationen um 1 % pro Jahr reduzieren, führen ebenfalls nicht zu einer Einhaltung der Anforderungen des Anhang 51, AbwV. Die prognostizierten AOX-Konzentrationen reduzieren sich zwar

deutlich, aber sie liegen im günstigsten Fall (Prognosevariant II, Szenario II) mit $0,62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ immer noch über dem geforderten Grenzwert. Beim CSB ist dies noch eindeutiger. Im günstigsten Fall (Prognosevariant II, Szenario II) führt die CSB-Prognose zu einer reduzierten CSB-Konzentration von $1089 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Diese liegt damit nach 42 Beobachtungsjahren noch um mehr als den Faktor 5 höher als der geforderte Grenzwert von $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (ABWV, 2005).

Eine Entlassung der Deponie Aßlar aus der Nachsorgephase nach 30 Jahren wird sowohl durch die Ergebnisse der Schadeinheitenmodellierung, als auch durch die Konzentrationsentwicklung ausgeschlossen. Eine weitere Beobachtung der Emissionsentwicklungen und zusätzliche Sickerwasserbehandlungsmaßnahmen sind somit über das Jahr 2050 hinaus nötig. Die Simulationsergebnisse bestätigen die Erkenntnisse von KRÜMPELBECK (1999) und STEEGMANN ET AL. (2007), die ebenfalls zu dem Ergebnis kommen, dass eine Nachsorgephase von 30 Jahren nicht ausreichend ist. Es ist sowohl aufgrund der Ergebnisse der Sickerwasserprognose der Deponie Aßlar, als auch aufgrund anderer Untersuchungen zum Emissionspotenzial von Deponiesickerwasser (BELEVI ET. AL., 1989; KRUSE, 1994; HEYER & STEGMANN, 1997) davon auszugehen, dass die Nachsorgephase einer Deponie, je nach Grad der Belastung, im Durchschnitt mit 80 – 200 Jahren zu veranschlagen ist.

Bei der Betrachtung der Simulations- und Berechnungsergebnisse zeigt sich aber, dass durch die Kombination von modellierten Abflussmengen, berechneten Schadstoffbelastungen und der Übertragung dieser in Schadeinheiten eine Abschätzung des Gefährdungspotenzials möglich ist.

Eine Simulation des Emissionspfades Sickerwasser über das Jahr 2050 hinaus ist mit dem hier aufgezeigten Verfahren nur eingeschränkt zu empfehlen, da die Berechnungen der Schadkonzentrationen maßgeblich auf den modellierten Sickerwassermengen beruhen. Diese werden bei der Modellierung des Wasserhaushaltes mit dem Programm HELP 3.8 ab der letzten durchgeführten Abdichtungsmaßnahme als konstant angesehen und es kommt zu keiner weiteren Abnahme der Sickerwassermengen und somit zu keiner weiteren Reduzierung der Schadeinheitenfrachten. Die Begründung liegt in den konstanten Mittelwerten von

Niederschlag und Temperatur, welche aus den 30-jährigen Mitteln der DWD-Daten bzw. aus Stationsdaten der Deponie Aßlar abgeleitet werden.

Für eine optimale Simulation der maximalen Nachsorgedauer müssten sowohl Effekte des Klimawandels, als auch das Austrocknungsverhalten des Deponiekörpers in die Simulation einbezogen werden. Insbesondere zum Austrocknungsverhalten von Deponien ist bisher aufgrund der unterschiedlichen strukturellen Eigenschaften von Deponien (Einbauweise der Abfälle, Art der eingebauten Abfälle, Standfestigkeit, Lebensdauer der Abdichtungen, usw.) keine gesicherte Aussage zu treffen.

Eine modifizierte Wasserhaushaltsmodellierung würde, in Kombination mit den in dieser Arbeit vorgestellten statistischen Berechnungsverfahren und der Anwendung des Schadeinheitenmodells, eine sichere Abschätzung des Gefährdungspotenzials einer Deponie und der Dauer der Nachsorgephase ermöglichen. Die Übertragung des aufgezeigten Verfahrens auf andere Deponien ist demnach generell als sinnvoll einzustufen. Dies könnte, neben den ökologischen Vorteilen, auch während der Betriebsphase zur Schaffung von ausreichenden finanziellen Rücklagen für die Nachsorgephase beitragen.

Die generelle Frage nach dem Umgang mit Deponien nach der Betriebsphase ist jedoch weiterhin unbeantwortet. Es gilt in jedem Fall zu prüfen, welche Vor- und Nachteile einzelne Maßnahmen wie Oberflächenabdichtungen, Sickerwasserzirkulation oder sogar der Rückbau von Deponien auf Emissionsverhalten, Standsicherheit und die Wirtschaftlichkeit eines Deponiestandortes haben. Je nach Deponieaufbau und Belastungspotenzialen der abgelagerten Abfälle kann das aufgezeigte Simulationsverfahren aber zur Entscheidungsfindung beitragen, indem es frühzeitig Tendenzen bei der Schadstoffbelastung des Sickerwassers und dessen Umweltgefährdung aufzeigt.

5 Abschließende Diskussion und Ausblick

Das im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte F+E-Vorhaben zur Ermittlung des Emissionspotenzials von Sickerwasser aus Hausmülldeponien diente nicht nur der Erfassung von Schadstoffkonzentrationen und Abflussmengen, sondern sollte, durch die Kombination verschiedener Modellierungs-, Berechnungs- und Simulationsverfahren, eine Abschätzung und Bewertung des aktuellen und zukünftigen Gefährdungspotenzials von Deponiesickerwasser ermöglichen. Ein Prognosemodell zur Schadentwicklung soll als Kombination aus den aufgezeigten Verfahren sowohl eine quantitative, als auch qualitative Aussage über das Sickerwasser einer Deponie treffen können.

Durch die Betrachtung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser zeigt sich bei der Deponie Aßlar, dass lediglich die AOX- und CSB-Konzentrationen regelmäßig die Grenzwerte nach Anhang 51 ABwV (2005) überschreiten. Bei den Stickstoffkonzentrationen ist die Bewertung nur bedingt möglich, da keine ausreichende Datengrundlage vorliegt. Die Ergebnisse der Schadstoffkonzentrationen zeigen, dass die Deponie Aßlar keine Besonderheiten bezüglich der Sickerwasserbelastungen aufweist. Andere Untersuchungen an deutschen Hausmülldeponien zeigen ein ähnliches Konzentrationsmuster und stellen ebenfalls die Parameter AOX, CSB und Stickstoff als Problemgrößen heraus (BELEVI ET. AL., 1989; KRUSE, 1994; HEYER & STEGMANN, 1997; CHRISTENSEN & KJELDSSEN, 1987; DACH, 1999). Die Konzentrationsangaben alleine lassen aber noch keine Wertigkeit bezüglich des Belastungspotenzials und der Umweltgefährdung durch Deponiesickerwasser zu. Hierzu werden zusätzlich die Abflussmengen der Deponie und ein geeignetes Bewertungsschema benötigt.

Neben der fundierten Konzentrationsaufnahme im Sickerwasser der Deponie stellt sich die Sickerwassermengenerfassung als problematischer heraus. Im Fall des Untersuchungsstandortes zeigen sich Unregelmäßigkeiten in den vom Deponiebetreiber angegebenen täglichen Sickerwasserabflussmengen, was eine alternative Abflussmengenerfassungen erforderte.

Bereits im Jahr 1996 stellte HESSE bei der Bewertung des Niederschlag-Abfluss-Verhaltens der Deponie Aßlar Differenzen zwischen den offiziell erfassten

Abflussmengen und eigenen hydraulischen Messungen fest. Dies bestätigt sich auch im Verlauf der Feldmessungen innerhalb dieses Forschungsprojektes, in dem verschiedene Zuläufe aus Teilbereichen in wöchentlichem Turnus im Hinblick auf ihren Sickerwasseranfall untersucht wurden. Die Modellierung des realen Wasserhaushaltes der Deponie wurde daraufhin mit dem Modell HELP 3.8 D (BERGER ET AL., 2004) durchgeführt.

Der Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Abflussmengen zeigt, dass das Modell HELP verwertbare Ergebnisse liefert. Bei dem Vergleich der berechneten Sickerwassermengen der Deponie Aßlar mit den simulierten Ergebnissen des Modells HELP wird deutlich, dass sie in den Jahren 2006 und 2008 nur geringfügig, um 2,4 % bzw. 2,8 %, voneinander abweichen (s. Kap. 4.1, Tab. 4.4). Im Jahr 2007 ist die Abweichung dagegen mit 19,2 % deutlich größer, was mit dem zeitlich versetzten Abflussverhalten und dem Wasserspeichervermögen des Deponiekörpers erklärt werden kann (s. Kap. 4.1). Zudem war 2007 ein außergewöhnlich niederschlagsreiches Jahr (s. Kap.4.1), was ebenfalls als Begründung für die größeren Differenzen zwischen Messwerten und modellierten Abflussmengen in Betracht kommt.

Grenzen des Modells HELP werden bei der langfristigen Simulation des Wasserhaushaltes bis zum Jahr 2050 deutlich. Es ist nur bedingt in der Lage, kontinuierlich wachsende Deponien und deren Änderungen im Profilaufbau und Oberflächenabdichtungen in einer laufenden Simulation abzubilden. Diese Eigenschaften müssen in einem Simulationslauf konstant bleiben. Eine Alterung wird somit nicht berücksichtigt (GDA, 2003). Die Simulation bei unveränderten Oberflächeneigenschaften ist mit dem Modell problemlos möglich, aber bei Änderungen der Flächengrößen oder Oberflächeneigenschaften kommt es zu sprunghaften Veränderungen im Wasserhaushalt (s. Kap. 4.5).

Eine ganzheitliche Simulation des Emissionspfades „Sickerwasser“ über das Jahr 2050 hinaus wäre somit mit dem hier aufgezeigten Verfahren zwar durchaus möglich, aber als nicht optimal einzustufen, da sich die Berechnungen der Schadkonzentrationen maßgeblich auf die Sickerwassermenge berufen. Diese ändern sich sprunghaft und werden bei der Modellierung des Wasserhaushaltes mit dem Programm HELP, aufgrund der langfristigen Mittelwerte bei Niederschlag und Temperatur, ab einem bestimmten Punkt als konstant angesehen und es kommt

somit zu keiner weiteren Reduzierung der Schadeinheitenfrachten. Zudem werden chemische Aspekte der Deponieentwicklung (z.B. chemische Reaktionen zwischen Stoffen) und bodenmechanische Aspekte (z.B. Setzungen, Verdichtungen), welche deutlichen Einfluss auf die Sickerwassermengen nehmen (CAMPBELL, 1982; KOSTER, 1988, KUCKLICK ET. AL., 1996), nicht berücksichtigt.

Für eine Simulation der maximalen Nachsorgedauer wäre es daher sinnvoll, ein Alternativmodell anzuwenden, oder das Modell HELP 3.8 D dementsprechend um die Berücksichtigung des Klimawandels und der physikalisch-chemischen Prozesse im Deponiekörper während des Simulationslaufes zu erweitern. Ein 3-dimensionales Wasserhaushaltsmodell, was in der Lage ist, diese Faktoren dynamisch zu berücksichtigen, ist zurzeit nicht bekannt. Insbesondere über das Austrocknungsverhalten von Deponien ist aufgrund der unterschiedlichen strukturellen Eigenschaften von Deponien (Einbauweise der Abfälle, Art der eingebauten Abfälle, Standfestigkeit, Lebensdauer der Abdichtungen, usw.) keine gesicherte Aussage möglich (NUßBAUM, 1987; WIRTZ ET AL., 1997).

Eine modifizierte Wasserhaushaltsmodellierung würde dann, in Kombination mit den in dieser Arbeit vorgestellten statistischen Berechnungsverfahren und der Anwendung des Schadeinheitenmodells, eine bessere Abschätzung des Gefährdungspotenzials einer Deponie und der Dauer der Nachsorgephase ermöglichen.

Die Übertragung des aufgezeigten Verfahrens auf andere Deponien ist demnach generell als sinnvoll einzustufen. Dies könnte, neben den ökologischen Vorteilen, auch während der Betriebsphase zur Schaffung von ausreichenden finanziellen Rücklagen für die Nachsorgephase beitragen.

Zur Abschätzung des Gefährdungspotenzials von Deponiesickerwasser hat sich die Einteilung der Schadstoffkonzentrationen in ein Schadeinheitensystem als geeignet herausgestellt. Eine gezielte Quantifizierung der primären Schadparameter und Schadstoffquellen wird durch das Schadeinheitensystem ermöglicht.

Bei der statistischen Auswertung der intermediären Zusammenhänge der Sickerwasserparameter und der Umsetzung des Schadeinheitenmodells (BRANS, 2008) stellen sich die Schadstoffgruppen AOX und CSB als Hauptschadparameter der Gesamtbelastungen im Sickerwasser der Deponie Aßlar heraus. Zudem wird

durch die Anwendung des Modells der Zulauf Z77 als Hauptlieferant für die im Gesamtablauf anfallenden Sickerwasserbelastungen identifiziert.

Die umfangreiche Erfassung der Sickerwasserbelastungen und Abflussraten der Deponie Aßlar ermöglicht neben der Schaffung einer Bewertungsgrundlage auf Basis des Schadeinheitenmodells auch die Prognostizierbarkeit der zukünftigen Belastungsentwicklung im Deponiesickerwasser. Die Kombination aus der Sickerwasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell HELP 3.8 D (s. Kap. 4.1), der Schadeinheitenmodellierung (s. Kap. 4.3) und der statistischen Prognose der Hauptschadparameter AOX und CSB (s. Kap. 4.4) ermöglicht eine ökologische und ökonomische Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens.

Diese Erkenntnisse der Schadeinheitenmodellierung ermöglichen eine aktuelle Bewertung der umweltgefährdenden Emissionen aus dem Deponiesickerwasser und bieten die Möglichkeit, bei der Planung einer Sickerwasserbehandlungsanlage gezielt zu reagieren.

Die Kombination aus Schadeinheitenmodellierung und der Simulationen des Wasserhaushaltes kann als Entscheidungskriterium für die Wahl einer, dem Belastungspotenzial angemessenen, Abwasseraufbereitungstechnik dienen und durch die Berücksichtigung der Abflussmengen eine optimale Dimensionierung der Anlage ermöglichen.

Am Beispiel der Deponie Aßlar wird deutlich, dass eine speziell auf die Parameter AOX und CSB ausgerichtete Sickerwasserbehandlung sinnvoll wäre, da diese beiden Schadstoffgruppen ca. 85 % der Schadstoffbelastungen im Gesamtablauf der Deponie abbilden. Aufgrund dieser Erkenntnisse stellt sich eine zweistufige Sickerwasseraufbereitung aus biologischer Reinigung und Aktivkohlefiltration als geeignet heraus (ATV, 1993; FOKUHL 1999).

Stufe eins besteht aus einer biologischen Reinigung, die zur Steigerung der Effektivität der nachfolgenden Behandlungsstufen dient. Die Hauptaufgabe der biologischen Behandlung liegt darin, die Stickstoffgehalte und die Fraktion der leicht abbaubaren organischen Bestandteile zu eliminieren. Hierzu wird sie in zwei Hauptphasen unterschieden; die aerobe Nitrifikation und die anaerobe Denitrifikation (ATV, 1993).

Als zweite Stufe bietet sich eine Aktivkohleadsorption an, da das Adsorptionsvermögen der Aktivkohlen mit bis zu 500 mg CSB/g Aktivkohle sehr

hoch ist. Neben der CSB-Reduzierung eignen sich Aktivkohlen zudem auch als Adsorber für AOX (ATV, 1993).

Parallel zu dieser Arbeit durchgeführte Untersuchungen zu Adsorptionseigenschaften von Aktivkohlen am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Justus-Liebig-Universität Gießen im Jahr 2008 haben allerdings gezeigt, dass zwischen den Aktivkohlen deutliche Unterschiede in Bezug auf Standzeiten und Belastungen bestehen, je nach Hersteller und Ausgangsmaterial. Die dreizehn eingesetzten Versuchspräparate wurden vorab vom Hersteller als für die Aufbereitung von Deponiesickerwasser geeignet bezeichnet. Nach Vorversuchen wurden sechs Aktivkohlen für kontinuierliche Dauerversuche in einem Säulenversuch eingesetzt und auf ihre Filterleistung im Bezug auf CSB und AOX überprüft (s. Kap. 8.3).

Die Standzeiten, im Hinblick auf die Einhaltung des nach Anhang 51 AbwV (2005) geforderten Grenzwertes für AOX und CSB, differieren bei den Aktivkohleprodukten deutlich. Während einige Produkte nach Ende der Versuchslaufzeit immer noch in der Lage waren, die geforderten Ablaufkonzentrationen zu erfüllen, wiesen andere Aktivkohlen bereits nach wenigen Tagen Überschreitungen der Grenzwerte auf (s. Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Wirtschaftliche Betrachtung der Ergebnisse aus dem Laborversuch zur Standzeitenermittlung von Aktivkohlen

	Aktivkohlepräparate					
	AKCC 201	AKCC 401	AKY	AS 1000	Gut 101	S 835
Standzeit (d)	>30	>30	28	7	6	6
Ø Sickerwassermenge/a	28.000	28.000	28.000	28.000	28.000	28.000
Schüttdichte (kg/m³)	470	450	400	510	490	475
Filterleistung (m³ SW/m³ AK)	174,5	167,0	148,5	45,7	37,6	36,5
Aktivkohlemenge (m³/a)	160,5	167,6	188,6	612,7	744,0	767,5
Kosten/m³ AK (€)*	658	720	720	816	784	760
Kosten (€)/m³ SW	3,8	4,3	4,8	17,9	20,8	20,8
Gesamtkosten (€)/Jahr	105.603	120.690	135.776	500.000	583.333	583.333

*AKCC201/401, AKY und AS1000 Herstellerpreise (07.2008), Gut 101 und S835 berechnete Durchschnittspreise
SW: Sickerwasser; AK: Aktivkohle

Aus wirtschaftlicher Sicht bedeuten die Differenzen in den ermittelten Standzeiten und damit in der Eignung der Aktivkohlen zur Aufbereitung von Deponiesickerwasser erhebliche Kostenunterschiede für den jährlichen Aktivkohlebedarf. Aus wirtschaftlicher Sicht zeigten die Differenzen in den Standzeiten und damit in der Eignung der Aktivkohlen zur Aufbereitung des Deponiesickerwassers bei einer durchschnittlich anfallenden Sickerwassermenge von 28.000 m³/a (zu erwartende Durchschnittsmenge der Jahre 2008 – 2050) Kostenunterschiede für den jährlichen Aktivkohlebedarf von 106.000 € bis 583.000 €. Unter Berücksichtigung der Wahl einer geeigneten Aktivkohle liegt somit das Einsparpotenzial, im Vergleich zu einem ungeeigneten Präparat, bei jährlich ca. 477.000 €. Dies bedeutet für den Zeitraum 2008 – 2050 ein Einsparpotenzial durch die Wahl einer geeigneten Aktivkohle von 20,0 Mio. Euro. In Kombination mit dem maximalen Einsparpotenzial durch eine gezielte Schadeinheitenreduzierung von 11,5 Mio. Euro (s. Kap. 4.5) beläuft sich der finanzielle Vorteil durch die Wahl einer geeigneten, dem Belastungspotenzial angepassten Aktivkohle und einer optimalen Sickerwasserführung bis zum Jahr 2050 auf ca. 31,5 Mio. Euro. Es ist daher empfehlenswert, die Effizienz von Aktivkohlen vor einem spezifischen großtechnischen Einsatz speziell für jede Anwendung zu überprüfen.

KRÜMPELBECK UND EHRIG (2001) haben die gleiche Feststellung gemacht und empfehlen den Deponiebetreibern daher, in Abständen von ein bis drei Jahren Laborversuche zur Sorptionseignung der eingesetzten Aktivkohlen durchzuführen. Andere Verfahrenskombinationen, wie die biologische Reinigung mit anschließender chemischer Oxidation oder Nanofiltration, wären ebenfalls als Aufbereitungsverfahren geeignet. Diese bieten zwar hohe Qualitäten bei den Ablaufkonzentrationen, aber sie sind verfahrenstechnisch deutlich aufwändiger und beinhalten höhere Kosten als die Aktivkohlefiltration (LfU, 2005).

Durch die Fokussierung bei der Sickerwasseranalyse auf die primären Schadparameter CSB und AOX ist es möglich, die intermediären Zusammenhänge durch Korrelations- und Regressionsberechnung herauszuarbeiten. Die Möglichkeit, die primären Schadparameter AOX und CSB durch multiple lineare Regressionen anhand von sicher zu bestimmenden Parametern, wie der Abflussmenge und der elektrischen Leitfähigkeit, zu prognostizieren, bietet neben der Wahl einer optimalen

Sickerwasseraufbereitungsart und Dimensionierung auch die Option, die Belastungen innerhalb der Teilströme separat zu betrachten.

Im Fall der Deponie Aßlar erlaubt die Prognostizierbarkeit der Sickerwasserbelastungen eine gezielte Behandlung von Teilströmen. Eine Berechnung der Schadstoffbelastungen, direkt im Sickerwasserstrom, würde es bei diesem Vorgehen ermöglichen, die Konzentrationen der Hauptschadparameter so auszulegen, dass eine zielgeführte Einhaltung der Grenzwerte des Anhangs 51 ABWV möglich ist (s. Abb. 5.1).

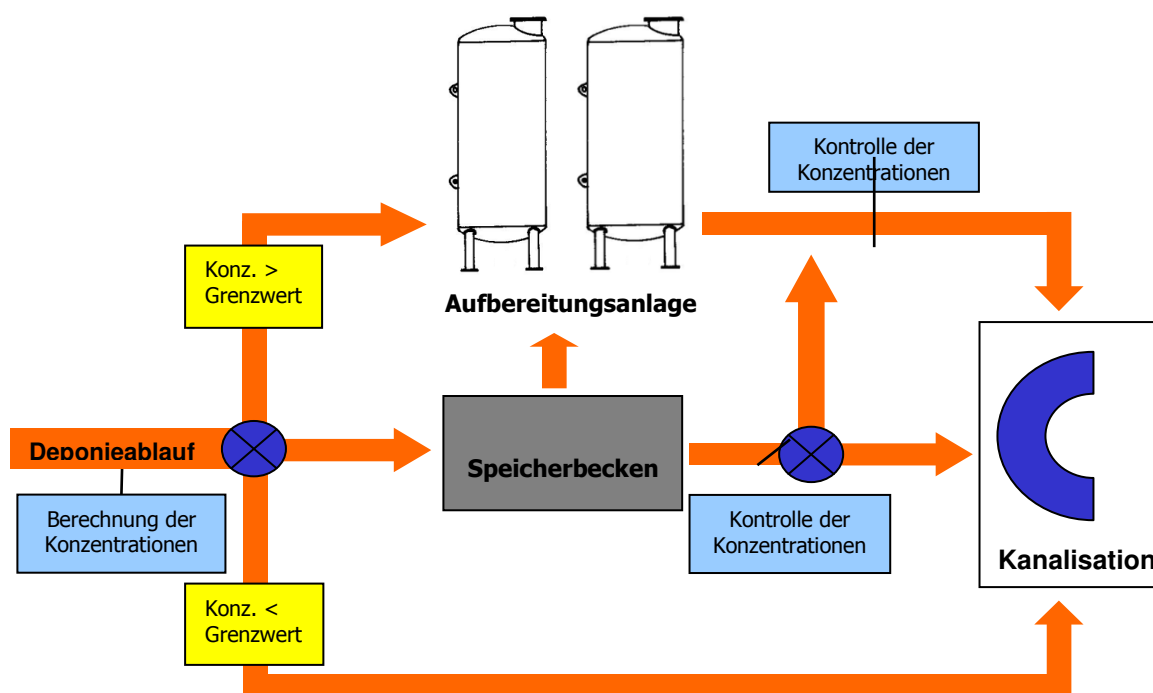


Abb. 5.1: Ablaufschema einer belastungsabhängig gesteuerten Sickerwasseraufbereitungsanlage am Beispiel der Deponie Aßlar

Bei Unterschreitung der Grenzwerte durch geringe Schadstoffkonzentrationen oder einen hohen Verdünnungseffekt infolge großer Abflussmengen könnte eine belastungsabhängige Sickerwasseraufbereitung durch Berechnung der Schadstoffkonzentrationen anhand der Abflussmenge und der Leitfähigkeit erkennen, wann und in welchem Maße eine Aufbereitung nötig oder unnötig ist.

Eine solche belastungsabhängige Steuerung der Sickerwasseraufbereitung würde zu einer optimalen Ausnutzung der Aufbereitungsanlage führen und überflüssige

Belastungen der Aufbereitungsanlage vermeiden, was ebenfalls zu Einsparungen bei Verbrauchsmaterialien wie Aktivkohlen führen könnte.

Die Prognose der Schadstoffbelastungen von Deponiesickerwasser im Zusammenhang mit der Abflussprognose und einer Bewertung im Rahmen des Schadeinheitenmodells ist flexibel erweiterbar und kann an den jeweiligen Deponiestandort angepasst werden. Es ist allerdings jeweils eine vorhergehende standortbezogene Analyse des Sickerwassers nötig, die jedoch durch die Eigenkontrollpflicht bei jeder deutschen Deponie vorzuliegen hat. Ergebnisse aus den Untersuchungen von HAARSTRICK (2004) weisen ebenfalls Zusammenhänge zwischen einzelnen Sickerwasserparametern auf, was die Möglichkeit einer Übertragbarkeit des Prognosemodells auf andere Deponien bestätigt. Eine dementsprechende Anpassung der aufgezeigten Berechnungsverfahren ist allerdings fallspezifisch nötig, was aber mit gängigen statistischen Verfahren problemlos möglich ist.

Zudem kann das Schadeinheitenmodell durch Integration weiterer benötigter Kontrollparameter flexibel an gesetzliche Änderungen oder standortbezogene Auflagen angepasst werden.

In diesem Zusammenhang wird es beispielsweise zukünftig von Interesse sein, die perfluorierten Tenside (PFT) im Deponiesickerwasser zu erfassen, da diese durch erhöhte Konzentrationen, bisher verstärkt in Industrieabwässern, aufgefallen sind. Als Folge dessen wurden bereits in Nordrhein Westfalen einige Deponien auf ihre PFT-Konzentrationen im Sickerwasser untersucht. Bei diesen Untersuchungen fielen, im Vergleich zu PFT-Gehalten in Grund- und Oberflächenwasser (0 bis $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), erhöhte Werte von bis zu $40 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ auf (LHL, 2009). Erste orientierende Untersuchungen am Standort ABlar ergaben ebenfalls erhöhte PFT-Konzentrationen von durchschnittlich $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (LHL, 2009).

Die mangelnde natürliche Abbaubarkeit und die hohe thermische und chemische Stabilität von PFT haben teilweise erhebliche Probleme bei der Abwasseraufbereitung zur Folge. Die aktuell angewandte Technik in deutschen Kläranlagen beruht meist auf dem natürlichen Abbau organischer Stoffe, was im Fall des PFT keine ausreichende Wirkung erzielt (FRICKE & LAHL, 2005).

Internationale Organisationen wie die U.S. EPA (Environmental Protection Agency) oder die OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) haben bereits vermehrt Studien zur Herkunft und Risikoabschätzung von Perfluorierten Tensiden veranlasst (U.S. EPA OPPT, 2000 & 2003; OECD, 2002). Auch in Deutschland wurden bereits Produzenten von PFT's abgefragt und in der Folge hat das BMU eine Bewertung von Altstoffen hinsichtlich der PFT-Belastungen in Auftrag gegeben. Seitens des Bundesumweltministeriums wird die Auffassung vertreten, das Thema PFT im Rahmen eines Gruppenansatzes regulatorisch zu bearbeiten (FRICKE & LAHL, 2005).

Eine Einbeziehung der PFT's in die Schadeinheitenbetrachtung gilt daher zukünftig als sinnvoll, da es zu erwarten ist, dass sie nach den Erkenntnissen in Nordrhein Westfalen in absehbarer Zeit Beachtung in der Abfallgesetzgebung finden werden.

Ein kombiniertes Berechnungs- und Simulationsverfahren ermöglicht neben der Wahl eines optimalen Behandlungsverfahrens auch eine Abschätzung zur Entwicklung zukünftiger Sickerwasserqualitäten und –quantitäten sowie deren Gefährdungspotenziale. Die Kombination der angewandten Verfahren erlaubt es, eine zeitliche und wirtschaftliche Abschätzung der Sickerwassermengenentwicklung und seiner Schadeinheiten abzubilden. Es zeigt auf, welche ökologischen und ökonomischen Möglichkeiten eine individuell konzipierte Sickerwasserbetrachtung und –entwicklung, sowohl aus Sicht der Deponiebetreiber als auch aus umweltrelevanter Sicht, bietet. Gezielte Vorarbeiten und die Erfassung konkreter Zusammenhänge können nicht vorhersehbaren Entwicklungen bei der Nachsorge vorbeugen und stellen so eine fundierte Kalkulationsgrundlage dar.

Die aus den aufgezeigten Verfahren hervorgegangene Erfassung der Sickerwasserbelastungen als Schadeinheiten bietet neben den abfallwirtschaftlichen Betrachtungen auch Vorteile im rechtlichen Vollzug.

Emissionen jeglicher Art werden in der deutschen Gesetzgebung weitestgehend als Konzentrationen ihrer jeweiligen Schadstoffe behandelt und bewertet. Sowohl aus wasserrechtlicher Sicht im WASSERHAUSHALTSGESETZ (WHG, 2002), der ABWASSERVERORDNUNG (ABWV, 2005) oder dem ABWASSERABGABENGESETZ (AbwAG, 2005), als auch im Bodenschutzrecht im Rahmen des BUNDES-

BODENSCHUTZGESETZES (BBODSCHG, 1998) werden Grenzwerte für schädliche Veränderungen anhand von Konzentrationen festgelegt.

Es stellt sich generell die Frage, ob die Bewertung von Emissionen anhand der Konzentration eines Schadstoffes in einem Umweltmedium sinnvoll ist, da die Angabe von Konzentrationen keine Aussage über die insgesamt emittierte Schadstoffmenge pro Zeiteinheit liefert. Eine Bewertung über das Ausmaß der umweltgefährdenden Emissionen und eine Wirkungsabschätzung ist anhand dieser Angaben nicht möglich.

Unter diesen Bedingungen ist es fraglich, ob die Bewertung des Emissionspotenzials einer Deponie anhand von Schadstoffkonzentrationen der richtige Ansatz ist. Geringe Abflussmengen mit hohen Schadstoffbelastungen stellen in der Summe bei der Betrachtung eines Zeitraums von mehreren Jahrzehnten bis Jahrhunderten, wie es die Berechnungen zur Nachsorgephase ergeben haben (BELEVI ET. AL., 1989; KRUSE, 1994; HEYER & STEGMANN, 1997), möglicherweise eine geringere umweltgefährdende Wirkung da, als Deponien mit geringen Schadstoffkonzentrationen aber hohen Abflussmengen.

Es wäre daher auch aus rechtlicher Sicht sinnvoll, die Bewertung der Schadstoffbelastungen durch Schadfrachten zu gewährleisten. Neben einer eindeutigen Mengenerfassung der emittierten Schadstoffe bietet dieser Ansatz zudem die Möglichkeit, das Gefahrenpotenzial verschiedener Deponien oder industrieller Einleiter vergleichen zu können. Auf diese Weise könnte das im Umweltrecht verankerte Verursacherprinzip (KRW-/ABFG, 1994) ökonomisch und ökologisch umgesetzt werden und eine frachtbezogene Sanierungspflicht eingesetzt werden. Einer jeweiligen emittierten Schadfrachteinheit kann ein fester Preis zugeordnet werden, der den entstehenden umweltrelevanten Kosten angepasst ist.

Die in Abschnitt 4.3 eingeführte Unbedenklichkeitsschadfracht könnte für jeden relevanten Schadparameter als Grenzwert definiert werden und als Regulationsinstrument eingreifen.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, lediglich eine Höchstgrenze für die maximal zu emittierenden Schadeinheiten eines Verursachers pro Zeiteinheit festzulegen und einen Preis für jede emittierte Schadeinheit einzuführen. In diesem Fall würde das Verursacherprinzip uneingeschränkt greifen und nicht erst ab einem als tolerabel festgelegten Grenzwert.

Durch das Prinzip der Schadfrachtenregulierung als Bewertungsrahmen für Umweltemissionen ist es möglich, den Verursacher von Schadbelastungen anhand einer Kombination von Qualität und Quantität der Emissionen zur Rechenschaft zu ziehen. Durch den Quotienten bei der Schadeinheitenberechnung aus unbedenklicher Konzentration eines Stoffes und seiner tatsächlich vorliegenden Konzentration wird jeder Schadparameter vorab aufgrund seiner Schadwirkung bewertet und kann dann als Schadeinheitenfracht mengenmäßig eindeutig definiert werden. Für eine eindeutige Identifizierung und Bewertung von Emissionen sollte somit die Betrachtung der Schadfrachteneinheiten im Sickerwasser einer Deponie von Interesse sein und nicht die Schadstoffkonzentrationen.

Die generelle Frage nach dem Umgang mit Deponien nach der Betriebsphase ist jedoch weiterhin unbeantwortet. Ist es überhaupt ökologisch und/oder wirtschaftlich sinnvoll, Deponien abzudecken? Oder sollte das Rohstoffpotenzial einer Deponie in Anbetracht der Verknappung von Rohstoffen wie z.B. Öl, Metall, Edelmetall und Phosphor genutzt werden?

Definitiv ist die Abdichtung einer Deponie nur dann nützlich und sinnvoll, wenn gewährleistet ist, dass sie dauerhaft dicht ist und den Wasserzutritt unterbindet, da biologische Prozesse bei ausreichender Wasserversorgung jederzeit wieder einsetzen und es zu erneutem Schadstoffaustritt und einer dadurch bedingten erheblich längeren Nachsorgephase kommen kann. Man schafft gegebenenfalls ein Umweltproblem, welches generationsübergreifend behandelt werden muss.

Es gilt daher einzelfallbezogen zu prüfen, welche Vor- und Nachteile einzelne Maßnahmen wie Oberflächenabdichtungen, Sickerwasserrezirkulation oder sogar der Rückbau von Deponien auf das Emissionsverhalten, die Standsicherheit und die Wirtschaftlichkeit eines Deponiestandortes haben.

Je nach Deponieaufbau und Belastungspotenzialen der abgelagerten Abfälle kann das aufgezeigte Simulationsverfahren aber zur Entscheidungsfindung beitragen, indem es frühzeitig Tendenzen bei der Schadstoffbelastung des Sickerwassers und dessen Umweltgefährdung aufzeigt.

6 Zusammenfassung

Den Wasserhaushalt von Deponien und das damit verbundene Gefährdungspotenzial abzuschätzen ist, nicht nur aus abfallwirtschaftlicher Sicht, durch Kosteneinsparung anhand einer Sickerwassermengenreduzierung, sinnvoll. Die Ermittlung der umweltgefährdenden Wirkung zeigt diverse Möglichkeiten für einen ökonomischen und ökologischen Umgang mit Sickerwasseremissionen aus einem Deponiekörper auf. Ein Prognosemodell zur Schadentwicklung aus einer Kombination verschiedener Modellierungs-, Berechnungs- und Simulationsverfahren ermöglicht sowohl eine quantitative, als auch qualitative Abschätzung und Bewertung des aktuellen und zukünftigen Gefährdungspotenzials von Deponiesickerwasser.

Durch die umfangreiche Betrachtung der Schadstoffkonzentrationen zeigte sich am Beispiel der Deponie Aßlar in den Jahren 2005 bis 2008, dass lediglich die AOX-, CSB- und Stickstoffkonzentrationen regelmäßig die Grenzwerte nach Anhang 51 ABwV (2005) überschreiten. Die Konzentrationsangaben alleine lassen aber noch keine Wertigkeit bezüglich des Belastungspotenzials und der Umweltgefährdung durch Deponiesickerwasser zu. Hierzu ist zusätzlich eine fundierte Sickerwassermengenerfassung nötig. Das stellte sich als problematisch heraus, da sich im Fall des Untersuchungsstandortes Unregelmäßigkeiten in den vom Deponiebetreiber angegebenen täglichen Sickerwasserabflussmengen, zeigten. Dies erfordert eine alternative Abflussmengenerfassung, welche durch die Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell HELP 3.8 D (BERGER ET AL., 2004) bewerkstelligt wurde.

Die qualitative und quantitative Erfassung des Sickerwassers dient im weiteren Verlauf als Basis für die Abschätzung des Gefährdungspotenzials von Deponiesickerwasser. Die Schadstoffkonzentrationen werden in ein Schadeinheitensystem umgerechnet, was eine gezielte Quantifizierung der primären Schadparameter und Schadstoffquellen ermöglicht. Das so auf den Emissionspfad Sickerwasser angewandte Schadeinheitenmodell (BRANS, 2008) stellt die Schadstoffgruppen AOX und CSB als Hauptschadparameter der

Gesamtbelastungen heraus (ca. 85 % der Schadstoffbelastungen im Gesamtablauf der Deponie). Zudem ergibt sich durch die Anwendung des Modells die Möglichkeit, den Zulauf Z77 als Hauptlieferant für die im Gesamtablauf anfallenden Sickerwasserbelastungen zu identifizieren.

Die aus der Schadeinheitenmodellierung getroffenen Erkenntnisse ermöglichen eine aktuelle Bewertung der umweltgefährdenden Emissionen aus dem Deponiesickerwasser und bieten die Möglichkeit, bei der Planung einer Sickerwasserbehandlungsanlage gezielt zu reagieren. Sie dient so als Entscheidungskriterium für die Wahl einer, dem Belastungspotenzial angemessenen Abwasseraufbereitungstechnik und ermöglicht eine optimale Dimensionierung der Anlage.

Aufgrund dieser Feststellungen lässt sich eine zweistufige Sickerwasseraufbereitung aus biologischer Reinigung und Aktivkohleadsorption als am besten geeignet einstufen. Eigene Untersuchungen im Labormaßstab von verschiedenen Aktivkohlepräparaten zur AOX-Adsorption haben allerdings gezeigt, dass zwischen den Aktivkohlen deutliche Unterschiede in Bezug auf Standzeiten und Belastungen bestehen. Aus wirtschaftlicher Sicht zeigen die Differenzen in den Standzeiten und damit in der Eignung der Aktivkohlen zur Aufbereitung des Deponiesickerwassers für den Zeitraum 2008 – 2050 ein Einsparpotenzial von 20 Mio. Euro durch die Wahl einer optimal geeigneten Aktivkohle. Es ist daher empfehlenswert, die Effizienz von Aktivkohlen vor einem spezifischen großtechnischen Einsatz speziell für jede Anwendung zu überprüfen.

Die Ergebnisse der Schadeinheitenmodellierung führen zu einer Fokussierung auf die primären Schadparameter CSB und AOX und deren intermediäre Zusammenhänge. Durch Korrelations- und Regressionsberechnungen können die primären Schadparameter AOX und CSB durch multiple lineare Regressionen, anhand von sicher zu bestimmenden Parametern, wie Abflussmenge, Niederschlag und elektrischer Leitfähigkeit, prognostiziert werden. Dies bietet, neben der Wahl einer optimalen Sickerwasseraufbereitungsart und Dimensionierung auch die Option, die Belastungen innerhalb der Teilströme separat zu betrachten, was zu erheblichen Einsparungen bei Verbrauchsmaterialien wie Aktivkohlen führen kann.

Das am Beispiel der Deponie ABlar aufgezeigte Prognosemodell zur Schadstoffbelastung von Deponiesickerwasser ist flexibel erweiterbar und kann an den jeweiligen Deponiestandort angepasst werden. Es ermöglicht neben der Wahl eines optimalen Behandlungsverfahrens auch eine Abschätzung zur Entwicklung zukünftiger Sickerwasserqualitäten und –quantitäten und deren Gefährdungspotenziale. Es zeigt auf, welche ökologischen und ökonomischen Möglichkeiten eine individuell konzipierte Sickerwasserbetrachtung und –bewertung, sowohl aus Sicht der Deponiebetreiber als auch aus umweltrelevanter Sicht, bietet. Gezielte Vorarbeiten und die Erfassung konkreter Zusammenhänge können eine fundierte Kalkulationsgrundlage bieten. Dies kann, neben den ökologischen Vorteilen, auch während der Betriebsphase zur Schaffung von ausreichenden finanziellen Rücklagen für die Nachsorgephase beitragen.

Die Sanktionierung von Emissionen in der deutschen Gesetzgebung beruht weitestgehend auf der Betrachtung von Schadstoffkonzentrationen, was aber keine Bewertung über das Ausmaß der umweltgefährdenden Emissionen im jeweiligen Umweltkompartiment und eine Wirkungsabschätzung ermöglicht. Die Bewertung der Schadstoffbelastungen durch die Anwendung des Schadeinheitenmodells in der Gesetzgebung würde, neben einer eindeutigen Mengenerfassung der emittierten Schadstoffe, auch die Möglichkeit bieten, das Gefahrenpotenzial verschiedener Deponien oder industrieller Einleiter vergleichen zu können. Einer jeweiligen emittierten Schadfrachteinheit kann ein fester Preis zugeordnet werden, der den entstehenden umweltrelevanten Kosten angepasst ist. In diesem Fall könnte das Verursacherprinzip (KRW-/ABFG, 1994) uneingeschränkt zum Tragen kommen.

Durch das Prinzip der Schadfrachtenregulierung als Bewertungsrahmen für Umweltemissionen ist es möglich, den Verursacher von Schadbelastungen anhand einer Kombination von Qualität und Quantität der Emissionen zur Rechenschaft zu ziehen.

Die generelle Frage nach dem Umgang mit Deponien nach der Betriebsphase ist jedoch weiterhin unbeantwortet. Je nach Deponieaufbau und Belastungspotenzialen der abgelagerten Abfälle kann das aufgezeigte Prognoseverfahren aber zur Entscheidungsfindung beitragen, indem es frühzeitig Tendenzen bei der Schadstoffbelastung des Sickerwassers und dessen Umweltgefährdung aufzeigt.

7. Summary

To estimate the water balance of landfill and with that the combined environmental risk potential makes sense by reducing the costs through a leachate volume reduction, not only from the point of waste management. The determination of the environmentally hazardous effect shows opportunities for a variety of economic and ecological management of leachate emissions from a landfill body. A forecasting model for the development of environmentally hazardous effects as a combination of different modelling, calculation and simulation procedures allows both a quantitative and qualitative assessment and evaluation of current and future hazard potential of landfill leachate.

The intensive consideration of the pollution concentrations demonstrate, by the example of the landfill Aßlar in the years 2005 to 2008, that the limits prescribed in Annex 51 AbwV (2005) only exceed the AOX, COD and nitrogen concentrations regularly. The concentration data itself, however, does not suggest any significance with regard to the potential exposure and risks to the environment through landfill leachate. This also needs a solid amount of leachate collection. That exposes to be problematic, as in the case of the investigation area showed, irregularities in the daily on-site landfill operators indicated leachate discharge volumes. This requires an alternative runoff volume capture, which was effected by the simulation of the water supply by the model HELP 3.8 D (BERGER ET AL., 2004).

The qualitative and quantitative analysis of the leachate was former used as the basis for estimating the hazard potential of landfill leachate. The pollution concentrations were converted to rate in a toxic equivalent model (Schadeinheitenmodell), which allowed a focused quantification of the primary parameters and harmful sources of pollutions. The results of the toxic equivalent model (BRANS, 2008) led to a focus on the primary parameters COD and AOX as the main parameters of the total harmful impacts (about 85 % of emissions in the overall sequence of the landfill). In addition, the results from the model application offer the discharge Z77 as the main supplier for the pollutions in the overall discharge of the landfill body.

The consolidated findings taken out by the modelling toxic equivalents offer a current assessment of environmentally hazardous emissions from the landfill leachate and provide the opportunity to respond specifically to the planning of a leachate treatment plant. It thus serves as a decision criterion for choosing a reasonable potential for exposure the waste water treatment technology and allows an optimal dimensioning of the plant.

In case of these results a two-phase water treatment plant including a biological purification and activated carbon adsorption can be classified as the most suitable. Studies of my own, on a laboratory scale for the adsorption of AOX by different activated carbon products, however, have shown that there are significant differences between the activated carbons in terms of durability and filter capacity. From an economic point of view the differences in the durability and thus in the suitability of activated carbon for treatment of landfill leachate for the period 2008 – 2050 will lead to a potential saving of 20 million euro by the choice of an optimal suitable activated carbon. Therefore it is advisable to check the efficiency of activated carbon before each specific large-scale application.

The results of the toxic equivalent model led to a focus on the primary parameters COD and AOX and their intermediary relationships. It was possible to predict the main burden through the calculation of correlations and regressions between some base parameters such as discharge, precipitation and electrical conductivity and the main parameters COD and AOX. This offers, in addition to the choice of an optimal wastewater treatment and sizing of the plant, the option to consider separately the different discharges, which can lead to significant savings in consumables, such as activated carbon.

The forecasting model to identify pollutants from landfill leachate by the example of the landfill ABlar is flexible extensible, and can be adapted to the different landfill sites. It doesn't only allow the choice of an optimal treatment process including an assessment for the development of future leachate quality and quantity and its potential hazards. It also offers the environmental and economic opportunities by an individually-designed discharge examination and assessment, from the perspective of landfill operators as well as from environmental perspectives. Selective preparation and the recording of specific contexts can provide an established

calculation. This may, in addition to environmental advantages, even during the operational phase, contribute to the creation of adequate financial reserves for the maintenance phase.

The sanction of emissions in the German legislation is normally based on the concentration of pollutants, but that doesn't allow any assessment of the extent of environmentally harmful emissions in each environmental compartment and its impact. The assessment of emissions by using the toxic equivalent model in the legislation would not just offer a clear recording of the quantity of emitted pollutants. It would also include the ability to compare the risk potential of various landfills or industrial dischargers. Through the principle of evaluation of the regulation of pollutant emissions by toxic equivalents, it would be possible to identify and exactly quantify the origin of pollutions and assign a fixed price that is adapted to the emerging environmental costs. So the costs-by-cause principle (KRW-/ABFG, 1994) can be used unrestricted.

The general question of how to handle municipal landfills after the operational phase, however, isn't answered yet. Depending on the landfill construction and potential impact of waste disposal, the demonstrated prediction method can be used for making decisions concerning the handling of landfill leachate and through an early providing of development it can show trends in pollution and its environmental hazards.

8 Quellen

Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) (2001): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen, vom 20. Februar 2001, zuletzt geändert am 13.12.2006

Abfallgesetz (1972): Abfallbeseitigungsgesetz (1. AbfG)

Abfallgesetz (1986): Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (2. AbfG)

Abwasserabgabengesetz (AbwAG) (2005): Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer; Neufassung des BMU vom 18.01.2005

Abwasserverordnung (AbwV) (2005): Verordnung über das Einleiten von Abwasser in Gewässer; Neufassung des BMU vom 17. Juni 2004; Inkrafttreten am 01.01.2005

AEWLD (2005): Eigenkontrollbericht der Abfallentsorgungsanlage Aßlar, Berichtsjahr 2004, Abfall- und Energiewirtschaft Lahn-Dill – Eigenbetrieb des Lahn-Dill-Kreises

AEWLD (2008): Eigenkontrollbericht der Abfallentsorgungsanlage Aßlar, Berichtsjahr 2007, Abfall- und Energiewirtschaft Lahn-Dill – Eigenbetrieb des Lahn-Dill-Kreises

AEWLD (2007): Umwelterklärung 2007; URL: Abfall- und Energiewirtschaft Lahn-Dill – Eigenbetrieb des Lahn-Dill-Kreises

ATV (1993): Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26 "Abwässer aus Abfalldeponien" im ATV-Fachausschuss 7.2 "Industrieabwasser mit organischen Inhaltsstoffen, Deponiesickerwasser-Behandlung", Korrespondenz Abwasser, Heft 3/93.

ATV-DVWK: Hinweise zur Einführung des Überwachungsparameters TOC – Vergleich der Parameter CSB – TOC – BSB₅ im kommunalen Abwasser; ATV-DVWK, 2003

AWLD (2009): Eigenkontrollbericht der Abfallentsorgungsanlage Aßlar, Berichtsjahr 2008, Abfallwirtschaft Lahn-Dill – Eigenbetrieb des Lahn-Dill-Kreises

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (LfU) (1995): Merkblatt Nr. 3.6-4 "Ableitung und Speicherung von Deponiesickerwasser; Möglichkeiten, Bemessungsansätze, Technische Anforderungen" vom 22.06.1995.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (LfU) (2005): Merkblatt Nr. 4.5/2-51; Hinweise zu Anhang 51 (Oberirdische Ablagerung von Abfällen) zur Abwasserverordnung; München, Stand 01.01.2005

- Belevi, H.; Baccini, P. (1989):** Long-term behaviour of municipal solid waste landfills, *Waste Management and Research*, 7, 43–56, 1989
- Berger, :** Handbuch zum Modell HELP 3.8 D; Hamburg, 1998
- Bilitewski, B.; Härdtle, P.; Marek, K. (1994):** Abfallwirtschaft, 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin 1994
- BMU- / LAGA (2003):** Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 49
Abwasserverordnung: Mineralöhlhaltiges Abwasser; Stand: 06/2003
- BMU- / LAGA (2003):** Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 51
Abwasserverordnung: Oberirdische Ablagerungen von Abfällen; Stand: 03/2002
- BMU-/ LAGA (2002):** Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 51
Abwasserverordnung: Oberirdische Ablagerung von Abfällen, 2002
- Braun, G.; Furtmann, K.; Stock, H.D.:** Vergleich von TOC/CSB, TN/N anorg, P icp/P photo zur Einführung neuerer Parameter in die Einleiterüberwachung; Landesumweltamt NRW, Essen 1999
- Brown, V.M. (1968):** The calculation of the acute toxicity of mixtures of poisons to rainbow trout, *Water Research* 2, 723 – 733
- Bundes-Bodenschutzgesetz (BodSchG) (1998):** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten; 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), geändert durch Art. 3 G vom 09.12.2004
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) (1999):** Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554); geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758)
- Bundesgesetzblatt:** Verordnung über das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlagen des Abwasserabgabengesetzes; Bundesgesetzblatt, Bonn 1997
- Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (1996):** Untersuchungen zur Deponiesickerwasserbehandlung mittels Hochdruck-Umkehrosiose und Konzentratfällung/Trocknung im Labor- und technischem Maßstab; Durchgeführt am Institut für Verfahrenstechnik der RWTH Aachen, 1994-1996
- Campbell, D. (1982):** Wasserhaushalt in geordneten Deponien, Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 33, Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien, Braunschweig, 1982

- CDM (2007):** Depo+Verfahren – Klima- und Umweltschutz durch optimierte Nutzung erneuerbarer Energien und Verbesserung des Langzeitverhaltens von Altlasten und Deponien, CDM-Ingenieure 2007
- Chang, L. (1993):** "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen zur Behandlung von Sickerwasser aus Hausmülldeponien, Korrespondenz Abwasser, Heft 3/1993.
- Christensen, T.H.; Kjeldsen, P:** Basic Biochemical Processes in Landfills, In: Christensen, T.H.; Cossu, R.; Stegmann, R., Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact; Academic Press London, 1989
- DACH, J. (1999):** Emissionen aus Deponien nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung, Entsorgungspraxis, 6/1999
- Deponieverordnung (2002):** Verordnung über Deponien und Langzeitlager. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bonn 2002
- Deponieverordnung (2009):** Verordnung über Deponien und Langzeitlager; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn 19. Juli 2009
- Deponieverwertungsverordnung (2005):** Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage.
- DIN EN 1485:** Bestimmung adsorbierbarer organisch gebundener Halogene (AOX); Deutsche Fassung EN 1485, 1996
- DIN 38409:** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen, 1980
- Dockhorn, T (2008):** CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens; Schriftenreihe TU Braunschweig, Heft 64, Mai 2008
- Drees, K. D. (2000):** Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien; Dissertation an der RWTH Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen, 2000
- DWD:** Stationsdaten der DWD-Station Giessen (Wettenberg), 1950 – 2008
- DWD:** Stationsdaten der DWD-Station Asslar (Klein Altenstädten), 1981 – 2008
- DWD:** Stationsdaten der DWD-Station Hohenahr-Erda, 1961 – 2008
- Egloffstein, T.; Burkhardt, G. (2004):** Sicherung / Sanierung von Altdeponien – Gefahrenabwehr – contra Vorsorgeprinzip? Unterschiedliche Ansätze und Vorgehensweisen bei der Altlasten- und Deponiesanierung. In: T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Erich Schmidt Verlag, Berlin

- EG-Richtlinie 2008/98/EG (2008):** Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Abfallrahmenrichtlinie). Überarbeitete Fassung der AbfRRL von 1975
- EG-Richtlinie 2002/95/EG (2006):** Zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten
- EG-Richtlinie 2000/53/EG (2007):** Altfahrzeuge; regelt die stoffliche Verwertung von Kraftfahrzeugen durch Recycling innerhalb der Europäischen Union (EU)
- EG-Richtlinie 1999/31/EG (1999):** Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft über Deponien, Anhang 1. Allgemeine Anforderungen für alle Deponieklassen
- EHRIG H.J (2000):** Halogenorganische Verbindungen in Sickerwässern aus Abfalldeponien. In: Halogenorganische Verbindungen. ATV- DVWK-Schriftreihe, Band 18. Hennef: GFA, 2000
- Engels, B.; Schmuck, C.; Schirmeister, T.; Fink, R. (2008):** Chemie für Mediziner; Pearson Studium, München 2008; ISBN 978-3-8273-7286-4
- Eisenlauer, J. (1996):** AOX-Bilanzierung und -Minimierung im Betrieb. In: AOX-Minderung in Industrieabwässern: Konzepte und ökologische Bewertung. Frankfurt am Main. DECHEMA, Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatuswesen, Chemische Technik und Biotechnologie, 1996
- EU-Deponierichtlinie (1999):** Richtlinie 1999/31/EG des Rates der Europäischen Union vom 26. April 1999 über Abfalldeponien.
- Eurofins (2008):** Prüfbericht zur Sickerwasseruntersuchung des Deponiezweckverbandes Eiterköpfe, Koblenz (18.12.08)
- Fa. Chemviron Carbon (2005):** Laboratory evaluation of activated carbon for liquid phase applications, Pittsburgh USA, 2005
- Fa. Haberkorn und Braun:** Handbuch AOX MT – 20; Fa. Haberkorn und Braun GmbH; München,
- Fa. HOCHTIEF (1992):** HOCHTIEF Aktiengesellschaft; Anschlussplan der Rohrleitungen, Schacht 34, Deponie Aßlar; Frankfurt am Main, 1992
- Fokuhl, I. (1999):** Halogenorganische Verbindungen in Umweltkompartimenten: Untersuchungen über Zusammensetzung, Herkunft und Verbleib des AOX in Umweltwasserproben; Dissertation an der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 1999
- Fricke, M.; Lahl, U. (2005):** Risikobewertung von Perfluorotensiden als Beitrag zur aktuellen Diskussion zum REACH-Dossier der EU-Kommission;

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn
2005

Gilles P. Dufrenot, Surendra Kumar Mishra, V.P. Singh (2003) : Soil Conservation Service Curve Number (Scs-Cn) Methodology. Water Science and Technology Library, Band 42, 2003

Gribble, G.W. (1996): Naturally Occuring Organohalogen Compounds – A comprehensive Survey. In: Herz, W.; Kirby, G.W.; Moore, R.E.; Steglich, W.; Tamm, C.: Progress in the Chemistry of organic natural Products; Springer-Verlag, Wien, New York 1996

Grundwasserverordnung (1997): Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe; 18. März 1997

Guderian, R.; Gunkel, G. (2000): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, 3 Bde. in 6 Tl.-Bdn., Bd.3A : Aquatische Systeme: Grundlagen, Physikalische Belastungsfaktoren, Anorganische Stoffeinträge; 173 - 183

GWS (2006): Arbeitskreis Grundwasserschutz e.V.; Online Veröffentlichung: Gute Gründe für Dichtungsbahnen aus PEHD in Deponieabdichtungen und zur Sicherung von Altlasten, 24.11.2006;
<http://www.akgws.de/veroeffentlichungen/gutegruende/00allegutengruende.html#langzeitwirksamkeit>

Haarstrick, A.; Hempel, D.C. (2003): Analyse der biologischen und chemischen Reaktionsprozessen in Deponien, In: Arbeitsbericht 2001-2003, Sonderforschungsbereich 477, Sicherstellung der Nutzungsfähigkeit von Bauwerken mit Hilfe innovativer Bauwerksüberwachung; TU Braunschweig, 2003

Hahn, M.; Furchert, S.; Fuchs, H. (2000): Störeinflüsse bei der Bestimmung des AOX- Gehaltes. In: Halogenorganische Verbindungen. ATV- DVWK- Schriftreihe, Band 18. Hennef: GFA, 2000

Hartmann, L. (1992): Biologische Abwasserreinigung, 3. Auflage; Springer-Verlag, Berlin 1992

Hawley, E.L.; Deep, R.A.; Kavanaugh, M.C.; Jacobs, J.A. (2005): Treatment Technologies for Chromium (VI); Chromium Handbook (Hrsg.: Guertin, J., Jacobs, J.A., Avakian, C.P.) CRS Press, Boca Raton

Hesse, A.: Auswertung des Niederschlag-Abflussverhaltens einer Deponie; Diplomarbeit Universität Kassel, Geohydrologie, 1996

- Heyer, K.-U.; Stegmann, R. (1997):** Langfristiges Gefährdungspotenzial und Deponieverhalten von Ablagerungen; Bericht zum Teilvorhaben TV4 im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“, 1997
- HLUG (2007):** Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Umweltatlas Hessen, 2007; Stand 25.11.2008
http://atlas.umwelt.hessen.de/servlet/Frame/atlas/abfall/anlage/anlage_txt.htm
- Hoekstra, E.J.; de Leer, E.W.B. (1995) :** Organohalogenen : The natural alternative ; Chemistry in Britain 1995, 127 – 131
- Huber, W. ; Schatz, S. (2002):** Sickerwasser in der Nachsorgephase; Eine Studie der AU Consult GmbH Augsburg, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Bayern, 2002
- Hutziger, O.; Veerkamp, W. (1981):** Xenobiotic Chemicals with pollution potential; In: Leisinger, T.; Hütter, R.; Cook, A.M.; Nuesch, J.: Microbial degradation of xenobiotics and recalcitrant compounds, 3-45; Academic Press, London 1981
- Institut für Umwelthygiene der Phillips-Universität Marburg (2008):** Summenparameter für die organische Belastung des Wassers (Stand 10.09.2008)
<http://www.med.uni-marburg.de/stpg/ukm/lt/umwelthyg/kapb31.htm>
- IPCC (1995):** Climate change 1995 – The Science of Climate Change. Contribution of Working Group to the second assessment report of the intergovernmental panel of climate change (IPCC), University of Cambridge Press
- Katz, S.A.; Salem, H. (1994):** The Biological and Environmental Chemistry of Chromium; VCH, New York
- Kindsmüller, W; Drexler, K. (2002):** Unterschiedliche Herangehensweisen der Fachbehörden bei Altdeponierungen und Deponien – Kostengünstige und qualitative Abdeckung von Deponien; Beitrag zur BayFORREST- Tagung, 24.10.2001
- Klärschlammverordnung (AbfKlärV) (1992):** Abfall-Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912); zuletzt geändert durch Artikel 4 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298).
- König, R.:** Anwendungsbericht Ch. No. 56. AOX - Ein Parameter stellt sich vor; Fa. Dr. Lange GmbH & Co. Kg
- Koß, K.D.; Trapp, M. (2003):** Entwicklung und Tendenzen der Sickerwasserbehandlung in NRW; Tagungsband der Reihe Forum Siedlungswirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, H. 19, Shaker Verlag 2003, ISBN3-8322-22-1201-9

- Koster, I. W. (1988):** Microbial, Chemical and Technological Aspects of the Anaerobic Degradation of Organic Pollutants, Biotreatmentsystems, Vol. 1, pp. 285 ff, 1988
- Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (Krw-/AbfG) (1994):** Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen, vom 27. September 1994; zuletzt geändert am 19.07.2007
- Kreysa, G.; Wiesner, J. (1996):** AOX- Minderung in Industrieabwässern: Konzepte und ökologische Bewertung. Frankfurt am Main. DECHEMA, Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatuswesen, Chemische Technik und Biotechnologie, 1996
- Krieter, H.A. (2009):** Persönliche Information zu Sickerwasserbehandlungskosten der Deponie „Kirschenplantage“; Landkreis Kassel, 2009
- Krümpelbeck, I. (1999):** Untersuchung zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien; Dissertation Bergische Universität Wuppertal, Fachbereich Bauingenieurwesen, 1999
- Krümpelbeck, I.; Ehrig, H.J. (1999):** Prognose des Langzeitverhaltens von Altdeponien und Fragestellung der Nachsorge, in G. Rettenberger, B. Bilitewski, R. Stegmann (Hrsg.), Nachsorge von Deponien – Maßnahmen, Dauer, Kosten, Verlag abfall aktuell, 1999
- Krümpelbeck, I.; Ehrig, H.J. (2001):** Sickerwasser – Menge, Zusammensetzung und Behandlung; In: Müllhandbuch, Artikelnr. 4587, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Ausgabe 3/2001
- Kruse, K. (1994):** Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 54, 1994
- Kruse, K.; Kayser, R. (1993):** Sickerwasserqualität niedersächsischer Hausmülldeponien, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TUBraunschweig, 1993
- Kucklick, M.; Harborth, P.; Hanert, H. H. (1996):** Aussagekraft von Sickerwasseranalysen zur Beurteilung der biologischen Stabilität von Deponien, in "Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien", Heft 11, S.157-183, 1996
- Kylefors, K.; Lagerkvist, A. (1997):** Changes of leachate quality with degradation phases and time, Sixth International Landfill Symposium Sardinia 97, Proceedings Vol. II, S. 133-149, 1997

- LAGA-Arbeitsgruppe (2000):** Bericht zur Stilllegung und Nachsorge von Deponien, Dresden 2000 (Stand 06.07.2009)
http://www.lfu.bayern.de/abfall/fachinformationen/gefaehrliche_nichtgefaehrliche_abfaelle/nachsorge/doc/stilllegung
- Landesbetrieb Hessisches Labor (LHL) (2009):** Bericht zu Perfluorierten Tensiden (PFT) in Deponiesickerwasser der Deponie Asslar, Wiesbaden, Juli 2009
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004):** Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, (Stand 25.05.2009)
www.LAWA.de
- Leikam et al. (1996):** Stellenwert der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, Abfallwirtschaftsjournal, S. 39–44, 9/1996
- Mathes, H. & Söhne (2008):** Bergtechnisches Vermessungsbüro Mathes und Söhne; Lageplanausschnitt Deponie Aßlar 01/2008, Maßstab 1:1000
- Melchior, S. (1999):** Die Oberflächenabdichtung von Altdeponien – Regelsysteme - Alternativen - Empfehlungen, in: Nachsorge von Deponien, Hrsg.: Rettenberger, Bilitewski, Stegmann, abfall aktuell, S. 107-132, 1999
- Nirmalakhandan, N; Xu, S.; Trevizo, C. ; Brennan, R. ; Peace, J. (1996) :** Additivity in microbial toxicity of nonuniform mixtures of organic chemicals, ecotoxicology and environmental safety 37, 97 – 102.
- Nispel, J. (2009):** Einflussgrößen auf die Bestimmung der AOX- und CSB-Konzentrationen im Ablauf von Deponien, Eckelshausen 2009, unveröffentlicht
- Oberdörster, J.;Schmidt K.D.:** TOC-Analytik im Abwasser; Wann wird der TOC den CSB ersetzen; Informationsbericht, Fa. Lange, 2002
- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) (2002):** Hazard Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and its Salts, November 2002 ENV/JM/RD/(2002)17/FINAL
- Palm, A., Smitt-Tegge, J. D. und Sondermann, W.-D. (Hrsg.) (2003):** Leitfaden zur Deponiestilllegung. VKS Verband Kommunale Abfallwirtschaft und Stadtreinigung e.V. Köln; ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef, Köln.
- Papp, J.F. (2005):** Chromium. U.S. Geological Survey Minerals Yearbook – 2004.
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/chromium/chrommyb03.pdf>
- Papp, J.F. (1994):** Chromium Life Cycle Study; Bureau of Mines, IC 9411
- Papp, J.F. (2000):** Chromium. U.S. Geological Survey, ICDA

- Pfeiffer (2008):** Persönliche Mitteilung Pfeiffer, W; Abfallwirtschaft Lahn-Dill, Wetzlar, 28.02.2008
- Radde, C.-A. (2001):** Neue rechtliche Regelungen für Deponien und die Ablagerung von Abfällen auf Deponien - Neuerungen durch das Artikelgesetz, die Abfallablagerungsverordnung und die Deponieverordnung. In: T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-17.
- Radde, C.-A: (2006):** 1. Juni 2006 - Ein Jahr Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung/TA-Siedlungsabfall. Eine Bestandsaufnahme aus Bundessicht. Müll und Abfall 38(6), S. 284 - 289 (2006), ISSN 0027-2957
- Ramke, H.-G. (1991):** Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle – Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte, Berechnungsverfahren, Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau, TU Braunschweig, Heft 114, 1991
- RHEIN- MAIN- DEPONIE GmbH (2008):** Sanierung und Sicherung der Deponie Flörsheim-Wicker; Stand 10.09.2008
[http:// www.rhein-main-deponie.de/fileadmin/pdf.deponiesicherung_wicker.pdf](http://www.rhein-main-deponie.de/fileadmin/pdf.deponiesicherung_wicker.pdf)
- Rolland, C. (2001):** Positionspapier zur Vererdung von Abfällen aus abfallwirtschaftlicher Sicht; Umweltbundesamt Österreich, Bericht BE 187; Wien, September 2001
- Roth & Partner (2004):** Ingenieurbüro Roth und Partner; Übersichtsplan – Oberflächenwasser, Schmutzwasser, Sickerwasser, 2004
- Rump, H.H.:** Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden; Dritte, völlig überarbeitete Auflage, Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, 1998
- Schmitt, M; Hempel, D. C. (1993):** Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit durch Vorbehandlung mit Ozon, Korrespondenz Abwasser, 9/93, S. 1469–1475
- Schulze-Rettmer, R. (2000):** Zur Einführung in die Thematik der halogenorganischen Verbindungen. In: Halogenorganische Verbindungen. ATV- DVWK- Schriftreihe, Band 18. Hennef: GFA, 2000
- Schwörbel, J. (1999):** Einführung in die Limnologie; 8., vollst. Überarbeitetet Auflage. – Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm; Gustav Fischer Verlag, 1999
- Semel, J.; Müller, W.; Schick, W. (1996):** Möglichkeiten und Grenzen der AOX-Minderung bei der Abwasserreinigung In: AOX- Minderung in Industrieabwässern: Konzepte und ökologische Bewertung. Frankfurt am

Main. DECHEMA, Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatuswesen, Chemische Technik und Biotechnologie, 1996

- Simunek, J.; Sejna, M.; van Genuchten, M. Th. (1999):** The HYDRUS 2D software package for simulating two dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC TPS 53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 1999
- Spillmann, P. (1988):** Wasserhaushalt von Deponien, Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien, Fachseminar, Veröffentlichungen des Zentrum für Abfallforschung, Heft 3, TU Braunschweig, 1988
- Spillmann, P.; Collins, H.-J. (1986):** Physikalische Untersuchungen zum Wasser- und Feststoffhaushalt, in: Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkung auf Gewässer, Hrsg.: Spillmann, VCH-Verlagsgesellschaft, 1986
- Sprague, J.B. (1970):** Measurement of pollutant toxicity to fish; Water Research 4, 3 – 32
- Statistisches Bundesamt Wiesbaden (2008):** Pressemitteilung Nr.032, Wiesbaden, am 24.01.2008
- Stefan, C.; Werner, P; Bilitewski, B. (2008):** Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 59 Von Nano-Tech bis mega Site, Dresden 2008
- Stegmann, R.; Heyer, K.-U.; Hupe, K. (2007):** Ergebnisse des UFOPLAN-Forschungsvorhabens zur Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge; Workshop „Integrierte Deponieverordnung“ Bundesumweltministerium Bonn, Mai 2007
- Stief, K. (2009):** Deponie-Stief online; Deponiestatistik Siedlungsabfalldeponien in Deutschland; (Stand 07.07.2009)
<http://www.deponie-stief.de/deponie/statistik>
- TA-Abfall (1991):** Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (Zweite Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz) vom 12. März 1991
- TA-Siedlungsabfall (TASi) (1993):** Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz) vom 14. Mai 1993
- UMK, Umweltministerkonferenz (Nr.20/2004)**

- Umweltbundesamt (2006):** Daten zur Umwelt; Biologische Vielfalt, Naturhaushalt und Landschaft; Belastung der Umweltmedien und Lebensräume durch Stoffe (Gewässer); Dessau, 2006 (Stand Dezember 2008)
<http://www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public>
- Umweltbundesamt Österreich:** Chrom VI in der Umwelt; Schwermetall Chrom: in der Wertigkeit liegt die Gefahr; (Stand 28.04.09)
<http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/umweltanalytik/schadstoff/chromat/>
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2000):** Revised draft hazard assessment of perfluorooctanoic acid and its salts; U.S. EPA Public Docket AR226-1136
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2003):** Preliminary Risk Assessment of the Development Toxicity Associated with Exposure to perfluorooctanoic Acid and its Salts
- VDI –Verein Deutscher Ingenieure (2004):** VDI 3499- Messen von PCDD und PSDF, Beuth Verlag GmbH, Berlin
- VDMA (1994):** Verband deutscher Maschinen- und Anlagenbau, VDMA-Einheitsblatt 24439: „Anlagen zur Reinigung von Deponiesickerwasser; Oktober 1994
- Wagner, K. (2002):** Die Deponieverordnung. In: T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-12.
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG) (2002):** Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts; zuletzt geändert am 25.06.2005; In Umweltrecht. 17. Auflage. München. Deutscher Taschenbuchverlag. 2005
- Weber, B. (1990):** Minimierung von Emissionen der Deponie, in: "Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover", Heft 74, 1990
- Wever, R. (1991):** Formation of halogenated gases by natural sources. In: Rogers, J.E.; Whitman, W.B.: Microbial production and consumption of greenhouse gases; Am. Chem. Soc. Microbiolgy 1991, 277 – 296
- Wever, R.; Tromp, M.G.M.; Krenn, B.E.; Marjani, A; van Tol, M. (1991):** Brominating activity of seaweed *Ascophyllum nodosum*: impact of the biosphere. Environ. Sci. Technol. 25 (1991), 446 – 449
- Wildhaber, M.L., Schmitt, C.J. (1995):** Estimating aquatic toxicity as determined through laboratory tests of great lakes sediments containing complex mixtures of environmental contaminants; Environmental monitoring, an Assessment, No. 41, 255 – 289

Wintgens, T.; Lyko, S.; Spalding, G.; Melin T. (2006): Behaviour of Bulk and trace Organics in a full scale Membrane Bioreactor for Landfill Leachate Treatment; RWTH Aachen 2006

9. Anhang

9.1 Ergebnisse der Schadeinheitenmodellierung

Das Schadeinheitenmodell (BRANS, 2008) wurde zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des Sickerwassers der Deponie Ablar auf die einzelnen Schächte und Zuläufe angewandt. Als Datengrundlage für die benötigten Konzentrationen und Abflussmengen dienten die Ergebnisse der Feldmessungen aus den Jahren 2007 und 2008 (n= 71 Messtage).

A) Schadeinheitenberechnung im Schacht 33

Tab.: 8.1: Ergebnisse der Schadeinheitenberechnung im Schacht 33 der Deponie Ablar anhand von 71 Messtage aus den Jahren 2007/2008

Stoff/ Stoffgruppe	Referenzwerte nach Anhang 51, AbwV (mg*L ⁻¹)	C (mg*L ⁻¹)	CSE (SE/m ³)	FSE/d	Anteil an der Gesamtbelastung (%)
CSB	200	1468,64	7,34	1106,5	72,0
AOX	0,5	0,85	1,70	256,0	16,7
P	3	0,40	0,13	20,3	1,3
Nitrit-N	2	0,30	0,15	22,3	1,5
Hg	0,05	0,00	0,02	2,4	0,2
Cd	0,1	0,00	0,00	0,3	0,0
Cr	0,5	0,19	0,37	56,5	3,7
Ni	1	0,23	0,23	35,1	2,3
Pb	0,5	0,01	0,02	2,4	0,2
Cu	0,5	0,03	0,06	8,6	0,6
Zn	2	0,08	0,04	5,8	0,4
As	0,1	0,01	0,13	19,9	1,3
Summe FSE	FSE/d			1536	100
Abfluss	150,7 m³/d				

C: Konzentration des Stoffes; CSE: Schadeinheitenkonzentration; FSE: Schadeinheitenfracht

B) Schadeinheitenberechnung im Zulauf Z77

Tab.: 8.2: Ergebnisse der Schadeinheitenberechnung im Zulauf Z77 der Deponie Ablar anhand von 71 Messtage aus den Jahren 2007/2008

Stoff/ Stoffgruppe	Referenzwerte nach Anhang 51, AbwV (mg*L ⁻¹)	C (mg*L ⁻¹)	CSE	FSE/d	Anteil an der Gesamtbelastung (%)
CSB	200	1988,44	9,94	1302,4	71,8
AOX	0,5	1,088	2,18	285,1	15,7
P	3	0,294	0,10	12,9	0,7
Nitrit-N	2	0,806	0,40	52,8	2,9
Hg	0,05	0,002	0,04	5,6	0,3
Cd	0,1	0,001	0,01	0,9	0,1
Cr	0,5	0,273	0,55	71,5	3,9
Ni	1	0,316	0,32	41,4	2,3
Pb	0,5	0,001	0,00	0,1	0,0
Cu	0,5	0,035	0,07	9,1	0,5
Zn	2	0,100	0,05	6,5	0,4
As	0,1	0,019	0,19	24,5	1,4
Summe FSE	FSE/d			1813	100
Abfluss	131,0 m³/d				

C: Konzentration des Stoffes; CSE: Schadeinheitenkonzentration; FSE: Schadeinheitenfracht

C) Schadeinheitenberechnung im Zulauf Z40

Tab.: 8.3: Ergebnisse der Schadeinheitenberechnung im Zulauf Z40 der Deponie Ablar anhand von 71 Messtage aus den Jahren 2007/2008

Stoff/ Stoffgruppe	Referenzwerte nach Anhang 51, AbwV (mg*L ⁻¹)	C (mg*L ⁻¹)	CSE	FSE/d	Anteil an der Gesamtbelastung (%)
CSB	200	1579,72	7,899	37,90	63,87
AOX	0,5	1,759	3,518	16,88	28,45
P	3	0,667	0,222	1,07	1,80
Nitrit-N	2	0,015	0,008	0,04	0,06
Hg	0,05	0,001	0,023	0,11	0,18
Cd	0,1	0,000	0,002	0,01	0,02
Cr	0,5	0,122	0,244	1,17	1,98
Ni	1	0,316	0,316	1,52	2,56
Pb	0,5	0,001	0,001	0,01	0,01
Cu	0,5	0,004	0,008	0,04	0,06
Zn	2	0,019	0,010	0,05	0,08
As	0,1	0,012	0,115	0,55	0,93
Summe FSE	FSE/d			59	100
Abfluss	4,8 m³/d				

C: Konzentration des Stoffes; CSE: Schadeinheitenkonzentration; FSE: Schadeinheitenfracht

D) Schadeinheitenberechnung im Zulauf Süd

Tab.: 8.4: Ergebnisse der Schadeinheitenberechnung im Zulauf Süd der Deponie Aßlar anhand von 71 Messtage aus den Jahren 2007/2008

Stoff/ Stoffgruppe	Referenzwerte nach Anhang 51, AbwV (mg*L ⁻¹)	C (mg*L ⁻¹)	CSE	FSE/d	Anteil an der Gesamtbelastung (%)
CSB	200	595,09	2,98	32,12	42,33
AOX	0,5	1,143	2,29	24,67	32,51
P	3	0,823	0,27	2,96	3,90
Nitrit-N	2	2,146	1,07	11,59	15,27
Hg	0,05	0,001	0,02	0,27	0,35
Cd	0,1	0,000	0,04	0,39	0,52
Cr	0,5	0,049	0,10	1,06	1,39
Ni	1	0,117	0,12	1,27	1,67
Pb	0,5	0,004	0,01	0,08	0,10
Cu	0,5	0,032	0,06	0,69	0,91
Zn	2	0,037	0,02	0,20	0,26
As	0,1	0,005	0,05	0,58	0,77
Summe FSE	FSE/d			76	100
Abfluss	10,8 m³/d				

C: Konzentration des Stoffes; CSE: Schadeinheitenkonzentration; FSE: Schadeinheitenfracht

E) Schadeinheitenberechnung im Zulauf DSW1

Tab.: 8.5: Ergebnisse der Schadeinheitenberechnung im Zulauf DSW1 der Deponie Aßlar anhand von 71 Messtage aus den Jahren 2007/2008

Stoff/ Stoffgruppe	Referenzwerte nach Anhang 51, AbwV (mg*L ⁻¹)	C (mg*L ⁻¹)	CSE	FSE/d	Anteil an der Gesamtbelastung (%)
CSB	200	265,80	1,33	7,08	24,13
AOX	0,5	1,007	2,01	10,72	36,56
P	3	0,255	0,08	0,45	1,54
Nitrit-N	2	2,856	1,43	7,60	25,93
Hg	0,05	0,001	0,01	0,07	0,24
Cd	0,1	0,000	0,00	0,01	0,03
Cr	0,5	0,032	0,06	0,34	1,16
Ni	1	0,140	0,14	0,74	2,54
Pb	0,5	0,001	0,00	0,01	0,04
Cu	0,5	0,084	0,17	0,89	3,03
Zn	2	0,029	0,01	0,08	0,27
As	0,1	0,025	0,25	1,33	4,52
Summe FSE	FSE/d			29	100
Abfluss	5,3 m³/d				

C: Konzentration des Stoffes; CSE: Schadeinheitenkonzentration; FSE: Schadeinheitenfracht

9.2 Berechnungen zur Schadfrachtenprognose

Für die Berechnung der zukünftig anfallenden Schadfrachten im Sickerwasser der Deponie Aßlar stehen zwei Rechenwege zur Verfügung. Beim ersten werden die Gesamtschadfrachten anhand der Formeln und Daten zum Zulauf Z77 errechnet. Beim zweiten Verfahren dient die Datengrundlage des Schachtes 33 als Berechnungsgrundlage für die Prognose.

A) Berechnungsverfahren auf Grundlage des Zulaufes Z77

Zur Berechnung der Belastungen im Zulauf Z77 wurde der prozentuale Anteil des Zulaufes Z77 an der modellierten Gesamtsickerwassermenge berücksichtigt. Die Gesamtabflussmenge der Deponie wird daher auf die 86 % Abflussanteil des Zulaufes Z77 bezogen. So können die AOX- und CSB-Belastungen im Zulauf berechnet werden. AOX und CSB addiert spiegeln 88 % der Schadfrachten im Zulauf Z77 wider. Die Schadfrachten des Zulaufes Z77 liegen allerdings durchschnittlich, bedingt durch die höheren Schadstoffkonzentrationen, um 18 % über den Schadfrachten im Kollektorschacht Schacht 33. Dies muss wiederum bei der Berechnung der Gesamtschadfrachten im Schacht 33 berücksichtigt werden.

Der Vorteil bei dieser Vorgehensweise liegt darin, dass die Modellberechnungen nur geringen statistischen Abweichungen unterliegen. Der Nachteil ist aber, dass eine doppelte Berechnung der prozentualen Abflussmengen und Schadfrachtenanteile nötig ist, was wiederum eine erhöhte potenzielle Fehlerquelle darstellt.

1) Berechnung der Abflussmenge im Zulauf Z77:

$$Q_{Z77} = 0,86 \times Q_{\text{gesamt}}$$

(Formel 8.1)

Q_{Z77} Abfluss des Zulaufes Z77 m^3/d

Q_{gesamt} Gesamtabfluss Schacht 33 m^3/d

2) Berechnung der Leitfähigkeit im Zulauf Z77 anhand der Abflussmenge:

$$LF_{Z77} = 14,006 + (-0,014) \times Q_{Z77} \quad (\text{Formel 8.2})$$

LF_{Z77} Leitfähigkeit im Zulauf Z77 $mS \cdot cm^{-2}$

3) Berechnung der AOX-Konzentrationen im Zulauf Z77 anhand der Leitfähigkeit:

$$C_{AOX_Z77} = (-0,305) + 0,112 \times LF_{Z77} \quad (\text{Formel 8.3})$$

C_{AOX_Z77} AOX-Konzentration im Zulauf Z77 $mg \cdot L^{-1}$

4) Berechnung der CSB-Konzentrationen im Zulauf Z77 anhand der Leitfähigkeit:

$$C_{CSB_Z77} = (-600,746) + 221,587 \times LF_{Z77} \quad (\text{Formel 8.4})$$

C_{CSB_Z77} CSB-Konzentration im Zulauf Z77 $mg \cdot L^{-1}$

5) Berechnung der AOX-Schadfrachten im Zulauf Z77:

$$C_{SE_AOX} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_{AOX_Z77}}{C_i^{referenz}}}{1} \quad (\text{Formel 8.5})$$

$$F_{SE_AOX} = C_{SE} * Q_{Z77}$$

C_{SE_AOX} AOX-Schadkonzentration SE/L
 F_{SE_AOX} AOX-Schadfracht SE/Zeit

6) Berechnung der CSB-Schadfrachten im Zulauf Z77:

$$C_{SE_CSB} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_{CSB_Z77}}{C_i^{referenz}}}{1} \quad (\text{Formel 8.6})$$

$$F_{SE_CSB} = C_{SE} * Q_{Z77}$$

C_{SE_CSB}	CSB-Schadkonzentration	SE/L
F_{SE_CSB}	CSB-Schadfracht	SE/Zeit

7) Berechnung der Gesamtschadfrachten im Zulauf Z77:

$$F_{SE_Z77} = \frac{(F_{SE_AOX} + F_{SE_CSB})}{88} \times 100 \quad (\text{Formel 8.7})$$

F_{SE_Z77}	Berechnete Gesamtschadfrachten im Zulauf Z77	SE/Zeit
---------------	--	---------

8) Berechnung der Gesamtschadfrachten anhand der Berechnungsergebnisse des Zulaufes Z77:

$$F_{SE_GESAMT} = \frac{F_{SE_Z77}}{100} \times 82 \quad (\text{Formel 8.8})$$

F_{SE_GESAMT}	Berechnete Gesamtschadfrachten im Deponieablauf	SE/Zeit
------------------	---	---------

B) Berechnungsverfahren auf Grundlage des Schachtes 33

Zur Berechnung der zukünftig anfallenden Sickerwasserbelastungen im Schacht 33 bietet sich ebenfalls die zweistufige Modellberechnung über den Abfluss und die Leitfähigkeit an. Die modellierte Gesamtabflussmenge kann, ohne weitere Umrechnungen, zur Berechnung der benötigten Leitfähigkeiten herangezogen werden, um im Anschluss anhand dieser die CSB- und AOX-Konzentrationen zu bestimmen. Die AOX- und CSB-Konzentrationen bilden 89 % der Gesamtschadfrachten im Schacht 33 ab.

1) Berechnung der Leitfähigkeit im Schacht 33 anhand der Abflussmenge:

$$LF = 10,834 + (-0,013) \times Q \quad (\text{Formel 8.9})$$

LF_{Sch33} Leitfähigkeit im Schacht 33 $mS \cdot cm^{-2}$

2) Berechnung der AOX-Konzentrationen im Schacht 33 anhand der Leitfähigkeit:

$$C_{AOX_Sch33} = (-0,191) + 0,119 \times LF \quad (\text{Formel 8.10})$$

C_{AOX_Sch33} AOX-Konzentration im Schacht 33 $mg \cdot L^{-1}$

3) Berechnung der CSB-Konzentrationen im Schacht 33 anhand der Leitfähigkeit:

$$C_{CSB_Sch33} = (-354,814) + 212,681 \times LF \quad (\text{Formel 8.11})$$

C_{CSB_Sch33} CSB-Konzentration im Schacht 33 $mg \cdot L^{-1}$

4) Berechnung der AOX-Schadfrachten im Schacht 33:

$$C_{SE_AOX} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_{AOX_Sch33}}{C_i^{referenz}}}{1} \quad (\text{Formel 8.12})$$

$$F_{SE_AOX} = C_{SE} * Q_{Sch33} \quad (\text{Formel 8.13})$$

C_{SE_AOX} AOX-Schadkonzentration SE/L
 F_{SE_AOX} AOX-Schadfracht SE/Zeit

5) Berechnung der CSB-Schadfrachten im Schacht 33:

$$C_{SE_CSB} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_{CSB_Sch33}}{C_i^{referenz}}}{1} \quad (\text{Formel 8.14})$$

$$F_{SE_CSB} = C_{SE} * Q_{Sch33} \quad (\text{Formel 8.15})$$

C_{SE_CSB}	CSB-Schadkonzentration	SE/L
F_{SE_CSB}	CSB-Schadfracht	SE/Zeit

6) Berechnung der Gesamtschadfrachten im Schacht 33:

$$F_{SE_GESAMT} = \frac{(F_{SE_AOX} + F_{SE_CSB})}{89} \times 100 \quad (\text{Formel 8.16})$$

F_{SE_GESAMT}	Berechnete Gesamtschadfrachten im Schacht 33	SE/Zeit
------------------	--	---------

9.3 Laborversuche zum Adsorptionsverhalten von Aktivkohlen

Der Säulenversuch zur Ermittlung der Sorptionsleistung und Standzeit verschiedener Aktivkohlen wurde mit sechs von dreizehn zur Verfügung stehenden Aktivkohlen durchgeführt. Die Auswahl der Aktivkohlen wurde aufgrund von verschiedenen Vorversuchen zum Sorptionsverhalten der Aktivkohlen getroffen. Alle eingesetzten Präparate wurden vorab vom Hersteller als für die Aufbereitung von Deponiesickerwasser geeignet bezeichnet. Die spezifischen Eigenschaften der Aktivkohlen sind in der folgende Tabelle aufgezeigt (s. Tab. 8.6).

Tab. 8.6: Spezifische Eigenschaften der in den Laborversuchen verwendeten Aktivkohlen

	AKCC 201	AKCC 401	AKY	AS 1000	Gut 101	S 835
Material	Steinkohle (reaktiviert)	Steinkohle (reaktiviert)	Steinkohle	Koks-Kohle (granuliert)	Steinkohle (granuliert)	Steinkohle
Schüttdichte (kg/m³)	470	450	400	510	530	475
Körnung (mm)	0,4 - 2,35	0,4 - 2,36	0,6 - 2,35	0,6 - 2,36	0,6 - 2,4	0,5 - 2,5
Korndurchmesser (mm)	1,1	1,1	k.a.	k.a.	k.a.	1,5
Jodzahl (mg/g)	775	900	1000	850	900	900
Aschegehalt (%)	k.a.	k.a.	k.a.	15	8	12
Spez. Oberfläche (m²/g)	775	900	1000	900	950	950
max. Wassergehalt (%)	2	2	5	5	2	5
PH-Wert	8,7	8,7	k.a.	8	8	k.a.

k.a. keine Angaben

Für den Säulenversuch wurden jeweils 75g Aktivkohle in eine Glassäule eingefüllt. Dies entspricht einem Porenvolumen von etwa 120 ml. Bei sehr dicht lagernden Aktivkohlen wurde das dadurch entstehende geringere Volumen in der Säule durch Glaskugeln ausgeglichen, um eine identische Durchflussrate zu gewährleisten.

Die Durchflussrate des Sickerwassers beträgt 40 ml/h. Dies ergibt einen Durchfluss von 120 ml in 3 h, d.h. ein vollständiger Austausch des Porenvolumens nach einer Kontaktzeit mit der Aktivkohle von drei Stunden. Der Zeitraum wurde so gewählt, da in aktuellen Großanlagen eine Verweilzeit von mindestens drei Stunden in den Aktivkohlereaktoren empfohlen wird (STEFAN ET AL., 2008).

Für den Versuch wurde Sickerwasser aus dem Sammelablauf der Deponie Aßlar verwendet. Die sechs Aktivkohlen wurden in Dauerversuchen von 30 Tagen

kontinuierlich mit der angegebenen Sickerwassermenge beschickt und anschließend auf ihre Filterleistung im Bezug auf CSB und AOX überprüft. Abbildung 8.4.1 verdeutlicht den Versuchsaufbau.

Die Probenahme erfolgte in den ersten fünf Tagen des Versuches täglich. In dem darauf folgenden Zeitraum wurde die Probenahme im dreitägigen Turnus durchgeführt.

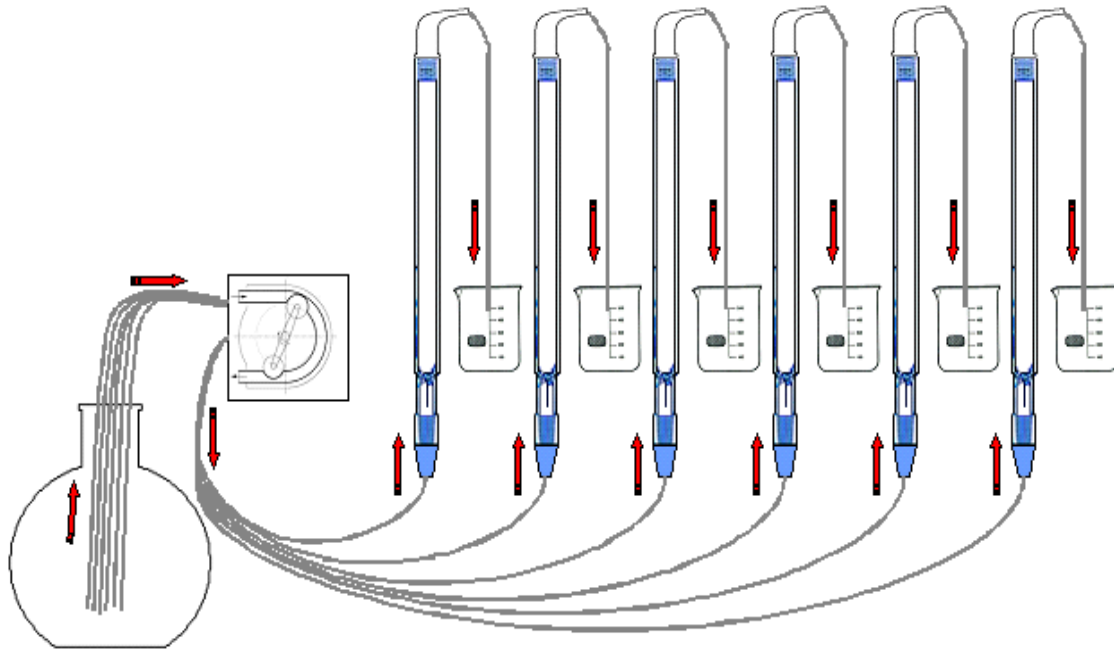


Abb. 8.1: Versuchsaufbau des Säulenversuches zur Standzeitbestimmung und Sorptionsleistung unterschiedlicher Aktivkohlen.

Die Untersuchungen im Labormaßstab haben ergeben, dass zwischen den eingesetzten Aktivkohlen deutliche Unterschiede in Bezug auf Standzeiten und Belastungen bestehen, je nach Hersteller und Ausgangsmaterial.

Die Standzeiten, im Hinblick auf die Einhaltung des nach Anhang 51 ABwV (2005) geforderten Grenzwert für AOX und CSB, differierten bei den Aktivkohleprodukten deutlich. Während einige Produkte nach Ende der Versuchslaufzeit immer noch in der Lage waren, die geforderten Ablaufkonzentrationen zu erfüllen, wiesen andere Aktivkohlen bereits nach wenigen Tagen Überschreitungen der Grenzwerte auf (s. Tab. 5.1).

Die Filterleistungen der Aktivkohlen zeigen teilweise einen Zusammenhang zu ihren spezifischen Eigenschaften (s. Tab. 8.6). Im Fall des Sickerwassers der Deponie

Abklar scheinen reaktivierte Steinkohlen mit einer mittleren Schüttdichte von 450 – 470 kg/m³ unter den aktuellen Bedingungen am besten zur Sickerwasseraufbereitung geeignet zu sein.

Aus wirtschaftlicher Sicht zeigten die Differenzen in den Standzeiten und damit in der Eignung der Aktivkohlen zur Aufbereitung des Deponiesickerwassers Kostenunterschiede für den jährlichen Aktivkohlebedarf von 106.000 € bis hin zu 583.000 €. Unter Berücksichtigung der Wahl einer geeigneten Aktivkohle liegt das Einsparpotenzial, im Vergleich zu einem ungeeigneten Präparat, bei jährlich ca. 477.000 €. Es ist daher empfehlenswert, die Effizienz von Aktivkohlen vor einem spezifischen großtechnischen Einsatz speziell für jede Anwendung zu überprüfen. KRÜMPELBECK UND EHRIG (2001) haben die gleiche Feststellung gemacht und empfehlen den Deponiebetreibern daher, in Abständen von ein bis drei Jahren Laborversuche zur Sorptionseignung der eingesetzten Aktivkohlen durchzuführen.

BODEN UND LANDSCHAFT

Bisher erschienen:

- Band 1 RODE, Michael
ISBN 3-931789-12-8 Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung. Gießen 1995.
- Band 2 FABIS, Joachim
ISBN 3-931789-00-4 Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. Gießen 1995.
- Band 3 FELDWISCH, Norbert
ISBN 3-931789-01-2 Hangneigung und Bodenerosion. Gießen 1995.
- Band 4 RICHTER, Uwe
ISBN 3-931789-02-0 Einfluß langjährig differenzierter Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge und den Stickstoffhaushalt. Gießen 1995.
- Band 5 MOLDER, Frank
ISBN 3-931789-03-9 Vergleichende Untersuchungen mit Verfahren der oberbodenlosen Begrünung unter besonderer Berücksichtigung areal- und standortbezogener Ökotypen. Gießen 1995.
- Band 6 BOUWER, Wilhelm
ISBN 3-931789-04-7 Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. Gießen 1995.
- Band 7 EURICH-MENDEN, Brigitte
ISBN 3-931789-05-5 Der Einfluß silicatischer Kalke auf die Phosphorverfügbarkeit und Aggregatstabilität landwirtschaftlich genutzter Böden unter besonderer Berücksichtigung der löslichen Kieselsäure. Gießen 1996.
- Band 8 SCHÖNHALS, Ernst
ISBN 3-931789-06-3 Ergebnisse bodenkundlicher Untersuchungen in der Hessischen Lößprovinz mit Beiträgen zur Genese des Würm-Lösses. Gießen 1996.
- Band 9 DÜRING, Rolf-Alexander
ISBN 3-931789-07-1 Beiträge zum Verhalten ausgewählter Herbizide und einiger ihre Metaboliten in differenziert bearbeiteten Böden. Gießen 1996.
- Band 10 BAUMANN, Jürgen
ISBN 3-931789-08-X Die Wirkung der Tieflockerung auf Erodierbarkeit und Ertragspotential verhärteter Vulkanascheböden im Staat Tlaxcala/Mexico. Gießen 1996.
- Band 11 BECKER, Rolf
ISBN 3-931789-09-8 Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. Gießen 1996.

- Band 12 FISCHER, Peter
ISBN 3-931789-10-1 Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. Gießen 1996.
- Band 13 SAUER, Stephanus
ISBN 3-931789-11-X Wasserhaushalt und Stickstoffaustrag repräsentativer Grünlandböden in einem Wasserschutzgebiet bei Bad Wildungen (Nordhessen). Gießen 1996.
- Band 14 GRUNWALD, Sabine
ISBN 3-931789-13-6 GIS-gestützte Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes mit dem Modell AGNPSm. Gießen 1997.
- Band 15 SCHOLTEN, Thomas
ISBN 3-931789-14-4 Genese und Erosionsanfälligkeit von Boden-Saprolit-Komplexen aus Kristallingesteinen in Swaziland. Gießen 1997.
- Band 16 PETER, Matthias
ISBN 3-931789-15-2 Evaluierung eines Sanierungskonzeptes zur Verringerung der Nitratbelastung in einem Trinkwasserschutzgebiet in Nordhessen. Gießen 1997.
- Band 17 FELIX-HENNINGSSEN, Peter & WEGENER, Hans-Richard
ISBN 3-931789-16-0 Festschrift für Prof. Dr. Tamás Harrach zum 60. Geburtstag am 23. Juni 1997. Gießen 1997.
- Band 18 BRANDT, Michael
ISBN 3-931789-17-9 Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag. Gießen 1997.
- Band 19 STEINRÜCKEN, Ulrich
ISBN 3-931789-18-7 Die Ackervegetation als Zeiger für Bodeneigenschaften in Kirchvers, Lahn-Dill-Bergland. Gießen 1998.
- Band 20 KLEIN, Thilo
ISBN 3-931789-19-5 Auswirkungen einer Bioabfallkompost-Anwendung auf drei unterschiedliche Waldböden - Untersuchungen zur Dynamik der Inhaltsstoffe in der Bodenlösung im Laborsäulenversuch. Gießen 1999.
- Band 21 ABDULRAHMAN, Saminu Ibrahim
ISBN 3-931789-20-9 Soil properties and N mineralization under some vegetation types of the Zamfara grazing reserve in northwestern Nigeria. Gießen 1998.
- Band 22 ERBER, Claudia
ISBN 3-931789-21-7 Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt winterlich überstauter Flußmarschen des Niedervielandes bei Bremen. Gießen 1998.
- Band 23 BALZTER, Heiko
ISBN 3-931789-22-5 Modellierung der Vegetationsdynamik verschiedener Pflanzengemeinschaften des Grünlandes mit Markov-Ketten. Gießen 1998.

- Band 24 BENS, Oliver
ISBN 3-931789-23-3 Grundwasser-Belastungspotentiale forstlich genutzter Sandböden in einem
Wasserschutzgebiet bei Münster/Westfalen. Gießen 1999.
- Band 25 HUBER, Andreas
ISBN 3-931789-24-1 Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln in
Deutschland -Modellierung der diffusen Einträge-. Gießen 1998.
- Band 26 GÄTH, Stefan & KÖHLER, Hans-Joachim & POMMERENING, Johannes
ISBN 3-931789-25-X Studie zur Konfliktlösung Trinkwasserschutz und Rohstoffgewinnung in
der Region Itterbeck (Trinkwassereinzugsgebiet Getelo und angrenzendes
Grundwasservorsorgegebiet). Gießen 1999.
- Band 27 MÜLLER, Ingo
ISBN 3-931789-26-8 Einfluß eisenoxidhaltiger Bodenzusätze auf die Mobilität von
Schwermetallen in kontaminierten Böden. Gießen 2000.
- Band 28 TENHOLTERN, Rolf
ISBN 3-931789-27-6 Bodengefüge, Durchwurzelung und Ertrag als Indikatoren für
Lockerungsbedürftigkeit und Lockerungserfolg auf rekultivierten
Standorten im rheinischen Braunkohlerevier. Gießen 2000.
- Band 29 HAVERKAMP, Stephan
ISBN 3-931789-28-4 Methodenentwicklung zur GIS-gestützten Modellierung des Landschafts-
wasserhaushaltes. Gießen 2000.
- Band 30 SCHUG, Bettina
ISBN 3-931789-29-2 Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Regionalisierung des
Retentionspotentials von Böden für Cadmium, Blei und Zink. Gießen
2000.
- Band 31 MÜLLER, Karin
ISBN 3-931789-30-6 Diffuse und punktuelle Pflanzenschutzmittel-Einträge in ein
Fließgewässer: Messungen und Modellierung. Gießen 2000.
- Band 32 NÖHLES, Ingrid
ISBN 3-931789-31-4 Landnutzungsklassifikation mit multitemporalen Landsat TM-Szenen in
einer kleinstrukturierten Agrarregion. Gießen 2000.
- Band 33 SZIBALSKI, Martin
ISBN 3-931789-32-2 Großmaßstäbige Regionalisierung labiler Bodenkennwerte in standörtlich
hochdiversen Kulturlandschaften. Gießen 2001.
- Band 34 ZILLGENS, Birgit
ISBN 3-931789-33-0 Simulation der Abflussverminderung und des Nährstoffrückhaltes
in Uferstreifen. Gießen 2001.
- Band 35 FRIEDRICH, Christian
ISBN 3-931789-34-9 GIS-basierte Regionalisierung und Quantifizierung unscharfer
Bodeninformationen mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie. Gießen 2002.

- Band 36 SAUER, Daniela
ISBN 3-931789-35-7 Genese, Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Rheinischen Schiefergebirge - anhand von Beispielen aus Westerwald, Hunsrück und Eifel. Gießen 2002.
- Band 37 JÖCKEL, Christine
ISBN 3-931789-36-5 Regionalisierung der Verschlammungsneigung auf Feldskala. Gießen 2002.
- Band 38 HORN, Andreas
ISBN 3-931789-37-3 Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isothermen für die Beschreibung der Sorption von Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Gießen 2003.
- Band 39 LENHART, Thomas
ISBN 3-931789-38-1 Modellierung des Stoffhaushaltes in mesoskaligen Einzugsgebieten. Gießen 2003.
- Band 40 RÖPKE, Björn
ISBN 3-931789-39-X GIS-based exposure assessment of PEC from non-point source pesticide inputs in German river basins. Gießen 2003.
- Band 41 HIETEL, Elke
ISBN 3-931789-40-3 Methodik zur Erarbeitung standörtlicher und sozioökonomischer Indikatoren der Landnutzungsdynamik einer peripheren Region. Gießen 2004.
- Band 42 BEHRENS, Thorsten
ISBN 3-931789-43-8 Digitale Reliefanalyse als Basis von Boden-Landschaftsmodellen – Am Beispiel der Modellierung periglaziärer Lagen im Ostharz. Gießen 2003.
- Band 43 MICHELS, André
ISBN 3-931789-42-X Charakterisierung des Transportverhaltens von Mikrosphären in Böden unterschiedlicher Nutzung und Bearbeitung. Gießen 2005.
- Band 44 REICHENBERGER, Stefan
ISBN 3-931789-41-1 Field-scale risk assessment for diffuse-source pesticide inputs into German surface waters. Gießen 2005.
- Band 45 KRAHE, Sebastian
ISBN 3-931789-44-6 Beiträge zur Abschätzung des Verhaltens des endokrinen Disruptors Nonylphenol in terrestrischen Ökosystemen hinsichtlich seines potenziellen Eintrags in Pflanzen. Gießen 2006.
- Band 46 PFEIFFER, Birte
ISBN 3-931789-45-4 Vergleichende Untersuchungen von Kapillarsperren aus Natur- und Recyclingbaustoffmaterialien als Beitrag zur Deponieoberflächenabdichtung und Ressourcenschonung. Gießen 2006.

- Band 47 RUMMEL, Bodo
ISBN 3-931789-46-2 Wasserhaushalt und Salzdynamik in Böden des Dünengebietes von Nizzana (nördliche Negev, Israel) und ihre ökosystemare Bedeutung. Gießen 2006.
- Band 48 SAYED, Mohamed Abdel Hamid Aly
ISBN 3-931789-47-0 Dynamik von Schwermetallen in belasteten schwarzerdeartigen Böden unter Bewässerung in Südost-Georgien. Gießen 2006.
- Band 49 HAULON, Mathieu
ISBN 3-931789-48-9
- Band 50 Brans, Justus
ISBN 3-931789-49-7 Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. Gießen 2008.
- Band 51 Topf, Magdalena
ISBN 3-931789-49-7 Untersuchungen zur Cr(VI)-Reduktion von Sickerwasser einer Schlackedeponie. Gießen 2008.
- Band 52 Reiher, Wolfgang
ISBN 3-931789-51-9 Entwicklung eines regionalisierten Modells zur Projektion des landnutzungsabhängigen Schwermetallstatus von Oberböden. Gießen 2008.
- Band 53 Zörner, Dorit
ISBN 3-931789-52-7 Prognose des Schwermetallhaushaltes von Landschaften mit dem Modell ATOMIS. Gießen 2010.
- Band 54 Wolfgarten, Sebastian
ISBN 3-931789-53-5 Prognose des Sickerwasseraufkommens und der Sickerwasserqualität nach Abschluss der Abfallablagerung am Beispiel der Deponie Aßlar. Gießen 2010.