

Ausgewählte Stoffstrombilanzen für  
verschiedene Szenarien der Verwertung der  
luxemburger Klärschlämme.

Die vorliegende Arbeit wurde mit eigenen Mitteln verwirklicht.

Steil Robert

Candidat au Lycée Technique Esch (LTE)

Ausgewählte Stoffstrombilanzen für  
verschiedene Szenarien der Verwertung der  
luxemburger Klärschlämme.

Esch-sur-Alzette, 2002

# KURZFASSUNG

---

Im ersten Teil dieser Arbeit werden die treibhausrelevanten Emissionen bei verschiedenen Szenarien der Klärschlammverwertung (Ausbringung in der Landwirtschaft, Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage oder in einem Zementwerk oder Kompostierung) bilanziert.

Die treibhausrelevanten Emissionen bei den verschiedenen Prozessen in jedem der untersuchten Szenarien werden addiert, um so zu ermitteln, bei welchem der Szenarien sich die größten Auswirkungen auf den Treibhauseffekt ergeben.

Die Untersuchung zeigt, dass die Bilanzen maßgeblich durch die energieaufwändigen Entwässerungs- und Trocknungsprozesse des Klärschlammes beeinflusst werden.

Die Mitverbrennung des Klärschlammes im Zementwerk stellt sich aufgrund der energieaufwändigen substituierten Prozesse als die günstigste Alternative dar.

Die Mitverbrennung in der Müllverbrennungsanlage ist nur dann sinnvoll, wenn der Klärschlamm mittels Abwärme getrocknet werden kann.

Bei der Verwendung in der Landwirtschaft ist die Verwendung von Flüssigschlamm zu bevorzugen. Doch auch bei der Verwendung von entwässertem Schlamm treten keine übermäßig hohen Belastungen auf.

Die Kompostierung erweist sich in dieser Bilanz als ungünstigste Option, was allerdings teilweise daran liegt, dass der Klärschlammkompost als Düngemittel bilanziert wurde, was nicht sein primäres Einsatzziel ist.

Im zweiten Teil der Arbeit werden die Schwermetallfrachten, die im Falle der Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen in den Boden gelangen, bilanziert. Die zweite Problematik der Schwermetalle, nämlich die Emission in die Atmosphäre bei der Verbrennung, wird aus Zeitgründen in dieser Arbeit nicht behandelt.

Die Untersuchung des Schwermetallgehalts des luxemburger Klärschlammes ergibt, dass die rechtlich festgelegten Grenzwerte für die Verwendung in der Landwirtschaft zum Teil deutlich unterboten werden.

Es wird untersucht, wie sich die Substitution von Mineraldünger durch Klärschlamm auf die Frachten an Cd, Cr, Cu, Hg, Pb und Zn, welche in den Boden gelangen, auswirkt. Hierzu wird der Schwermetallinput durch den Klärschlamm sowie durch den substituierten Mineraldünger bestimmt. Aus der Differenz der beiden Werte ergeben sich die Schwermetallfrachten, welche schlussendlich in den Boden gelangen.

Die Substitution von Mineraldünger durch Klärschlamm erweist sich generell aus Sicht der Schwermetallfrachten als nicht empfehlenswert.

Der Klärschlamm ist, bezogen auf den Nährstoffgehalt, im allgemeinen stärker mit Schwermetallen belastet als die untersuchten Mineraldünger. So sind die Schwermetallfrachten im Klärschlamm generell höher als jene im substituierten Mineraldünger.

Lediglich für Cadmium kann bei der Substitution von stark belasteten Mineraldüngern eine Reduktion der Frachten erzielt werden, für die anderen Metalle ergibt sich in jedem Fall eine Erhöhung der Frachten.

# Danksagungen

---

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denen bedanken, die es mir ermöglicht haben, diese Arbeit zu verwirklichen.

In erster Linie möchte ich mich bei dem Leiter des CRTE, Dr. André Weidenhaupt dafür bedanken, dass er mir gestattet hat, diese Arbeit im CRTE zu schreiben sowie für die Zeit und die Nerven die er, auch noch in letzter Sekunde, für diese Arbeit geopfert hat.

Ein besonderer Dank gebührt auch Bianca Schmitt, Joëlle Welfring, Emmanuel Henry und Dr. Paul Schosseler für ihre konstruktive Kritik und ihre Bereitschaft, alle meine Fragen zu beantworten sowie Lucinda Eccli für die Bücherbestellungen und alle sonstigen Informationen.

Danke auch an Frau Juliette Mathieu von der Administration de l'Environnement, Herrn Raymond Erpelding von der Kläranlage Pétange, Herrn Guy Felten von der Kläranlage Beggen, Herrn Heng Noesen von der Firma Oekolux, Herrn Ernst Müller vom Büro eam, Herrn Rolf Frischknecht sowie an Herrn Horst Fehrenbach für die Beantwortung diverser Fragen und die Übermittlung von dringend benötigten Informationen.

Vielen Dank auch an Claudine für ihre Unterstützung und all die Hausarbeiten die sie verrichtet hat während ich so getan habe als ob ich arbeite, an Julie und Luc (und noch einmal Paul, Bianca und Joëlle) für das Überlesen, an alle Kollegen aus dem LTE die mir ihre Hilfe angeboten haben und an alle anderen die mir wie auch immer geholfen haben.

## VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN

---

<i>Abkürzung</i>	<i>Bedeutung</i>
% w/w	Gewichtsprozent
a	Jahr
ANP	Ammoniumnitratphosphat
ARA	Abwasserreinigungsanlage
CAN	Calciumammoniumnitrat
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
DAP	Diammoniumphosphat
EGW	Einwohnergleichwerte
EURO3	Abgasnorm EURO3
GJ	Gigajoule (1E+09 Joule)
ha	Hektar
k	Transferkoeffizient
KA	Kläranlage
KS	Klärschlamm
kWh	Kilowattstunden
LKW	Lastkraftwagen
MAP	Monoammoniumphosphat
Mg	Megagramm (1E+06g)
MVA	Müllverbrennungsanlage
N-NH <sub>4</sub>	Ammoniumstickstoff
N-NO <sub>3</sub>	Nitratstickstoff
N <sub>org</sub>	Organischer Stickstoff
NO <sub>x</sub>	Stick(stoff)oxide
N <sub>t</sub> K	Stickstoffgehalt laut Kjeldahl
P <sub>org</sub>	Organischer Phosphor
SSP	Singlesuperphosphat
STP	Triplesuperphosphat
TJ	Terajoule (1E+12 Joule)
TS	Trockensubstanz
ZW	Zementwerk

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>KURZFASSUNG</b> .....	<b>4</b>
<b>VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN</b> .....	<b>6</b>
<b>INHALTSVERZEICHNIS</b> .....	<b>7</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS</b> .....	<b>13</b>
<b>BILDERVERZEICHNIS</b> .....	<b>17</b>
<b>TEIL 1</b> .....	<b>19</b>
<b>VERGLEICH DER TREIBHAUSRELEVANTEN EMISSIONEN BEI VERSCHIEDENEN SZENARIEN DER KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG</b> .....	<b>19</b>
<b>KLÄRSCHLAMM: ANFALL UND VERWERTUNG</b> .....	<b>21</b>
I.    ANFALLENDER KLÄRSCHLAMM.....	21
1. <i>Mechanische und biologische Anlagentypen</i> .....	21
2. <i>Anfallende Mengen</i> .....	23
3. <i>Zusammensetzung</i> .....	24
II.   VERWERTUNG / ENTSORGUNG .....	27
<b>SZENARIEN DER KLÄRSCHLAMMENTSORGUNG</b> .....	<b>31</b>
I.    SYSTEMGRENZEN .....	31
II.   VERWENDUNG IN DER LANDWIRTSCHAFT .....	33
1. <i>Regelungen und Rahmenbedingungen</i> .....	33
1.1.    Gesetzliche Einschränkungen.....	33
1.2.    Andere Rahmenbedingungen.....	35
1.3.    Berechnungen: Einklang mit der Rechtslage .....	35
2. <i>Klärschlamm als Düngemittel</i> .....	37
2.1.    Stickstoff.....	37
2.2.    Phosphor.....	38
2.3.    Anmerkung: Überdüngung .....	40
3. <i>Szenario 1: Verwendung von nicht entwässertem Klärschlamm (Flüssigschlamm) in der Landwirtschaft</i> .....	41
3.1.    Annahmen .....	41

3.2.	Bilanzierte Prozesse .....	41
3.3.	Berechnungen .....	42
3.3.1.	Eckdaten Klärschlamm .....	42
3.3.2.	Transport Klärschlamm.....	42
3.3.3.	Substitution von Stickstoffdünger .....	44
3.3.4.	Substitution von Phosphordünger.....	49
3.3.5.	Bilanz .....	54
3.4.	Diskussion .....	55
4.	<i>Szenario 2 : Verwendung von entwässertem Klärschlamm (Dickschlamm) in der Landwirtschaft .....</i>	<i>57</i>
4.1.	Auswirkungen der Entwässerung .....	57
4.2.	Bilanzierte Prozesse .....	58
4.3.	Berechnungen .....	58
4.3.1.	Annahmen.....	58
4.3.2.	Eckdaten Klärschlamm .....	59
4.3.3.	Entwässerung des Klärschlamm.....	60
4.3.4.	Transport des Klärschlamm .....	62
4.3.5.	Substitution von Stickstoffdünger .....	63
4.3.6.	Substitution von Phosphordünger.....	65
4.3.7.	Bilanz .....	66
4.4.	Diskussion .....	67
III.	(CO)-VERBRENNUNG DES KLÄRSCHLAMMS .....	69
1.	<i>Einleitung: Verbrennung von Klärschlamm .....</i>	<i>69</i>
2.	<i>Situation in Luxemburg.....</i>	<i>71</i>
3.	<i>Bilanzierung .....</i>	<i>73</i>
3.1.	Übersicht der bilanzierten Szenarien .....	73
3.2.	Szenario 3a: Co-Verbrennung von entwässertem Klärschlamm in der MVA. 75	
3.2.1.	Annahmen.....	75
3.2.2.	Bilanzierte Prozesse.....	75
3.2.3.	Berechnungen .....	76
3.2.4.	Bilanz .....	83
3.2.5.	Diskussion .....	84
3.3.	Szenario 3b: Verbrennung von getrocknetem Klärschlamm in einer Müllverbrennungsanlage / best case .....	85

3.3.1.	Annahmen .....	85
3.3.2.	Bilanzierte Prozesse.....	85
3.3.3.	Berechnungen .....	85
3.3.4.	Bilanz .....	92
3.3.5.	Diskussion .....	93
3.4.	Szenario 3c: Verbrennung von getrocknetem Klärschlamm in einer Müllverbrennungsanlage / worst case .....	95
3.4.1.	Annahmen .....	95
3.4.2.	Bilanzierte Prozesse.....	95
3.4.3.	Berechnungen .....	96
3.4.4.	Bilanz .....	105
3.4.5.	Diskussion .....	106
3.5.	Szenario 3d: Co-Verbrennung von Klärschlamm im Zementwerk.....	109
3.5.1.	Einleitung .....	109
3.5.2.	Annahmen .....	110
3.5.3.	Bilanzierte Prozesse.....	111
3.5.4.	Berechnungen .....	111
3.5.5.	Bilanz .....	116
3.5.6.	Diskussion .....	117
IV.	KOMPOSTIERUNG DES KLÄRSCHLAMMS.....	119
1.	<i>Kompostierung von Klärschlamm.....</i>	<i>119</i>
1.1.	Einleitung .....	119
1.2.	Der Rottevorgang .....	120
1.3.	Angestrebte Ziele.....	121
1.4.	Düngewirkung von Klärschlammkompost .....	122
1.4.1.	Stickstoff .....	122
1.4.2.	Phosphor .....	123
2.	<i>Situation in Luxemburg.....</i>	<i>125</i>
3.	<i>Szenario 4: Kompostierung des Klärschlammes in der Anlage der Soil-Concept in Diekirch .....</i>	<i>127</i>
3.1.	Bilanzierte Prozesse .....	127
3.2.	Berechnungen .....	127
3.2.1.	Entwässerung des Klärschlammes.....	127
3.2.2.	Transport des Dickschlammes zur Kompostierungsanlage.....	128
3.2.3.	Transport der Zuschlagstoffe .....	129

3.2.4.	Rotte.....	129
3.2.5.	Anlageninterne Prozesse.....	133
3.2.6.	Transport des Klärschlammkomposts zum Einsatzort.....	135
3.2.7.	Substitution von Stickstoffdünger.....	136
3.2.8.	Substitution von Phosphordünger.....	137
3.2.9.	Bilanz.....	139
3.3.	Diskussion.....	140
V.	DISKUSSION.....	143
1.	<i>Vergleich der verschiedenen Szenarien.....</i>	<i>143</i>
2.	<i>Methodik der Ökobilanz.....</i>	<i>145</i>
3.	<i>Kritische Werte.....</i>	<i>146</i>
<b>TEIL 2</b>	<b>.....</b>	<b>149</b>
<b>PROBLEMATIK DER SCHWERMETALLE BEI DER VERWENDUNG VON KLÄRSCHLAMM IN DER LANDWIRTSCHAFT.....</b>	<b>.....</b>	<b>149</b>
1.	<i>Rahmenbedingungen.....</i>	<i>151</i>
1.1.	Annahmen.....	151
1.2.	Einleitung.....	151
1.3.	Auswirkungen der Schwermetalle auf die menschliche Gesundheit... 153	
1.4.	Das Schwermetall / Nährstoff-Verhältnis (SMN).....	156
1.5.	Zeitliche Veränderung der Schwermetallbelastung der Klärschlämme157	
1.6.	Gesetzlicher Rahmen.....	158
1.7.	Schwermetallgehalt im Klärschlamm.....	161
1.7.1.	Mittlerer Schwermetallgehalt des in Luxemburg anfallenden Klärschlammes.....	161
1.7.2.	Einhaltung der Grenzwerte.....	162
1.8.	Schwermetallgehalt der mineralischen N-und P-Dünger.....	164
2.	<i>Stoffflüsse.....</i>	<i>169</i>
2.1.	Einleitung.....	169
2.2.	Herkunft der Schwermetalle.....	169
3.	<i>Bilanzierung der Schwermetallfrachten bei der Substitution von Mineraldünger durch Klärschlamm.....</i>	<i>173</i>
3.1.	Bilanzierung.....	173
3.1.1.	Annahmen.....	173
3.1.2.	Schwermetallfrachten bei der Ausbringung von Klärschlamm ....	175

3.1.3.    Schwermetallfrachten im substituierten P-Dünger (Mehrnährstoffdünger) .....	175
3.1.4.    Schwermetallfrachten im N-Dünger .....	177
3.1.5.    Bilanz .....	179
4. <i>Diskussion der Resultate</i> .....	181
4.1.    Schwermetall-Nährstoff-Verhältnis von Klärschlamm und Mineraldünger 181	
4.2.    Schwermetallfrachten .....	182
4.3.    Veränderung der Annahmen bei der Bilanzierung.....	182
4.3.1.    Wirksamkeit des Phosphors im Klärschlamm gleich 100%.....	182
4.3.2.    Klärschlamm substituiert SSP und TSP als Phosphordünger .....	184
4.3.3.    Klärschlamm substituiert MAP, DAP und ANP als Phosphordünger 186	
5. <i>Schlussfolgerung</i> .....	189
<b>ANHANG</b> .....	<b>191</b>
<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	<b>199</b>



# TABELLENVERZEICHNIS

---

TABELLE 1 : INVENTAR DER ARA IN LUXEMBURG; ANGABEN LAUT MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT; STAND: 1998. ....	22
TABELLE 2: KLÄRSCHLAMMPRODUKTION DER WICHTIGSTEN ARA IN LUXEMBURG; STAND: 1999. ....	24
TABELLE 3: TREIBHAUSPOTENTIAL EINIGER STOFFE. ....	32
TABELLE 4: STICKSTOFFANTEIL IM LUXEMBURGER KS. ....	44
TABELLE 5: BERECHNUNG DES N-GEHALTS VON NICHT ENTWÄSSERTEM FLÜSSIGSCHLAMM (5% TS-GEHALT). ....	45
TABELLE 6: TRANSFERKOEFFIZIENTEN VON STICKSTOFF IN DER LANDWIRTSCHAFT. ....	46
TABELLE 7: N-DÜNGEMITTELABSATZ NACH DÜNGEMITTELARTEN / DEUTSCHLAND 1993/94. ....	48
TABELLE 8: PHOSPHORANTEIL IM LUXEMBURGER KLÄRSCHLAMM. ....	50
TABELLE 9: P-DÜNGEMITTELABSATZ NACH DÜNGEMITTELARTEN / DEUTSCHLAND 1993/94. ....	52
TABELLE 10: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 1. ....	54
TABELLE 11: LEISTUNGS-AUFNAHME BEI DER MECHANISCHEN ENTWÄSSERUNG / ARA BLEESBRÜCK. ....	60
TABELLE 12: STROMMIX IN LUXEMBURG. ....	61
TABELLE 13: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 2. ....	66
TABELLE 14: GLÜHVERLUST DES KLÄRSCHLAMMS AUS LUXEMBURGER ARA. ....	76
TABELLE 15: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 3A. ....	83
TABELLE 16: SPEZIFISCHER HEIZWERT FÜR KLÄRSCHLÄMME AUS LUXEMBURGER ARA. ....	87
TABELLE 17: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 3B. ....	92
TABELLE 18: WERTE FÜR DIE WÄRMEBERECHNUNGEN BEI DER TROCKNUNG DES KS. ....	97
TABELLE 19: TREIBHAUSRELEVANTE EMISSIONEN BEI DER KS-TROCKNUNG MIT BRÜDENKONDENSATION. ....	102
TABELLE 20: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 3C. ....	105
TABELLE 21: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 3D. ....	116
TABELLE 22: KOMPOSTIERUNGSANLAGEN IN LUXEMBURG 1999. ....	125
TABELLE 23: PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN UND NÄHRSTOFFGEHALT DES GESIEBTEN SOIL-CONCEPT-KLÄRSCHLAMMKOMPOSTS. ....	126
TABELLE 24: ÜBERSICHT DER BILANZIERTEN PROZESSE / SZENARIO 4. ....	139

TABELLE 25: GEWICHTUNGSFAKTOREN DER SCHWERMETALLE BEI DER BERECHNUNG DES SMN .....	156
TABELLE 26: GRENZWERTE FÜR SCHWERMETALLGEHALTE VON BÖDEN DIE MIT KLÄRSCHLAMM BEHANDELT WERDEN SOLLEN.....	159
TABELLE 27: GRENZWERTE FÜR SCHWERMETALLGEHALTE VON KLÄRSCHLÄMMEN WELCHE AUF LANDWIRTSCHAFTLICHE FLÄCHEN AUFGEBRACHT WERDEN SOLLEN .....	159
TABELLE 28: MAXIMAL ZULÄSSIGE JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN, BERECHNET ALS 10-JAHRES-MITTELWERT .....	160
TABELLE 29: VORAUSSICHTLICHE ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER KONZENTRATIONS- GRENZWERTE FÜR SCHWERMETALLE IN LANDWIRTSCHAFTLICH VERWERTETEN SCHLÄMMEN.....	160
TABELLE 30: SCHWERMETALLGEHALT DES LUXEMBURGER KLÄRSCHLAMMS. ANGABEN LAUT UNTERSUCHUNGEN DES MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT. ....	161
TABELLE 31: VERGLEICH DER DURCHSCHNITTLICHEN SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IM KLÄRSCHLAMM MIT DEN EMPFOHLENE N RICHTWERTEN UND MIT DEN FESTGELEGTE N HÖCHSTWERTEN.....	162
TABELLE 32: VERGLEICH DER DURCHSCHNITTLICHEN SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IM KLÄRSCHLAMM MIT DEN LÄNGERFRISTIG VON DER EU VORGEGEHENE N GRENZWERTE N.....	164
TABELLE 33: RECHENWERTE FÜR MARKTANTEIL UND NÄHRSTOFFGEHALT DER WICHTIGSTE N P-DÜNGER. WERTE FÜR DEUTSCHLAND FÜR DAS WIRTSCHAFTSJAHR 1993/1994.....	165
TABELLE 34: RECHENWERTE FÜR MARKTANTEIL UND NÄHRSTOFFGEHALT VON CAN.....	165
TABELLE 35: SCHWERMETALLGEHALTE DER WICHTIGSTE N MINERALDÜNGER .....	166
TABELLE 36: SCHWERMETALL-NÄHRSTOFF-VERHÄLTNI S DER WICHTIGSTE N MINERALDÜNGER.....	166
TABELLE 37: SCHWERMETALLGEHALTE VON SSP UND TSP.....	167
TABELLE 38: ANTEIL DER VERSCHIEDENE N EINTRAGSPFADE AM GESAMTE N SCHWERMETALLEINTRAG IN DEN BODEN. ....	170
TABELLE 39: SCHWERMETALLFRACHTEN IM LUXEMBURGER KLÄRSCHLAMM. WERTE BEZOGEN AUF 8.00E+03MG TS.....	175
TABELLE 40: SCHWERMETALLFRACHTEN FÜR DIE ELEMENTE AS, CD, CR, CU IM P-DÜNGER. WERTE BEZOGEN AUF 1MG P IM DÜNGER. ....	176
TABELLE 41: SCHWERMETALLFRACHTEN FÜR DIE ELEMENTE HG, PB, ZN IM P-DÜNGER. WERTE BEZOGEN AUF 1MG P IM DÜNGER. ....	176

TABELLE 42: ANFALLENDE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI DER AUSBRINGUNG VON MINERALISCHEM P-DÜNGER. WERTE BEZOGEN AUF 150MG P IN MINERALISCHEM P-DÜNGER. ....	177
TABELLE 43: ANFALLENDE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI DER AUSBRINGUNG VON MINERALISCHEM N-DÜNGER. WERTE BEZOGEN AUF 117MG N IN MINERALISCHEM N-DÜNGER.....	179
TABELLE 44: BILANZ DER SCHWERMETALLFRACHTEN BEI DER VERWENDUNG VON FLÜSSIGSCHLAMM IN DER LANDWIRTSCHAFT. ....	179
TABELLE 45: JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI ANNAHME $K_p=1$ .....	183
TABELLE 46: JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI SUBSTITUTION VON SSP / TSP ..	184
TABELLE 47: JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI SUBSTITUTION VON MAP, DAP UND ANP .....	186



# BILDERVERZEICHNIS

---

GRAFIK 1: ANTEIL DER VERSCHIEDENEN VERWERTUNGS- UND ENTSORGUNGSWEGE AM GESAMTEN ANFALLENDEN KS; STAND 1994.....	28
GRAFIK 2: : ANTEIL DER VERSCHIEDENEN VERWERTUNGS- UND ENTSORGUNGSWEGE AM GESAMTEN ANFALLENDEN KS; STAND 1999.....	28
GRAFIK 3: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 1 (AUSBRINGUNG VON FLÜSSIGSCHLAMM ALS DÜNGER IN DER LANDWIRTSCHAFT) .....	54
GRAFIK 4: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 2 (AUSBRINGUNG VON DICKSCHLAMM ALS DÜNGER IN DER LANDWIRTSCHAFT).....	66
GRAFIK 5: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 3A (CO-VERBRENNUNG VON ENTWÄSSERTEM KS IN EINER MVA) .....	83
GRAFIK 6: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 3B (CO-VERBRENNUNG VON GETROCKNETEM KS IN EINER MVA / BEST CASE).....	92
GRAFIK 7: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 3C (CO-VERBRENNUNG VON GETROCKNETEM KS IN EINER MVA / WORST CASE).....	105
GRAFIK 8: 3-STOFFDIAGRAMM FÜR DIE ZUSAMMENSETZUNG DER AUSGANGSSTOFFE BEI DER KLINKERHERSTELLUNG.....	110
GRAFIK 9: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 3D (CO-VERBRENNUNG VON GETROCKNETEM KS IM ZEMENTWERK).....	116
GRAFIK 10: BILANZ DER CO <sub>2</sub> -EMISSIONEN FÜR DAS SZENARIO 4 (KOMPOSTIERUNG) .....	140
GRAFIK 11: VERGLEICH DER TREIBHAUSRELEVANTEN EMISSIONEN BEI DEN UNTERSUCHTEN SZENARIEN .....	143
GRAFIK 12: ENTWICKLUNG DES SCHWERMETALL/NÄHRSTOFF-VERHÄLTNISSES IN DER SCHWEIZ IN DEN LETZTEN 25 JAHREN .....	158
GRAFIK 13: VERÄNDERUNG DER NÄHRSTOFFFLÜSSE BEI DER SUBSTITUTION VON MEHRNÄHRSTOFFDÜNGER DURCH KS .....	174
GRAFIK 14: BILANZ DER SCHWERMETALLFRACHTEN BEI DER AUSBRINGUNG VON FLÜSSIGSCHLAMM IN DER LANDWIRTSCHAFT.....	180
GRAFIK 15: NORMIERTE JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI BERÜCKSICHTIGUNG DER ANNAHME DASS DIE WIRKSAMKEIT DES PHOSPHORS IM KS JENER DES PHOSPHORS IM P-DÜNGER ENTSPRICHT. ....	183

GRAFIK 16: NORMIERTE JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI BERÜCKSICHTIGUNG DER ANNAHME, DASS DIE SUBSTITUTION VON P-DÜNGER AUSSCHLIEßLICH SSP UND TSP BETRIFFT.....	185
GRAFIK 17: NORMIERTE JÄHRLICHE SCHWERMETALLFRACHTEN BEI BERÜCKSICHTIGUNG DER ANNAHME, DASS DIE SUBSTITUTION VON P-DÜNGER AUSSCHLIEßLICH AMMONIUMPHOSPHATE (MAP,DAP) UND ANP BETRIFFT.....	187

# **TEIL 1**

## **VERGLEICH DER TREIBHAUSRELEVANTEN EMISSIONEN BEI VERSCHIEDENEN SZENARIEN DER KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG**



# KLÄRSCHLAMM: ANFALL UND VERWERTUNG

---

## I. Anfallender Klärschlamm

Klärschlamm beinhaltet die festen, absetzbaren Bestandteile der ersten (mechanischen) und zweiten (biologischen) Klärstufe einer Abwasserreinigungsanlage.

### 1. Mechanische und biologische Anlagentypen

Die insgesamt 329 Abwasserreinigungsanlagen Luxemburgs (Stand 1998) verteilen sich auf 212 mechanische ARA und 117 biologische ARA.

Eine mechanische ARA besteht im wesentlichen aus folgenden Teilen:

- Vorfang / Rechen: um größere Teile, wie Äste, Blätter, Dosen abzuhalten,
- Sandfang: hier setzen sich größere Teilchen, wie z.B. Sandkörner, die sonst den Betrieb der Anlage stören könnten, ab,
- Öl- und Fettabscheider: um Öle und Fette, welche auf dem Wasser schwimmen abzuscheiden,
- Absetzbecken: Hier wird die Fließgeschwindigkeit des Wassers so stark vermindert, dass sich auch kleine Schwebeteilchen absetzen können. Der anfallende "Primärschlamm" muss dann entfernt und entsorgt werden.

Die mechanischen ARA nutzen rein physikalische Trennverfahren und können lediglich ungelöste Schmutzstoffe aus dem Abwasser entfernen. Ihre Reinigungsleistung ist dementsprechend gering.

In einer biologischen ARA ist der mechanischen Reinigungsstufe noch eine biologische Reinigungsstufe nachgeschaltet. In dieser wird das Abwasser mit verschiedenen, frei schwebenden oder an einem Substrat fixierten Mikroorganismen

in Kontakt gebracht. Die gelösten oder kolloidal dispergierten Schmutzstoffe, die nicht in der mechanischen Reinigung abgetrennt wurden, dienen den Mikroorganismen als Nährstoff. Die Schmutzstoffe werden von den Bakterien veratmet oder in die Biomasse mit eingebaut. Die überschüssige Biomasse wird in einem 2. Absetzbecken abgetrennt und bildet den Sekundärschlamm. Die biologische Anlage kann eine weit höhere Reinigungsleistung erreichen als eine rein mechanische Anlage.

An die biologische Behandlung kann sich gegebenenfalls noch eine Nachbehandlung (Nitrifizierung / Denitrifizierung, Phosphatfällung) anschließen.

Im Regelfall wird der KS in Luxemburg durch Faulung (anaerob) stabilisiert. Das dabei entstehende Faulgas, eine Mischung aus Methan, Kohlenstoffdioxid und Spuren anderer Gase, kann zwecks Energiegewinnung verbrannt werden.

Wie man Tabelle 1 entnehmen kann, haben die größeren KA Luxemburgs eine biologische Ausbaustufe. Die hohe Zahl der mechanischen Anlagen lässt sich damit erklären, dass diese sich oft in kleineren Ortschaften mit wenigen Einwohnern befinden, für die sich eine wesentlich teurere und aufwändigere biologische Anlage nicht lohnen würde.

<b>Größe in EGW</b>	<b>20-500</b>	<b>500-1000</b>	<b>1000-3000</b>	<b>3000-10000</b>	<b>10000-100000</b>	<b>100000-300000</b>	<b>Summe</b>
Mechanische ARA	201	8	2	1			212
Biologische ARA							
▪ Tropfkörper	3	1	-	-	-	-	4
▪ Belebtschlamm	35	16	18	14	10	1	94
▪ Abwasserteich	13	2	3	-	1	-	19
<b>Total</b>	<b>252</b>	<b>27</b>	<b>23</b>	<b>15</b>	<b>11</b>	<b>1</b>	<b>329</b>

Tabelle 1 : Inventar der ARA in Luxemburg; Angaben laut Ministère de l'Environnement; Stand: 1998<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT 2002)



<i>Abwasserreinigungsanlage</i>	<i>Masse KS [Mg]</i>
Beggen	2930
Pétange	777
Bleesbrück	723
Bettembourg	583
Schiffflange	535
SIAS (Obersyren)	366
Mersch	247
Mamer	166
Echternach	157
Bonnevoie	130
Total	6614

**Tabelle 2: Klärschlammproduktion der wichtigsten ARA in Luxemburg; Stand: 1999<sup>4</sup>.**

Die ARA Beggen (Ausbaustufe im Jahr 1999: 300000 Einwohnergleichwerte) ist zuständig für die Abwässer des größten Teils von Luxemburg-Stadt, sowie von Bartringen und Strassen. Sie produziert fast die Hälfte des in Luxemburg anfallenden KS.

### **3. Zusammensetzung**

Der anfallende KS setzt sich zusammen aus den abgesetzten Schlämmen des primären und sekundären Absetzbeckens. Es handelt sich um ein komplexes Gemenge aus organischen und mineralischen Bestandteilen. Die wichtigsten Nährstoffe im KS, auf deren Düngewirkung später eingegangen wird, sind Stickstoff und Phosphor.

Stickstoff kann in mehreren Formen im KS auftreten: Als Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4^+$ ), als Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) oder Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) oder gebunden, und somit wenig verfügbar, als organischer Stickstoff ( $\text{N}_{\text{org}}$ ).

<sup>4</sup> (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT 2000); (WILMES, P. 2000)

Der mineralische Anteil besteht jedoch überwiegend aus Ammonium-Stickstoff. Der Anteil an Nitrat- und Nitrit-Stickstoff im KS ist vernachlässigbar klein<sup>5</sup>.

Die verschiedenen Formen sind mehr oder weniger leicht auswaschbar, daher hängen die Werte für den verfügbaren Stickstoffanteil stark von den Messbedingungen ab. Als Standard für die Messung des Stickstoffanteils hat sich hier die Messung nach Kjeldahl<sup>6</sup> entwickelt.

Der Anteil des Gesamt-Stickstoffs im KS beträgt laut Literatur ca. 4-6%, bezogen auf die Trockensubstanz. Man muss jedoch anmerken, dass sowohl der Gesamt-Stickstoff Anteil als auch das Verhältnis von Gesamt-Stickstoff zu organischem Stickstoff stark von der KS-Behandlung abhängig sind<sup>7</sup>.

Phosphor tritt im KS entweder in mineralischer Form (überwiegend als Phosphation  $\text{PO}_4^{3-}$ ) oder in organischer Form auf. In der mineralischen Form sind die Phosphationen zum größten Teil an metallische Kationen, wie z.B. Eisenionen, Aluminiumionen oder Calciumionen, gebunden. Der Gesamt-Phosphor Gehalt, bezogen auf die Trockensubstanz, beträgt laut Literatur ca. 1.5 – 2.5 % P an der TS<sup>8</sup>. Der Anteil der mineralischen Form am Gesamt-Phosphor ist stark schwankend: er kann 30 – 98 % an der TS betragen.

Der N-und P-Gehalt des luxemburger KS wird in den Kapiteln II.3.3.3 und II.3.3.4 berechnet. Es ergibt sich für nicht entwässerten KS ein N-Anteil von 2.77% w/w an der TS und ein P-Anteil von 2.67% w/w an der TS.

---

<sup>5</sup> (FNDAE(HRSG.) 1990)

<sup>6</sup> Bestimmung von  $N_{\text{org}}$  und  $N_{\text{NH}_4}$ . Mineralisierung einer Probe in Gegenwart von Schwefelsäure und eines Katalysators. Wasserdampfdestillation im alkalischen Bereich und anschließend Säure-Base Titration.

<sup>7</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

<sup>8</sup> (ADEME(HRSG.) 1996b)



## **II. Verwertung / Entsorgung**

Der entstehende KS kann auf verschiedene Weisen entsorgt oder dem Nährstoffkreislauf wieder zugeführt werden:

- Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen.
- Kompostierung, anschließend Verwendung in der Landwirtschaft.
- Ausbringung zwecks Rekultivierung von Industriegeländen, Deponien oder ähnlichem.
- Verbrennung in einer Klärschlammverbrennungsanlage mit Energiegewinnung.
- (Mit-) Verbrennung in einer Müllverbrennungsanlage mit oder ohne Gewinnung von Energie und Wärme.
- Mitverbrennung in einem Zementwerk.
- Deponierung.
- Entsorgung auf See (Küstenstaaten).

Die Entsorgung auf See ist seit 1999 gesetzlich untersagt<sup>9</sup>.

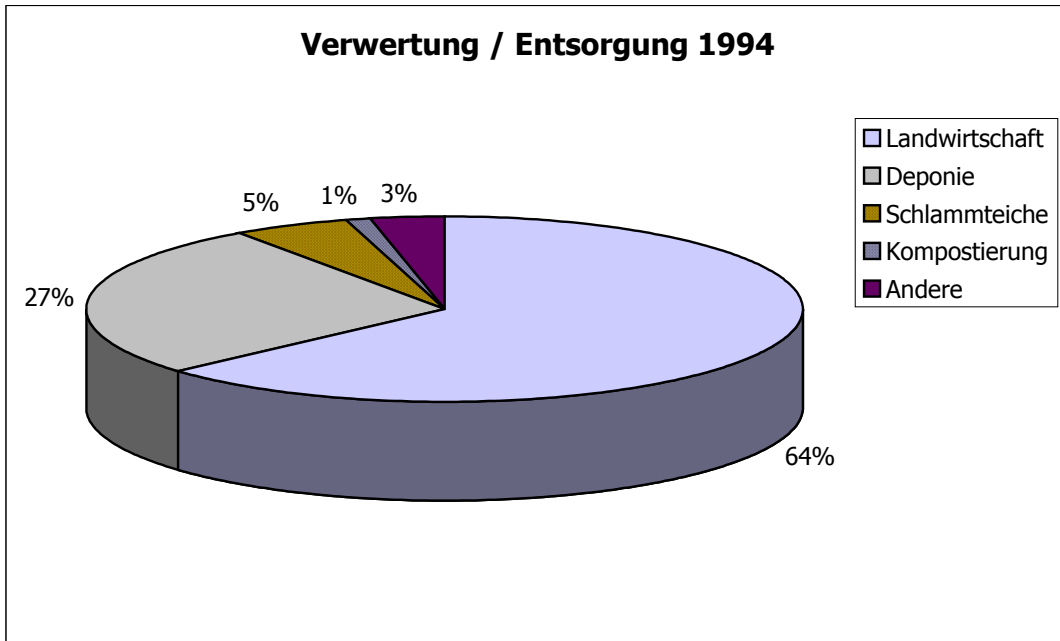
Auch die Endlagerung in Deponien ist umstritten und wird in einigen Jahren komplett eingestellt werden<sup>10</sup>.

Die Entwicklung der Verwertung in Luxemburg wird anhand der Grafiken 1 und 2 verdeutlicht.

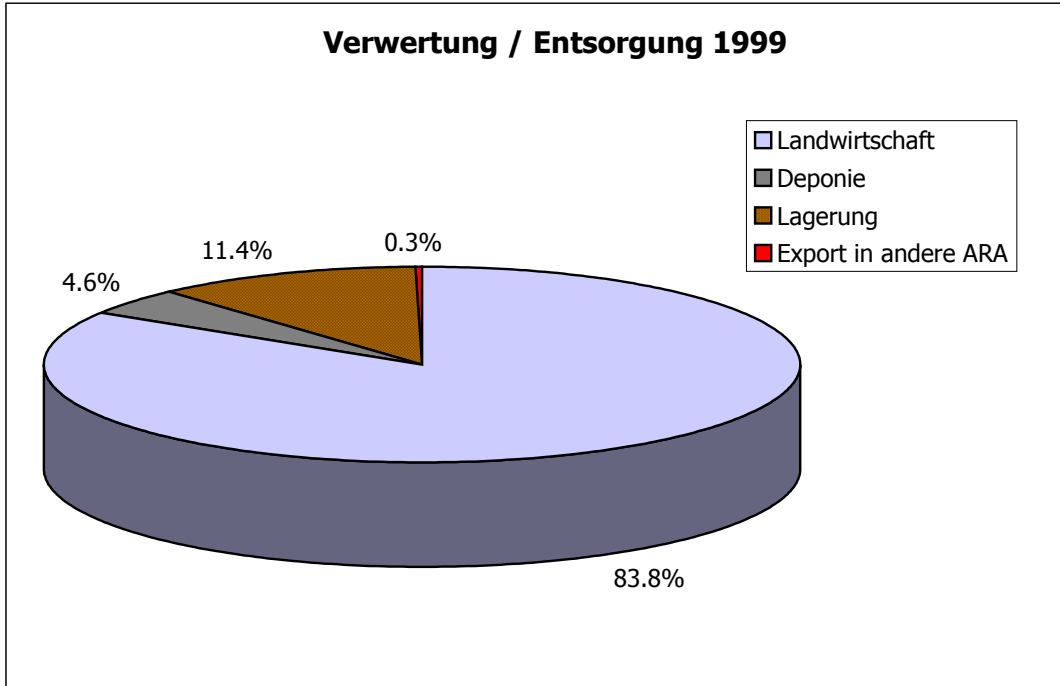
---

<sup>9</sup> (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1991)

<sup>10</sup> (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1999)



**Grafik 1:** Anteil der verschiedenen Verwertungs- und Entsorgungswege am gesamten anfallenden KS; Stand 1994.



**Grafik 2:** Anteil der verschiedenen Verwertungs- und Entsorgungswege am gesamten anfallenden KS; Stand 1999.

Man kann sehen, dass die Menge an KS, die auf Deponien endgelagert wird, zwischen 1994 und 1999 abgenommen hat, vor allem zugunsten der Verwendung in der Landwirtschaft. In einigen Jahren wird die Deponierung keine verfügbare Option mehr sein. Es ist jedoch auch ersichtlich, dass Luxemburg neben der Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen nicht über ein alternatives Konzept zur Klärschlamm Entsorgung verfügt. Die beiden restlichen ‚Entsorgungswege‘, die in der Grafik 2 vorkommen, nämlich die Lagerung und der Export in andere ARA, stellen bestenfalls zeitlich begrenzte Übergangsoptionen dar und können wohl nicht als Lösungen gesehen werden. Es gilt, für die Zukunft, ein ökologisch wie ökonomisch tragbares Konzept zu finden.



# SZENARIEN DER KLÄRSCHLAMMENTSORGUNG

---

## I. Systemgrenzen

Für die vorliegende Untersuchung gelten folgende Systemgrenzen:

- Umwelteinflüsse bei der Produktion des unbehandelten KS werden nicht bilanziert. Da die Abwasserbehandlung die primäre Aufgabe der ARA ist, muss diese Funktion auf jeden Fall erfüllt werden. Die Umwelteinflüsse sind bis zu diesem Stadium überdies für alle Szenarien identisch, so dass man sie vernachlässigen kann.
- Bilanziert wird der unbehandelte KS ab ARA.
- Alle Umwelteinflüsse, die aufgrund der Errichtung der Infrastruktur oder der Anschaffung von Maschinen, Lastwagen und dergleichen anfallen, werden nicht bilanziert. Dies aufgrund der Annahme, dass die Klärschlammentsorgung auf jeden Fall sichergestellt werden muss, und die Betriebsmittel bereits größtenteils vorhanden sind. Zudem würde eine solche Vorgehensweise den Rahmen dieser Studie übersteigen.
- Als Zeitraum wird das Kalenderjahr 1999 gewählt. Da das Zahlenmaterial für diese Zeit jedoch manchmal lückenhaft oder unvollständig ist, muss in verschiedenen Fällen auf Daten für andere Zeiträume zurückgegriffen werden.
- Als räumliche Grenze wird das Land Luxemburg gewählt.
- In diesem ersten Teil dieser Arbeit wird der Einfluss verschiedener Szenarien der Klärschlammverwertung auf den Treibhauseffekt unersucht. Dabei werden jedoch nur die Emissionen von Kohlenstoffdioxid, Methan und Stickoxiden berücksichtigt. Bei der Bilanzierung muss dem Fakt Rechnung

getragen werden, dass sich die verschiedenen Emissionen unterschiedlich stark auf den Treibhauseffekt auswirken. So hat z.B. die Emission von einem kg Methan einen 24.5 mal größeren Einfluss auf den Treibhauseffekt als die Emission von einem kg Kohlenstoffdioxid. Die untersuchten Emissionen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und NO<sub>x</sub>) werden nach den CO<sub>2</sub>-Äquivalente laut IPCC<sup>11</sup> gewichtet (siehe Tabelle 3).

<i>Stoff</i>	<i>kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg des Stoffs</i>
CO <sub>2</sub>	1
N <sub>2</sub> O	320
CH <sub>4</sub>	24.5

**Tabelle 3: Treibhauspotential einiger Stoffe**

- Alle anderen Umwelteinflüsse, wie sie in anderen Stoffstrombilanzen auftauchen (Platzbeanspruchung, Beitrag zum sauren Regen, Radioaktivität...) werden nicht berücksichtigt.
- Der Kohlenstoffgehalt des KS wurde in keinem der Szenarien bilanziert. In der Tat wird der Kohlenstoff im KS nur vorübergehend gebunden und bei jedem der Verwertungsvorgänge freigesetzt. Im Fall der Ausbringung auf Felder ist der Anteil des Kohlenstoffs der in den Boden eingebunden wird zu vernachlässigen – der Kohlenstoffgehalt in den Böden ist konstant<sup>12</sup>.

---

<sup>11</sup> (IPCC 1995)

<sup>12</sup> (ZIMMERMANN, P., DOKA, G. *et al.* 1996)

## **II. Verwendung in der Landwirtschaft**

KS enthält, wie bereits im Kapitel I.3 geschildert, mehr oder weniger große Anteile an Stickstoff und Phosphor. Dies sind beides wichtige Nährstoffe, welche die Pflanzen zum wachsen brauchen. Es sind ebenfalls die wichtigsten Bestandteile der Mineraldünger. Eine mögliche Verwendung des KS ist die Aufbringung auf Felder, wodurch sich ein gewisses Einsparungspotential an Mineraldünger ergibt.

### **1. Regelungen und Rahmenbedingungen**

#### **1.1. Gesetzliche Einschränkungen**

Die Aufbringung von KS auf landwirtschaftliche Flächen wird durch verschiedene Regelungen eingeschränkt:

- Règlement Grand-Ducal du 14 avril 1990 relatif aux boues d'épuration (Klärschlammrichtlinie), abgeändert durch das Règlement Grand-Ducal du 25 juin 1992 sowie das Règlement Grand-Ducal du 20 septembre 1994.

Die luxemburgische Klärschlammrichtlinie beruft sich hauptsächlich auf die europäische Richtlinie 86/278/EWG des Rats vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von KS in der Landwirtschaft, ergänzt durch die Richtlinie 91/692/EWG.

Die wichtigsten Einschränkungen sind :

- Aufbringung von maximal 3Mg TS pro ha pro Jahr,
- Grenzwerte für Schwermetallfrachten und Schwermetallgehalte des KS sowie Schwermetallgehalte des Ackerbodens,

- Einschränkungen je nach Nutzung des Ackerlandes (z.B. keine Aufbringung im Falle von Feldfrüchten, die in direktem Kontakt mit dem Boden sind, keine Aufbringung in Naturschutzgebieten, in den Uferzonen von Gewässern, in Wasserschutzgebieten ... )
  
- Règlement Grand-Ducal du 24 novembre 2000 concernant l'utilisation de fertilisants azotés dans l'agriculture ( welches das Règlement Grand-Ducal du 20 septembre 1994 ersetzt)
  - verbietet die Ausbringung von KS während der Wintermonate
    - vom 15.10. – 01.03 auf unbedeckten Böden
    - vom 15.10. – 15.02. auf bedeckten Böden außer auf Wiesen und Weiden.
  
  - legt eine jährliche Maximalfracht von 170 kg Gesamtstickstoff/ha in der Landwirtschaft außerhalb von Wasserschutzgebieten fest.
  
- Règlement Grand-Ducal du 9 novembre 2001 instituant une prime à l'entretien du paysage et de l'espace naturel et à l'encouragement d'une agriculture respectueuse de l'environnement (Landschaftspflegeprämie).
 

Obwohl es sich hierbei nicht direkt um ein Verbot der Aufbringung von KS handelt, geht dieses Gesetz doch zumindest im Ansatz in diese Richtung. Eine Prämie (immerhin in Höhe von 794€ pro ha pro Kulturjahr) wird an Landwirte vergeben, die sich verpflichten, auf ihren Feldern eine Reihe von Bedingungen, die dem Landschaftsschutz zugute kommen, einzuhalten. Zu diesen Bedingungen zählt auch dass die Landwirte sich verpflichten, auf ihren Ländereien auf den Einsatz von KS zu verzichten<sup>13</sup>.

---

<sup>13</sup> Dies gilt seit Inkrafttreten des Gesetzes für den Gartenbau, und ab dem Kulturjahr 2003/2004 für sämtliche Flächen.

## **1.2. Andere Rahmenbedingungen**

Neben den gesetzlichen Einschränkungen schrecken auch viele Landwirte aus anderen Gründen vor dem Einsatz von KS als Dünger zurück. So wird KS gemeinhin als Abfallprodukt angesehen und die Aufbringung auf Felder hat in den Augen der Öffentlichkeit immer einen negativen Beigeschmack, dies vor allem aufgrund der angeblich sehr hohen Schwermetallbelastung der Schlämme.

So ist es denn auch nicht verwunderlich, dass einige Kunden der Landwirte darauf bestehen dass die an sie gelieferten Produkte nicht auf Feldern gewachsen sind, die mit KS gedüngt wurden.

KS wird zur Zeit in Luxemburg generell umsonst an die Bauern abgegeben. Die Bauern müssen nicht für den KS bezahlen, erhalten jedoch auch keine Zuzahlung für die Abnahme.

Für den Bauern stellt die unentgeltliche Abgabe eine Ersparnis dar (er benötigt ja weniger Mineraldünger auf seinen Feldern), jedoch steht er vor der Frage, welches der Ansehensverlust, und somit auch Einnahmeverlust, bei seinen Abnehmern ist.

In diesem Rahmen stellt sich die Frage, in wie fern die unentgeltliche Abgabe des KS als positiv anzusehen ist. Zwar überzeugt dies vielleicht einige Bauern, KS auf ihren Feldern auszubringen, doch verstärkt es wohl noch die Ansicht, dass es sich hierbei um ein Abfallprodukt (also ohne Wert) handelt. In wie weit ein Verkauf des KS, auch zu einem niedrigen Preis, zu einem Imagegewinn des Produkts führen könnte, bleibt dahingestellt.

## **1.3. Berechnungen: Einklang mit der Rechtslage**

Luxemburg verfügt über eine gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche von 126369ha<sup>14</sup>.

Zieht man hiervon 67666ha ab, welche aufgrund der Landschaftspflegeprämie nicht mit KS gedüngt werden, sowie 16000 ha auf denen biologischer Landbau (DEMETER)

---

<sup>14</sup> (STATEC 2000b)

betrieben wird oder Qualitätsweizen angebaut wird<sup>15</sup>, dann verbleibt noch eine Fläche von 42603 ha, auf denen KS ausgebracht werden kann.

Auf diesen 42603 ha könnten ausgebracht werden:

laut Klärschlammverordnung (max. 3Mg TS·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>):

$$42603 \times 3.00 = 128E+03 \text{ Mg TS a}^{-1}$$

laut Verordnung zur Anwendung von organischen Düngern (max. 270kg N ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>):

$$42603 \times 270 = 11.5E+03 \text{ Mg N a}^{-1}$$

Bei 2.77% N in der TS<sup>16</sup> entspricht dies

$$11502/0.0277 = 415E+03 \text{ Mg TS a}^{-1}.$$

Beide Werte liegen weit über den 8000Mg TS a<sup>-1</sup> die in den kommunalen ARA anfallen. Rechtlich gesehen dürfte also kein Problem bestehen, den in Luxemburg anfallenden KS in der Landwirtschaft zu verwenden.

Man darf jedoch nicht übersehen, dass diese Berechnung auf 2 begünstigenden Hypothesen beruht:

- Diese Berechnung geht von einer gleichmäßigen Verteilung des KS über die gesamte nutzbare Fläche aus. Die Grenzwerte könnten bei Ausbringung der KS sehr wohl *loka*/überschritten werden.
- Die maximal auszubringende Menge könnte durch die Schwermetallkonzentration im KS oder im Boden limitiert werden. Da die Bestimmungen hierzu jedoch sowohl von der Bodenqualität vor Ausbringung als auch von der Schwermetallkonzentration im KS abhängig sind, und da die Daten für die Schwermetallgehalte der luxemburger Böden nur spärlich vorhanden sind, ist die Berechnung der Fläche, die hierdurch wegfällt, schwierig.

---

<sup>15</sup> (SOIL-CONCEPT S.À.R.L. 1998)

<sup>16</sup> Vergleiche Kapitel II.3.3.3

## **2. Klärschlamm als Düngemittel**

Die wichtigsten Nährstoffe im KS sind Stickstoff, Phosphor und Calcium.

### **2.1. Stickstoff**

Stickstoff ist Bestandteil von Proteinen, Nukleinsäuren und Enzymen und daher für Pflanzen und Tiere essentiell. Der benötigte Stickstoff wird von den angebauten Pflanzen aus dem Boden aufgenommen und mit der Ernte abgeführt. Um die Stickstoffkonzentration im Boden konstant zu halten, müssen diese Verluste ausgeglichen werden. Obwohl Stickstoff als Hauptbestandteil der Luft in großen Mengen vorhanden ist, ist er in dieser Form im allgemeinen nicht für die Pflanzen verfügbar. Der Luftstickstoff kann von den meisten Pflanzen nicht direkt fixiert werden; lediglich einige Bakterienarten sind hierzu imstande. Bei intensivem Anbau muss der Stickstoff also in direkt pflanzenverfügbarer Form (als Ammonium- oder Nitratstickstoff) wieder zugeführt werden. Normalerweise geschieht dies durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern oder von mineralischen Düngern (hauptsächlich Calciumammoniumnitrat). Im Jahr 1999 wurden in Luxemburg ca. 18000Mg Stickstoff in Form von mineralischem Dünger auf die Felder aufgebracht<sup>17</sup>.

Auch KS bietet sich aufgrund seiner Zusammensetzung als Stickstoffquelle an. Hier muss man jedoch anmerken, dass nicht alle Erscheinungsformen des Stickstoffs im KS in gleichem Maße pflanzenverfügbar und damit düngewirksam sind. So nehmen Pflanzen bevorzugt den mineralischen Anteil, vor allem in Form von Nitrat, auf. Im Klärschlamm kommt Stickstoff jedoch hauptsächlich organisch gebunden oder in Form von Ammonium-Stickstoff vor. Die Wirksamkeit des KS als Düngemittel ist also davon abhängig, welcher Teil des Stickstoffs aus dem KS im Boden in eine pflanzenverfügbare Form überführt werden kann. Diese Umwandlungsprozesse sind zum Teil sehr langsam. So kann sich die Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs über Jahre hinziehen. Die Düngewirkung des KS bezieht sich dann nicht

---

<sup>17</sup> (STATEC 1999); (STATEC 2000a)

nur auf das Jahr der Ausbringung sondern erstreckt sich über einen längeren Zeitraum.

Insgesamt ist die Düngewirksamkeit von so unterschiedlichen Faktoren wie Bodentemperatur, Bodenbeschaffenheit, pH-Wert, Wassergehalt, Art und Herkunft des KS sowie seiner Behandlung, Art der Aufbringung... abhängig<sup>18</sup>.

## 2.2. Phosphor

Auch Phosphor ist für biologische Organismen essentiell. Er ist Bestandteil der DNS und RNS, und spielt in Form von ATP eine wichtige Rolle beim Energiestoffwechsel. Er ist in Zuckerphosphaten, Phospholipiden und Coenzymen enthalten. Phosphor macht ca. 3% des Trockengewichts von terrestrischen Pflanzen aus.

Im Boden kommt Phosphor entweder in organischer Form, eingebunden in organische Moleküle oder in mineralischer Form, vor allem als Orthophosphat und seltener als Pyrophosphat, vor. Die Phosphationen sind normalerweise an Aluminium-, Eisen-, und/oder Calciumionen gebunden. Im Schnitt macht der mineralische Anteil ungefähr zwei Drittel des Gesamtphosphors aus, der organische Anteil dementsprechend ein Drittel<sup>19</sup>.

Der Anteil an mineralischem Phosphor im Boden schwankt zwischen 0.02% und 0.5%, bei einem Mittelwert von 0.05 %<sup>20</sup>.

Eine Kultur benötigt im Schnitt etwa 28-44 kg P pro ha und Jahr<sup>21</sup>. Im Fall eines Phosphor-Mangels bleiben die Pflanzen verkümmert, die Blüten und Früchte sind verkleinert, und der Ertrag der Kultur sinkt. Die Versorgung mit Phosphor stellt oft den limitierenden Faktor für den Pflanzenwuchs dar, deshalb werden große Mengen Phosphatdünger in der Landwirtschaft verwendet. In Luxemburg wurden im Jahr 1999 etwa 1800 – 6000Mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht. Die

---

<sup>18</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

<sup>19</sup> (FARDEAU, J. C. 1986)

<sup>20</sup> (BARBER, S. A. 1984)

<sup>21</sup> (ADEME(HRSG.) 1996b)

große Differenz zwischen den zwei Werten geht darauf zurück, dass sie auf unterschiedliche Weise berechnet wurden. Der erste Wert beruht auf den Buchhaltungsdaten einer größeren Anzahl von Betrieben<sup>22</sup> während der zweite Wert aus der Differenz zwischen Düngemittelimporten und –exporten berechnet wurde<sup>23</sup>.

Die Phosphorlagerstätten werden weltweit zu ca. 90% zur Herstellung von Düngemitteln verwendet. Doch die Vorräte an abbaubarem Phosphatgestein sind nicht unerschöpflich. Je nach Quelle und festgelegten Rahmenbedingungen reichen die Vorräte noch für knapp 60 bis 500 Jahre<sup>24</sup>. Es wäre demnach sinnvoll, erneuerbare Phosphorquellen zu suchen und zu erschließen.

KS enthält einen mehr oder weniger großen Anteil an Phosphor, der genutzt werden kann um die Kulturen mit diesem Nährstoff zu versorgen. Der Anteil an Phosphor im KS war bereits Gegenstand mehrerer Untersuchungen.

Eine Untersuchung in der Schweiz anhand von 1511 Proben ergab einen mittleren Anteil von 2.5% Phosphor an der Trockenmasse<sup>25</sup>.

Eine ähnliche Untersuchung in Österreich anhand von 1665 Proben ergab einen Phosphoranteil von 1.3%<sup>26</sup>.

Der Anteil an Phosphor im luxemburger KS wird anhand der zur Verfügung stehenden Daten in Kapitel 3.3.4 berechnet und beträgt ca. 2.67% w/w an der TS.

Man muss jedoch bedenken, dass der Anteil an P wesentlich von der Art des KS abhängig ist. So ist der P-Anteil bei einer ARA mit Phosphat-Eliminierung im Allgemeinen höher als bei einer Anlage, die dies nicht tut. Auch der Entwässerungsgrad und die Art der Entwässerung spielen hier eine Rolle. So können die Trocknung oder die Entwässerung unter vermindertem Druck zu einer Verringerung des P-Anteils von 30-50% führen<sup>27</sup>, die Entwässerung von anaerob stabilisiertem KS durch Zentrifugation hat jedoch keine Auswirkungen auf den Phosphor-Gehalt<sup>28</sup>.

---

<sup>22</sup> (STATEC 1999)

<sup>23</sup> (STATEC 2000a)

<sup>24</sup> (LINDENTHAL, T. 2000)

(WAGNER, M. 2002)

<sup>25</sup> (FURRER, O. J. S., W. 1981)

<sup>26</sup> (AICHBERGER, K. 1990)

<sup>27</sup> (COLIN, F. 1983)

<sup>28</sup> (SYNDICAT INTERCOMMUNAL DE L'AGGLOMÉRATION CHARTRAINE 1991)

### 2.3. Anmerkung: Überdüngung

Wie bereits geschildert, werden mineralische Stickstoff- und Phosphordünger in großen Mengen auf die Felder aufgebracht. In der Regel werden sogar mehr Nährstoffe zugeführt, als dem Boden durch die Ernte entzogen werden. Dies führt zu einem Nährstoffüberschuss. So wurde z.B. in Deutschland für das Wirtschaftsjahr 1993/1994 ein Stickstoffüberfluss von 116.5 kg pro ha und ein Phosphorüberschuss von 9.2 kg P pro ha errechnet<sup>29</sup>.

Die Nährstoffe die nicht mit der Ernte abgeführt werden, können sich im Boden anreichern (vor allem Phosphat) oder aber sie werden ausgeschwemmt (Nitrat auswaschung) oder gehen in die Atmosphäre (Ammoniakverflüchtigung; Denitrifikation). Die ausgewaschenen Nährstoffe gelangen in die Gewässer und tragen dort zur Eutrophierung bei.

Es wäre nicht dienlich (und auch nicht möglich), zu versuchen, sämtliche Düngemittelimporte durch KS zu ersetzen. Davor müsste ein Umdenken in der Landwirtschaft stattfinden, nämlich im Sinne, dass das Ziel der Landwirtschaft nicht die kurzzeitige maximale Ertragsmenge sein kann, sondern dass einer langfristigen Entwicklung Rechnung getragen werden muss. In diesem Sinne wäre eine ausgeglichene Düngung anstrebenswert, welche die minimale Zufuhr von Nährstoffen gewährleistet um den Bedürfnissen der Pflanze zu entsprechen, jedoch die Nährstoffanreicherung im Boden sowie die Nährstoffverluste in Gewässer und Luft unter einem umweltverträglichen Maß hält<sup>30</sup>.

---

<sup>29</sup> (UMWELTBUNDESAMT 1997)

<sup>30</sup> (BRAUN, M., HURNI, P. *et al.* 1994)

### **3. Szenario 1: Verwendung von nicht entwässertem Klärschlamm (Flüssigschlamm) in der Landwirtschaft**

#### **3.1. Annahmen**

Es wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Der nicht entwässerte Flüssigschlamm hat einen TS-Gehalt von 5%.
- Der Transport des KS erfolgt per LKW 16Mg EURO3.
- Die Auslastung der LKW inklusive Rückfahrt beträgt 40%.
- Die substituierten Dünger sind Einfachdünger und keine Mehrnährstoffdünger. Der im KS enthaltene Stickstoff ersetzt somit ausschließlich N-Dünger, der Phosphor ausschließlich P-Dünger.

#### **3.2. Bilanzierte Prozesse**

Die treibhausrelevanten Emissionen folgender Prozesse werden für dieses Szenario bilanziert:

- Transport des KS mit LKW (16Mg) von der ARA zum Einsatzort.
- Bereitstellung von Mineraldünger.

Die Ausbringung auf die Felder wird weder für den KS noch für den Mineraldünger bilanziert. Es wird angenommen dass die hierbei entstehenden CO<sub>2</sub>-Emissionen vergleichsweise klein sind, und sich außerdem die Emissionen in beiden Fällen (Ausbringung von KS oder Mineraldünger) ungefähr die Waage halten.

### 3.3. Berechnungen

#### 3.3.1. Eckdaten Klärschlamm

KS, der nur statisch, also fast ohne Energieaufwand entwässert wurde, hat einen Wasseranteil von ca. 95%. Daraus ergibt sich eine Gesamtmasse von

$$m_{KS} = \frac{m_{TS}}{x_{TS}}$$

$m_{KS}$ :	Masse des KS.
$m_{TS}$ :	Masse der Trockensubstanz im KS.
$x_{TS}$ :	Trockensubstanzanteil des KS (w/w).

$$m_{KS} = \frac{8.00E+03Mg}{0.05} = 160E+03Mg \text{ KS.}$$

Es wird angenommen, dass es sich einzig und allein um anaerob stabilisierten (gefaulten) KS handelt.

#### 3.3.2. Transport Klärschlamm

Die mittlere Transportdistanz des KS zur Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen wurde anhand der Daten der ARA Bettembourg, Pétange und Schifflange berechnet (siehe Anhang). Für die Berechnungen wird ein Transportweg von 30 km (nur Hinfahrt) veranschlagt.

Es wird angenommen, dass der Transport mit einem LKW mit einer maximalen Ladekapazität von 16Mg durchgeführt wird, welcher der Abgasnorm EURO3 entspricht. Ein solcher LKW verursacht betriebsbedingt (also ohne Emissionen, die durch Herstellung, Unterhalt, Entsorgung, Precombustion<sup>31</sup> oder Infrastrukturen verursacht werden) Emissionen in Höhe von 770 g CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro km<sup>32</sup>.

---

<sup>31</sup> Bereitstellung der Energieträger

<sup>32</sup> (MAIBACH, M., PETER, D. *et al.* 1995)

Ferner wird angenommen dass die mittlere Auslastung des LKW 40% beträgt: der LKW fährt mit einer Auslastung von 80% zum Einsatzort. Da der Transport ausschließlich das bilanzierte Ladegut (KS) betrifft, muss er ohne Ladung zurückfahren. Die mittlere Auslastung beträgt 40%.

Um die 160E+03Mg KS an ihren Einsatzort zu bringen sind insgesamt

$$d_{tot} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d}$$

$d_{tot}$ : Fahrzeugkilometer zum Transport des KS.  
 $m_{LKW}$ : Maximale Zuladung des LKW (hier: 16Mg).  
 $y$ : Mittlere Auslastung des LKW.  
 $\bar{d}$ : Mittlerer Transportweg des KS.

$$d_{tot} = \frac{160E+03Mg}{16 \cdot 0.4 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 30 \frac{km}{Fahrt} = 750E+03 \text{ Fahrzeugkilometer}$$

nötig.

Bei Emissionen von 770g CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Fahrzeugkilometer ergeben sich somit Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{a}q} = d_{tot} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{a}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen [CO<sub>2</sub>-Äquivalente].  
 $d_{tot}$ : Fahrzeugkilometer zum Transport des KS.  
 $Em_{LKW}$ : Emissionen des LKW 16Mg pro Fahrzeugkilometer.

$$m_{CO_2-\ddot{a}q} = 750E+03km \cdot 0.770 \frac{kg}{km} = 578Mg \text{ CO}_2\text{-Äquivalente.}$$

### 3.3.3. Substitution von Stickstoffdünger

#### Verfügbare Stickstoffgehalt im Klärschlamm

Analysen des luxemburger KS haben die Resultate in Tabelle 4 ergeben.

<i>ARA</i>	<i>Masse KS (TS) [Mg]</i>	<i>Anteil N an der TS [%]</i>
Beggen	2930	2.57
Bettembourg	583	2.02
Bleesbrück (SIDEN)	723	2.8
Bonnevoie	130	2.41
Mersch (SIDERO)	247	1.93
Pétange (SIACH)	777	2.09
Schiffflange (SIVEC)	535	2.4

Tabelle 4: Stickstoffanteil im luxemburger KS<sup>33</sup>

Aus diesen Werten errechnet sich ein gewichteter Mittelwert von 2.43% Stickstoffanteil an der Trockenmasse. Dieser relativ niedrige Anteil ist zum Teil dadurch zu erklären, dass Messungen auf Schlämmen unterschiedlichen Entwässerungsgrades durchgeführt wurden. Da bei der Entwässerung jedoch ein Teil der wasserlöslichen Stickstoffverbindungen mit dem Schlammwasser verloren geht, ist der Stickstoffanteil abhängig vom Entwässerungsgrad.

Man kommt also nicht umhin, die Werte auf einen gleichen Trockensubstanzgehalt zu korrigieren. Um diese Korrektur durchzuführen wird von folgenden Hypothesen ausgegangen:

- Der Stickstoffverlust ist direkt (linear) abhängig vom Entwässerungsgrad.
- Der Trockensubstanzgehalt von Flüssigschlamm beträgt 5%.
- Der Trockensubstanzgehalt von (entwässertem) Dickschlamm beträgt 30%.
- Die Entwässerung von 5% auf 30% TS-Gehalt verursacht einen Verlust von 40% des Stickstoffanteils.

---

<sup>33</sup> (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT 2000)

Mit Hilfe dieser Annahmen wird aus den zur Verfügung stehenden Werten der Stickstoffanteil in nicht entwässertem Flüssigschlamm mit einem TS-Gehalt von 5% zurückgerechnet.

<i>ARA</i>	<i>Masse (TS)</i> <i>[Mg]</i>	<i>Anteil N an der TS</i> <i>[%]</i>	<i>TS-Gehalt</i> <i>[%]</i>	<i>Verlust N durch Entwässerung</i> <i>[%]</i>	<i>Anteil N bei TS-Gehalt 5%</i> <i>[%]</i>
Beggen	2930	2.57	11.06	9.70	2.84
Bettembourg	583	2.02	19.73	23.6	2.64
Bleesbrück (SIDEN)	723	2.8	7.34	3.74	2.91
Bonnevoie	130	2.41	7.53	4.05	2.51
Mersch (SIDERO)	247	1.93	5.27	0.432	1.94
Pétange (SIACH)	777	2.09	14.51	15.2	2.46
Schifflange (SIVEC)	535	2.4	20.0	24.0	3.16

**Tabelle 5: Berechnung des N-Gehalts von nicht entwässertem Flüssigschlamm (5% TS-Gehalt).**

Es ergibt sich ein gewichteter Mittelwert von 2.77% Stickstoffanteil an der Trockenmasse.

Mit diesem Wert können die jährlich anfallenden Stickstofffrachten im luxemburger KS berechnet werden:

Es fallen jährlich

$$m_{N,KS} = m_{TS} \cdot x_N$$

- $m_{N,KS}$ : Masse an Stickstoff im KS.
- $m_{TS}$ : Masse der Trockensubstanz im KS.
- $x_N$ : Stickstoffanteil im KS

$$m_{N,KS} = 8.00E+03Mg \cdot 0.0277 = 222Mg$$

Stickstoff im luxemburger KS an.

Wie bereits angeschnitten, kann dies jedoch nicht mit einer gleichen Masse an Stickstoff in Mineraldünger gleichgesetzt werden. Um das Substitutionspotential an Mineraldünger zu errechnen, muss man von Transferkoeffizienten ausgehen. Diese Transferkoeffizienten bestimmen den Anteil des Stickstoffanteils im KS der letztlich von den Pflanzen aufgenommen wird.

Der Transferkoeffizient für Stickstoff in der Landwirtschaft kann auf verschiedene Weisen bestimmt werden. Die dabei erhaltenen Werte sind recht unterschiedlich, wie folgende Zusammenstellung zeigt:

<i>Art des KS</i>	<i>Düngewirkung/ Transferkoeffizient</i>
Versuche im Labor	
Flüssig, stabilisiert oder gefault	30-50% der Düngewirkung eines mineralischen Düngers (Ammoniumnitrat) <sup>34</sup>
Fest, stabilisiert oder gefault	20-40% der Düngewirkung eines mineralischen Düngers (Ammoniumnitrat) <sup>34</sup>
Flüssig, gefault	$k_N = 0.9 \text{ N-NH}_4 + 0.25 \text{ N}_{\text{org}}$ <sup>35</sup>
Gefault	$k_N = \text{N-NH}_4 + 0.16 \text{ N}_{\text{org}}$ <sup>36</sup>
Flüssig, gefault	$k_N = \text{N-NH}_4 + 0.15 \text{ N}_{\text{org}}$ <sup>37</sup>
Feldversuche / Versuche in Gewächshäusern	
Es gibt hierzu eine Vielzahl von Ergebnissen mit verschiedenen Böden, Schlämmen und angebauten Pflanzen. Bei den flüssigen, gefaulten Schlämmen lag der Transferkoeffizient normalerweise zwischen 30 und 50%. Für entwässerte Schlämme gibt es hingegen nur sehr wenige Resultate. Die Werte liegen zwischen 30 und 40% bei Versuchen im Gewächshaus (2 Versuche) und bei 15% bei Feldversuchen (4 Versuche) <sup>38</sup>	
Berechnung aufgrund von Nährstoffbilanzen	
/ <sup>39</sup>	$k_N = 0.63$ <sup>40</sup>
/ <sup>39</sup>	$k_N = 0.4$ <sup>41 42</sup>

**Tabelle 6: Transferkoeffizienten von Stickstoff in der Landwirtschaft**

<sup>34</sup> (ANRED 1982)

<sup>35</sup> (FURRER, O. J. B., R. 1978)

<sup>36</sup> (COKER, E. G. 1966) ; (COKER, E. G. 1979b); (COKER, E. G. 1979a)

<sup>37</sup> (ISWA(HRSG.) 1997)

<sup>38</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

<sup>39</sup> Bei diesen Studien wurde aufgrund der Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft ein globaler Transferkoeffizient errechnet. Dieser beschränkt sich nicht auf die Verwendung von Klärschlamm.

<sup>40</sup> (BRAUN, M., HURNI, P. et al. 1994)

<sup>41</sup> Für Betrieb gemischt Ackerbau / Viehzucht

<sup>42</sup> (BACCINI, P. VON STEIGER, B. 1993)

Im Rahmen dieser Arbeit wird angenommen, dass die Düngewirkung des KS 40% derer eines mineralischen N-Düngers entspricht<sup>43</sup>.

Die 222Mg Stickstoff im KS können also

$$m_N = m_{N,KS} \cdot k_N$$

$m_N$ : Masse des Stickstoffs aus mineralischem N-Dünger der substituiert werden kann.

$m_{N,KS}$ : Masse an Stickstoff im KS.

$k_N$ : Relative Düngewirksamkeit des KS in Bezug auf Stickstoff. Es wird angenommen dass 1kg N im KS die gleiche Düngewirksamkeit hat wie 0.4kg N aus mineralischem N-Dünger.  $k_N = 0.4$ .

$$m_N = 222Mg \cdot 0.4 = 88.8Mg$$

Stickstoff aus Mineraldünger substituieren.

### **Bilanzierung des substituierten Prozesses: Bereitstellung von N-Dünger**

Die Verteilung der Stickstoffdünger nach Absatz geht aus Tabelle 7 hervor.

---

<sup>43</sup> (ANRED 1982)

<i>Düngemittel</i>	<i>Formel</i>	<i>Anteil N an der Masse [%]</i>	<i>Absatz, bezogen auf N-Gehalt [%]</i>
Calciumammoniumnitrat	$\text{NH}_4\text{NO}_3$ <sup>44</sup>	26.8	62.8
Harnstoff	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	46.7	10.3
UAN-Lösung	$\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CO}(\text{NH}_2)_2$	32.0	13.0
Ammoniumphosphate	$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	14.5 <sup>45</sup>	3.3
Ammoniumnitratphosphat	$\text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot \text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	22.0	10.6
Summe		100	100

**Tabelle 7: N-Düngemittelabsatz nach Düngemittelarten / Deutschland 1993/94<sup>46</sup>**

Bei der Herstellung von N-Dünger werden große Mengen Ammoniak verwendet. Die Ammoniaksynthese nach dem Haber-Bosch Verfahren (aus Wasserstoff und Stickstoff) ist ein energieaufwändiger Prozess, und der Energieverbrauch dieses Prozesses dominiert die gesamte N-Düngerherstellung.

Durch N-Düngerproduktion und Bereitstellung werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von 7.186Mg CO<sub>2</sub> pro Mg N im Endprodukt verursacht. In diesem Wert ist sowohl die Herstellung des N-Düngers als auch der Transport bis zum Feldrand berücksichtigt. Die Ausbringung des N-Düngers wird, wie im Kapitel II.3.1 beschrieben, nicht berücksichtigt.

Die Herstellung und der Transport bis zum Feldrand von 88.8Mg N-Dünger (bezogen auf Stickstoff) hätte Emissionen von

<sup>44</sup> Da Ammoniumnitrat explosiv ist wird das geschmolzene Ammoniumnitrat mit Kalkstein versetzt. Das so erhaltene CAN ist weniger gefährlich. Der N-Gehalt sinkt durch diesen Prozess auf ca. 27%.

<sup>45</sup> Mittelwert

<sup>46</sup> (PATYK, A. REINHARDT, G. 1997)

$$m_{CO_2-\ddot{a}q} = m_N \cdot Em_{N-D\ddot{u}nger}$$

- $m_{CO_2-\ddot{a}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen [CO<sub>2</sub>-Äquivalente].
- $m_N$ : Masse des Stickstoffs aus mineralischem N-Dünger der substituiert werden kann.
- $Em_{N-D\ddot{u}nger}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg N in mineralischem N-Dünger.

$$m_{CO_2-\ddot{a}q} = 88.8Mg \cdot 7.19 \frac{Mg}{Mg} = 638Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

### **Ausbringung**

Die Ausbringung des Produkts wird weder für den Mineraldünger noch für den KS bilanziert. Es wird angenommen dass sich die CO<sub>2</sub>-Emissionen hierbei ungefähr die Waage halten.

### **3.3.4. Substitution von Phosphordünger**

#### **Verfügbarer P-Gehalt im Klärschlamm**

Analysen des luxemburger KS haben die Resultate in Tabelle 8 ergeben

<i>ARA</i>	<i>Masse KS (TS)</i> <i>[Mg]</i>	<i>Anteil P an</i> <i>der TS</i> <i>[%]</i>
Beggen	2930	3.06
Bettembourg	583	2.59
Bleesbrück (SIDEN)	723	2.43
Bonnevoie	130	3.35
Mersch (SIDERO)	247	1.49
Pétange (SIACH)	777	2.11
Schifflange (SIVEC)	535	2.14

**Tabelle 8: Phosphoranteil im luxemburger Klärschlamm<sup>47</sup>**

Aus diesen Werten ergibt sich ein gewichteter Mittelwert von 2.67% Phosphoranteil an der Trockenmasse.<sup>48</sup>

Es fällt somit eine jährliche Gesamtfracht von

$$m_{P,KS} = m_{TS} \cdot x_P$$

- $m_{P,KS}$ : Masse an Phosphor im KS.
- $m_{TS}$ : Masse der Trockensubstanz im KS.
- $x_P$ : Phosphoranteil im KS.

$$m_{P,KS} = 8.00E+03Mg \cdot 0.0267 = 214Mg$$

Phosphor im luxemburger KS an.

Der Transferkoeffizient von Phosphor war bereits Gegenstand mehrerer Untersuchungen. Genau wie beim Stickstoff wurden Versuche im Labor und auf Parzellen durchgeführt<sup>49</sup> oder der Transferkoeffizient wurde aufgrund von Stoffflüssen berechnet<sup>50</sup>.

<sup>47</sup> (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT 2000)

<sup>48</sup> Der Phosphoranteil von anaeroben Schlämmen bleibt bei der Zentrifugation nahezu unverändert (vergl. Kapitel 2.2)

<sup>49</sup> (ADEME(HRSG.) 1996b)  
(ISWA(HRSG.) 1997)

Die Versuche ergaben, dass die Wirksamkeit des Phosphors im Vergleich zu der eines mineralischen P-Düngers bis zu 100% und mehr betragen kann. Im Fall von Schlämmen aus biologischen ARA die mit mineralischen Zusatzstoffen ausgeflockt wurden beträgt die relative Wirksamkeit noch 60-80%<sup>51</sup>.

Es wird angenommen, dass die Düngewirksamkeit des KS in Bezug auf Phosphor 70% derer eines mineralischen P-Düngers entspricht.

### **Substituierter P-Dünger**

Die 214Mg Phosphor im KS gestatten es uns also

$$m_p = m_{p,KS} \cdot k_p$$

- $m_p$ : Masse des Phosphors aus mineralischem P-Dünger der substituiert werden kann.
- $m_{p,KS}$ : Masse an Phosphor im KS.
- $k_p$ : Relative Düngewirksamkeit des KS in Bezug auf Phosphor. Es wird angenommen dass 1kg P im KS die gleiche Düngewirksamkeit hat wie 0.7kg P aus mineralischem P-Dünger.  $k_p = 0.7$ .

$$m_p = 214Mg \cdot 0.7 = 150Mg$$

Phosphor aus Mineraldünger zu substituieren.

### **Emissionen bei der Bereitstellung von P-Dünger**

Der P-Düngemittelabsatz nach Düngemittelarten im Wirtschaftsjahr 1993/94 in Deutschland geht aus der Tabelle 9 hervor.

---

<sup>50</sup> (ZIMMERMANN, P., DOKA, G. et al. 1996)

(BACCINI, P. VON STEIGER, B. 1993)

<sup>51</sup> (ADEME(HRSG.) 1996b)

<i>Düngemittel</i>	<i>Anteil P an der Masse [%]</i>	<i>Absatz, bezogen auf P-Gehalt [%]</i>
Singlesuperphosphat (SSP)	8.73	7.0
Tripelsuperphosphat (TSP)	21.2	21.0
Ammoniumphosphate (MAP, DAP <sup>52</sup> )	21.8	16.9
Ammoniumnitratphosphat	9.60	55.1
Summe		100

Tabelle 9: P-Düngemittelabsatz nach Düngemittelarten / Deutschland 1993/94<sup>53</sup>

Phosphatdünger wird zum größten Teil aus Rohphosphaten gewonnen, zu einem kleinen Teil auch in Form von Thomasphosphat als Nebenprodukt bei der Eisenverhüttung. Das wichtigste Phosphaterz ist Apatit ( $\text{Ca}_{10}\text{F}_2(\text{PO}_4)_6$ ). Um das Phosphaterz in eine lösliche und somit pflanzenverfügbare Form zu überführen wird es mit einer Säure (normalerweise Schwefelsäure oder Salpetersäure) aufgeschlossen. Weder die Bereitstellung der Säuren noch der Abbau und die Bearbeitung des Rohphosphats oder die Aufschlussreaktion sind sonderlich energieintensive Prozesse. Daher fallen auch bei der Herstellung von P-Dünger wesentlich geringere treibhausrelevante Emissionen an als bei der von N-Dünger.

Im Schnitt fallen bei Herstellung und Bereitstellung ab Feldrand eines mittleren P-Düngers 412kg  $\text{CO}_2$ -Äquivalente pro Mg  $\text{P}_2\text{O}_5$  an<sup>53</sup>.

Ausgedrückt in  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten pro Mg P in P-Dünger entspricht dies

$$Em_{P\text{-Dünger}} = \frac{Em_{P_2O_5\text{-Dünger}}}{\alpha}$$

$Em_{P\text{-Dünger}}$ : Emissionen in  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg P in P-Dünger

$Em_{P_2O_5\text{-Dünger}}$ : Emissionen in  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg  $\text{P}_2\text{O}_5$  in P-Dünger

$\alpha$ : Masse an P in 1Mg  $\text{P}_2\text{O}_5$  [Mg]

<sup>52</sup> MAP: Monoammoniumphosphat, DAP: Diamoniumphosphat

<sup>53</sup> (PATYK, A. REINHARDT, G. 1997)

$$Em_{P\text{-Dünger}} = \frac{412\text{kg}}{0.436} = 945\text{kg}$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Mg P in mineralischem P-Dünger.

Durch die Verwendung von KS anstelle von P-Dünger können also

$$m_{CO_2\text{-Äq}} = m_P \cdot Em_{P\text{-Dünger}}$$

$m_{CO_2\text{-Äq}}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten

$m_P$ : Masse des Phosphors aus mineralischem P-Dünger der substituiert werden kann

$Em_{P\text{-Dünger}}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg P in mineralischem P-Dünger.

$$m_{CO_2\text{-Äq}} = 150\text{Mg} \cdot 945 \frac{\text{kg}}{\text{Mg}} = 142\text{Mg}$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalente aus der Düngemittelproduktion vermieden werden.

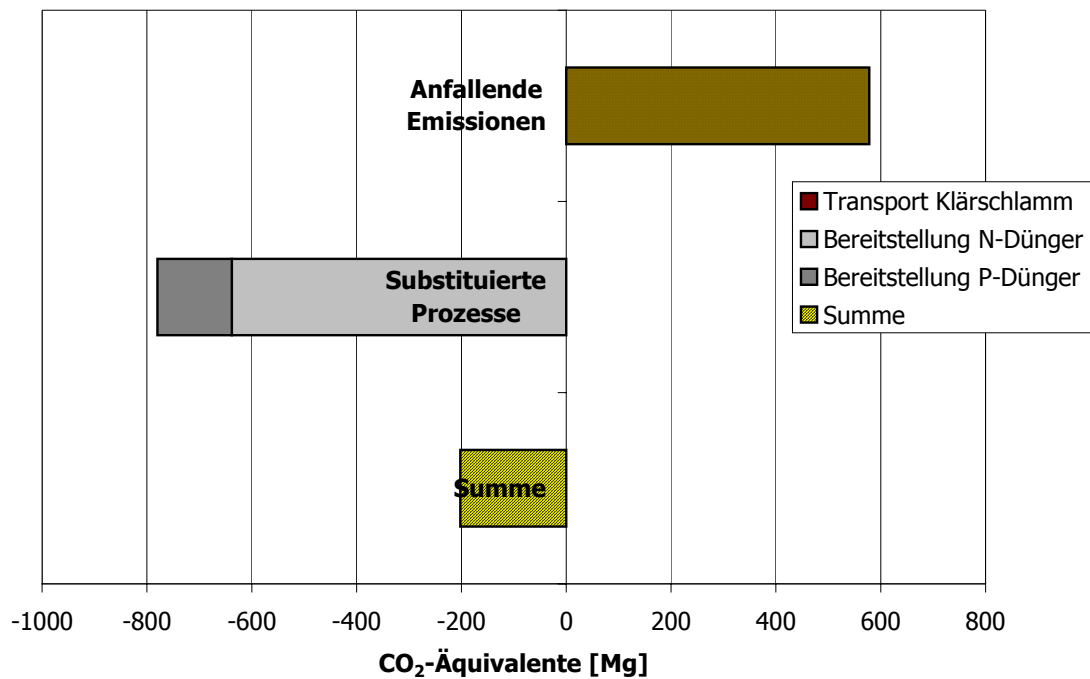
### 3.3.5. Bilanz

Prozess	CO <sub>2</sub> -Äquivalente [Mg]
Transport KS	578
Bereitstellung N-Dünger	-638
Bereitstellung P-Dünger	-142
Summe	-202

Tabelle 10: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 1

Die Resultate sind in der Grafik 3 dargestellt.

#### Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 1



Grafik 3: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 1 (Ausbringung von Flüssigschlamm als Dünger in der Landwirtschaft)

### 3.4. Diskussion

Die Verwertung von Flüssigschlamm in der Landwirtschaft hat den Vorteil, dass hierbei die im KS enthaltenen Nährstoffe bestmöglich verwertet werden. Bei allen anderen Szenarien gehen die im Flüssigschlamm enthaltenen Nährstoffe zumindest teilweise verloren.

Die Herstellung von mineralischem N-Dünger ist letztlich aufgrund der hohen Bindungsenergie im  $N_2$ -Molekül ein stark energieaufwändiger Prozess. Durch Substitution durch KS kann ein Teil des N-Düngers eingespart werden, und die damit verbundenen Emissionen können diesem Szenario zugute geschrieben werden.

Aus Sicht der treibhausrelevanten Emissionen spielt die Substitution von P-Dünger eine untergeordnete Rolle. Bedingt durch die relativ einfachen chemischen Prozesse bei der Herstellung von P-Dünger aus Rohphosphat ist die Herstellung von P-Dünger weniger energieaufwändig als jene von N-Dünger. Auch die großen Transportwege der Rohstoffe ändern nichts an dieser Situation. Hinzu kommt noch, dass das Substitutionspotential von KS gegenüber Stickstoff etwas größer ist als gegenüber Phosphor.

Allerdings wird bereits heute der im KS enthaltene Phosphat-Anteil oft als wichtiger erachtet als der Stickstoff-Anteil. Fast unbegrenzten Stickstoff-Reserven, die durch das Haber-Bosch-Verfahren zu Ammoniak umgesetzt werden können und dann zu N-Dünger weiterverarbeitet werden können, stehen stark begrenzte Vorkommen an Rohphosphaten gegenüber. Bedingt durch die zunehmende Verknappung der abbaubaren Rohphosphat-Reserven wird sich eine Rückgewinnung des Phosphor-Anteils im Abwasser in Zukunft aufdrängen.

Es sei hier nur noch angemerkt dass eine Rückgewinnung des KS nicht allein durch die landwirtschaftliche Verwendung des KS bewerkstelligt werden kann. Es existieren ebenfalls Verfahren um die Phosphate z.B. aus den nach einer thermischen Verwertung zurückbleibenden Aschen zu extrahieren. Diese wurden jedoch in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Der drohende Mangel an Phosphat-Reserven fällt allerdings außerhalb des Bilanzierungsrahmens dieser Arbeit, und kann daher nicht berücksichtigt werden.

Als nachteilig für dieses Szenario stellen sich die relativ hohen Emissionen beim Transport des KS heraus. Zwar ist der Flüssigschlamm (im pumpfähigen Zustand) relativ einfach zu lagern, zu transportieren und auf die Felder aufzubringen, doch erscheint es wenig wirtschaftlich, und auch ökologisch nicht sinnvoll, den Wasseranteil von 95% über die relativ großen Transportdistanzen mitzubefördern.

Letztendlich stehen 780Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten die aufgrund der Düngewirkung des KS gutgeschrieben werden können 578Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten die durch den Transport des KS verursacht werden gegenüber. Es verbleibt eine CO<sub>2</sub>-Gutschrift von 202Mg für dieses Szenario.

## **4. Szenario 2 : Verwendung von entwässertem Klärschlamm (Dickschlamm) in der Landwirtschaft**

### **4.1. Auswirkungen der Entwässerung**

Nicht entwässerter KS hat einen Trockensubstanzgehalt von ca. 5%, besteht also zu größten Teilen aus Wasser.

Um das Volumen und die Masse des KS zu verringern kann dieser mechanisch entwässert werden. Durch den Verlust des Schlammwassers steigt der Trockensubstanzgehalt auf ca. 30%. In diesem Zustand ist der Schlamm stichfest, er ist zwar nicht mehr pumpfähig, kann jetzt jedoch mit Schaufeln bearbeitet werden. Die Aufbringung auf die Felder erfolgt normalerweise mit einem Miststreuer.

Die Entwässerung geschieht normalerweise durch Einsatz von Kammerfilterpressen, Siebbandpressen oder Zentrifugen. Anlagen zur Unterdruckfiltration waren früher beliebt, sind jedoch heute weitgehend durch die anderen Techniken verdrängt. Bei den Zentrifugen setzt sich die Ausführung als Dekanter zunehmend durch.

Bei der Entwässerung verliert der KS auch einen Teil der darin enthaltenen Nährstoffe. Da hiervon naturgemäß vor allem die löslichen Verbindungen betroffen sind, können die Auswirkungen auf den Anteil an mineralischem Stickstoff (Ammonium oder gegebenenfalls Nitrat) beträchtlich sein. Der organische Anteil an Stickstoff, sowie der Phosphoranteil bleiben bei Einsatz von Dekantern oder Siebbandpressen im wesentlichen unverändert (Die Phosphationen liegen vor allem in Form von unlöslichen Metallphosphaten vor). Der Verlust an Ammonium-Stickstoff hat einen ernstzunehmenden Einfluss auf die Düngewirkung, da es sich hierbei um die besser pflanzenverfügbare Form des Stickstoff im KS handelt. Der organische gebundene Stickstoff bleibt zwar weitgehend erhalten, wird im Boden jedoch nur über größere Zeiträume und auch dann nur teilweise mineralisiert und in pflanzenverfügbare Form umgewandelt. Dies wird auch durch die Berechnungsformeln der Transferkoeffizienten veranschaulicht (siehe Tabelle 6). Der

Ammonium-Stickstoff geht fast vollständig, der organisch gebundene Stickstoff jedoch nur teilweise in die Pflanzen über.

## **4.2. Bilanzierte Prozesse**

Zuzüglich zu den Prozessen aus Szenario 1 müssen bei der Ausbringung von Dickschlamm zusätzlich die Emissionen, welche durch die Entwässerung verursacht werden, berücksichtigt werden. Es handelt sich hierbei vor allem um die Emissionen die bei der Herstellung des bei der Entwässerung verbrauchten Stroms entstehen.

Die bilanzierten Prozesse sind:

- Entwässerung des KS auf 30% TS-Gehalt,
- Transport des KS,
- Substitution von N-Dünger,
- Substitution von P-Dünger.

## **4.3. Berechnungen**

### **4.3.1. Annahmen**

- Der zu entwässernde Flüssigschlamm hat einen TS-Gehalt von 5%.
- Der zu entwässernde Flüssigschlamm hat eine Dichte von  $1\text{Mg/m}^3$ .
- Der entwässerte Dickschlamm hat einen TS-Gehalt von 30%.
- Durch die Entwässerung ergibt sich ein Verlust von 40% des Gesamt-Stickstoffs.
- Durch die Entwässerung bleibt der Phosphor-Gehalt des KS (bezogen auf den TS-Gehalt) unverändert.

### 4.3.2. Eckdaten Klärschlamm

Bei einem Wasseranteil von 30% ergibt sich eine Gesamtmasse von

$$m_{KS} = \frac{m_{TS}}{x_{TS}}$$

$m_{KS}$ : Masse des KS.

$m_{TS}$ : Masse der Trockensubstanz im KS.

$x_{TS}$ : Trockensubstanzanteil des KS (w/w).

$$m_{KS} = \frac{8.00E+03Mg}{0.30} = 26.7E+03Mg$$

KS, den es zu verwerten gilt

Die Entwässerung des KS geht mit einem Verlust an Nährstoffen einher. Diesbezügliche Untersuchungen<sup>54</sup> zeigen, dass der Stickstoffgehalt des KS in der Tat abnimmt, doch leider sind die Resultate dieser Untersuchungen recht unterschiedlich.

Es wird von einem Verlust an Stickstoff ( $N_{tot}$ ) in Folge der Entwässerung in Höhe von ca. 40% ausgegangen, womit sich ein Stickstoffanteil von

$$2.77\% \cdot 0.6 = 1.66\%$$

an der Trockenmasse ergibt.

Der Phosphoranteil im KS bleibt bei der Entwässerung mittels Zentrifuge unverändert (vergleiche 2.2) und beträgt 2.67%.

---

<sup>54</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

### 4.3.3. Entwässerung des Klärschlammes

#### Stromverbrauch bei der Entwässerung

Es wird angenommen, dass die Entwässerung mit Hilfe eines Gleichstromdekanter vorgenommen wird.

Für die Entwässerung werden lediglich der Stromverbrauch und die damit verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen bilanziert. Anhängende Prozesse, wie z.B. der Verbrauch von Flockungsmittel werden nicht bilanziert.

Ein typischer zur Entwässerung von KS eingesetzter Gleichstromdekanter hat eine mittlere Leistungsaufnahme von ca.2 kWh pro m<sup>3</sup> zu entwässerndem KS, zuzüglich ca. 0.55kWh für Schlammpumpe und Flockungsmittelpumpe<sup>55</sup>.

Diese Werte sind in Einklang mit jenen, welche von der ARA Bleesbrück zur Verfügung gestellt wurden (siehe Tabelle 11)

<i>Komponente</i>	<i>Leistungsaufnahme</i> <i>[kWh/m<sup>3</sup>]</i>
Zentrifuge	1.85
Schlammpumpe	0.4
Flockungsmittelpumpe	0.11
Summe	2.36

**Tabelle 11: Leistungsaufnahme bei der mechanischen Entwässerung / ARA Bleesbrück**

Für die Berechnungen wird eine Leistungsaufnahme von 2.5kWh/m<sup>3</sup> angenommen.

#### Strommix Luxemburg

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen, die mit dem Stromverbrauch einhergehen, hängen wesentlich davon ab, wie dieser Strom hergestellt wurde.

Der Strommix gibt den Anteil der verschiedenen Herstellungsverfahren an und ermöglicht es so, die dabei verursachten CO<sub>2</sub>-Emissionen zu berechnen.

---

<sup>55</sup> (ATV(HRSG.) 1996)

Der Strommix in Luxemburg geht aus der Tabelle 12 hervor:

	<i>Strom Niederspannung Bezug in L (1998)</i>	<i>Strommix CEGEDEL<sup>56</sup></i>	<i>Strommix RWE<sup>57</sup></i>
	%	%	%
CEGEDEL	10		
RWE	90		
Strom Ölthermisch L		4.21	
Strom ab Brenngas-Kraftwerk L		54.0	
Umwälzwasserkraft L		30.1	
Windmix CH		1.47	
Strom ab BHKW 191kWel 1999		0.454	
Strom ab BHKW 160kWel Betonfermenter Mischgülle ohne Cosubstrat		0.164	
Strom ab Brenngas-Kraftwerk W-D			3.19
Strom ab Brk-Kraftwerk in D			52.9
Strom ab Stk-Kraftwerk in D			15.7
Strom ab KKW D			24.7
Strom ab Wasserkraft W-D			2.52
Umwälzwasserkraft W-D			0.610
Strom ab BHKW 191kWel 1999			1.00E-03
Strom aus Müll-Kraftwerken		9.61	3.29E-01
Summe		100	100

**Tabelle 12: Strommix in Luxemburg**

<sup>56</sup> (SCHEUREN, J. J. 1998a)

<sup>57</sup> (ÖKO-INSTITUT 2000)

Für den luxemburger Strommix wurden Gesamtemissionen an treibhausrelevanten Gasen in Höhe von 327Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro TJ Strom (Niederspannung) berechnet<sup>58</sup>.

Dies entspricht 1.18kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro kWh elektrischem Strom (Niederspannung).

Durch den Verbrauch an elektrischer Energie bei der Entwässerung werden Emissionen in Höhe von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{\rho_{KS}} \cdot E_{Dekanter} \cdot Em_{Strom,kWh}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente].
$m_{KS}$ :	Masse des zu entwässernden KS.
$\rho_{KS}$ :	Dichte des zu entwässernden KS.
$E_{Dekanter}$ :	Leistungsaufnahme des Dekanters pro m <sup>3</sup> entwässerten Schlamms.
$Em_{Strom,kWh}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Herstellung von 1kWh Strom (Niederspannung).

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{160E+03Mg}{1Mg/m^3} \cdot 2.4kWh/m^3 \cdot 1.18kg/kWh = 453Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

#### 4.3.4. Transport des Klärschlamm

Das Hauptziel der Entwässerung des KS war die Massen- und Volumenreduzierung. Dies spiegelt sich naturgemäß in den Transport-Emissionen wieder.

---

<sup>58</sup> (FRISCHKNECHT, R. 2002)

Der Transport von 26.7E+03Mg KS mittels LKW 16Mg EURO3 über eine Distanz von 30km bei einer mittleren Auslastung von 40% verursacht Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]
$m_{KS}$ :	Masse des zu transportierenden KS
$m_{LKW}$ :	Zuladung des LKW (hier: 16Mg)
$y$ :	Mittlere Auslastung des LKW
$\bar{d}$ :	Mittlerer Transportweg des KS
$Em_{LKW}$ :	Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{26.7E+03Mg}{16 \cdot 0.4 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 30 \frac{km}{Fahrt} \cdot 0.770 \frac{kg}{km} = 96.4Mg$$

#### 4.3.5. Substitution von Stickstoffdünger

Da bei der Entwässerung ein Teil des Stickstoffs im KS verloren geht, kann nur noch eine kleinere Menge Stickstoffdünger substituiert werden.

Es wird angenommen dass der N-Gehalt des KS um 40% verringert wird. Der N-Gehalt im entwässerten KS beträgt noch:

$$2.67\% \cdot 0.6 = 1.66\%$$

Daraus ergibt sich eine jährliche Stickstofffracht von

$$m_{N,KS} = m_{TS} \cdot x_N$$

$m_{N,KS}$ :	Masse Stickstoff im KS
$m_{TS}$ :	Masse Trockensubstanz
$x_N$ :	Stickstoffanteil im KS [% der TS]

$$m_{N,KS} = 8.00E+03Mg \cdot 0.0166 = 133Mg$$

im KS.

Da bei der Entwässerung vor allem der pflanzenverfügbare Ammonium-Stickstoff ausgewaschen wird, hat dieser Prozess nicht nur einen Einfluss auf den Gesamt-Stickstoff-Anteil sondern auch auf den Transferkoeffizienten. Es sind allerdings nur sehr wenige Untersuchungen in dieser Richtung verfügbar, und die Resultate sind überdies recht unterschiedlich. Versuche im Treibhaus ergaben eine Wirksamkeit des Stickstoffs von 30-40%, wohingegen Feldversuche zu einem geringeren Wert von ca. 15% gelangten<sup>59</sup>.

Man könnte auch versuchen, die Transferkoeffizienten anhand der Berechnungsformeln aus Tabelle 6 zu bestimmen. Hierzu müsste jedoch der Anteil an Ammonium-Stickstoff und organischem Stickstoff im KS bekannt sein. Dieser Anteil variiert je nach Anlage und Art der Behandlung zwischen 20 und 70%<sup>59</sup>, und es ist daher schwierig, einen annehmbaren Wert abzuschätzen.

Andere Quellen<sup>60</sup> geben einen Transferkoeffizienten für Stickstoff von 30-35% an (Verfügbarkeit im 1. Jahr nach der Ausbringung).

Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird von einer Wirksamkeit des Stickstoffs im entwässerten KS im Vergleich zu jener eines Mineraldüngers von 30% ausgegangen.

Die 133Mg Stickstoff aus dem KS können also

$$m_N = m_{N,KS} \cdot k_N$$

$m_N$ : Masse des Stickstoffs aus mineralischem N-Dünger der substituiert werden kann

$m_{N,KS}$ : Masse Stickstoff im KS

$k_N$ : Relative Düngewirksamkeit des KS in Bezug auf Stickstoff. (Es wird hier angenommen dass 1kg N im KS die gleiche Düngewirksamkeit hat wie 0.3kg N aus mineralischem N-Dünger.  $k_N = 0.3$ .)

$$m_N = 133Mg \cdot 0.3 = 39.9Mg$$

Stickstoff aus Mineraldünger ersetzen.

---

<sup>59</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

<sup>60</sup> (ADEME(HRSG.) 2001)

## Bilanzierung: Bereitstellung von N-Dünger

Die Herstellung und Bereitstellung ab Feldrand von 39.9t Stickstoff in mineralischem N-Dünger verursacht Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_N \cdot Em_{N-D\u00fcnger}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen [CO<sub>2</sub>-Äquivalente].

$m_N$ : Masse des Stickstoffs aus mineralischem N-Dünger der substituiert werden kann.

$Em_{N-D\u00fcnger}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg N in mineralischem N-Dünger.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = 39.9Mg \cdot 7.19 \frac{Mg}{Mg} = 287Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### 4.3.6. Substitution von Phosphordünger

Wenn sich der Phosphor-Gehalt im KS durch die Entwässerung nicht verändert, dann sind die Emissionen identisch mit denen, die für das Szenario 1 berechnet wurden (vergleiche Kapitel II.3.3.4).

Durch Aufbringung des KS auf die Felder können 142Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalente aus der Herstellung und Bereitstellung des P-Düngers vermieden werden.

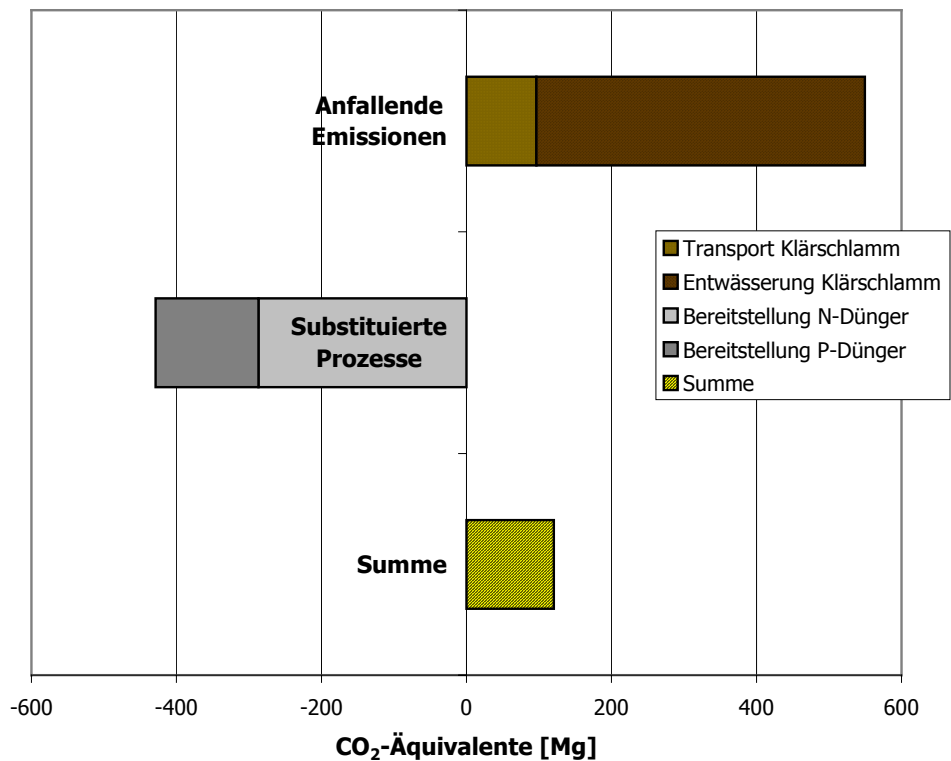
### 4.3.7. Bilanz

<i>Prozess</i>	<i>CO<sub>2</sub>-Äquivalente [Mg]</i>
Transport KS	96.4
Entwässerung KS	453
Bereitstellung N-Dünger	-287
Bereitstellung P-Dünger	-142
Summe	120

Tabelle 13: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 2

Die Resultate sind in der Grafik 4 dargestellt.

#### Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für Szenario 2



Grafik 4: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 2 (Ausbringung von Dickschlamm als Dünger in der Landwirtschaft)

## 4.4. Diskussion

Im Vergleich zur Verwendung von Flüssigschlamm ergeben sich bei diesem Szenario 2 wichtige Unterschiede:

- Durch die Entwässerung geht ein Teil der im KS enthaltenen Nährstoffe verloren.

Betroffen hiervon ist vor allem der Stickstoffanteil: Der am leichtesten pflanzenverfügbare Teil des Gesamtstickstoffs im KS, nämlich der Ammonium-Stickstoff neigt besonders dazu, in die Atmosphäre zu entweichen oder, aufgrund seiner großen Löslichkeit, ausgewaschen zu werden. Sowohl der Gesamt-Stickstoffgehalt als auch die Düngewirksamkeit des verbleibenden Stickstoffs werden durch die Entwässerung herabgesetzt. Es folgt daraus ein weniger großes Substitutionspotential gegenüber mineralischem N-Dünger und demnach geringere CO<sub>2</sub>-Gutschriften.

- Aufgrund der Entwässerung nimmt die Gesamtmasse stark ab, so dass die Emissionen beim Transport des KS zurückgehen. Dieser Vorteil wird jedoch durch die energieaufwändige Entwässerung des KS erkaufte.

Durch die Entwässerung des KS wird die Masse um einen Faktor 6 reduziert. Aus 160E+03Mg Flüssigschlamm (5%TS-Gehalt) werden letztlich 26.7E+03Mg Dickschlamm (30%TS-Gehalt). Proportional hierzu werden die Emissionen beim Transport ebenfalls um einen Faktor 6 kleiner.

Trotzdem wirkt sich die Entwässerung insgesamt negativ auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz aus, da ein Großteil der beim Transport eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen (478Mg) durch die bei der Entwässerung verursachten Emissionen (453Mg) wieder aufgewogen wird. Kommt dann noch der Verlust an Düngewirkung, und die damit um 351Mg verbundene Reduzierung der Gutschriften bei der Substitution von N-Dünger hinzu dann ist das Szenario insgesamt als Verursacher von CO<sub>2</sub>-Emissionen anzusehen.



### **III. (Co)-Verbrennung des Klärschlamm**

#### **1. Einleitung: Verbrennung von Klärschlamm**

KS enthält eine Reihe brennbarer Verbindungen. Ab einem Trockensubstanzgehalt von 30% verbrennt er autonom, jedoch ohne nennenswerten Energiegewinn<sup>61</sup>. Bei weitergehender Entwässerung kann die Verbrennung dann zur Energiegewinnung verwendet werden.

Der Brennwert von getrocknetem, ausgefaultem KS ist abhängig vom Glühverlust, und entspricht im Mittel ungefähr dem von Braunkohle (ca. 11MJ/kg TS).

Der Brennwert ist jedoch abhängig von der Behandlung des KS. So wird z.B. bei der Faulung ein Teil der abbaubaren Substanzen von Bakterien metabolisiert, und auch mit dem entstandenen Methangas geht ein Teil des Gesamtenergiegehalts, der im KS enthalten war, verloren. Nicht ausgefaulter KS weist aus diesen Gründen einen höheren Brennwert (ca. 15MJ/kg) auf, wobei man jedoch nicht vernachlässigen darf dass das bei der Faulung entstehende Methan in der Regel nicht in die Umwelt entweicht, sondern aufgefangen und zur Energiegewinnung genutzt wird.

Von allen möglichen Verfahren bietet die Verbrennung den Vorteil der größten Volumenreduzierung, was sich positiv auf die Flächenbeanspruchung auswirkt. Die verbleibenden Schlacken sind im Prinzip inert und geruchlos, und können in Deponien gelagert oder weiterverwertet werden.

KS kann entweder allein verbrannt werden (Mono-Verbrennung), oder aber gemischt mit anderen Brennstoffen (Co-Verbrennung).

Die Mono-Verbrennung geschieht normalerweise in speziell hierfür gebauten Klärschlammverbrennungsanlagen deren einzige Aufgabe es ist, den anfallenden KS zu entsorgen. Ist der Wassergehalt des KS zu hoch, so dass dieser nicht autonom verbrennt, dann muss mittels Öl- oder Gasfeuerung zusätzlich Energie zugeführt

---

<sup>61</sup> (ZIMMERMANN, P., DOKA, G. et al. 1996); (FEHRENBACH, H. 2001)

werden oder dem Schlamm muss vor der Verbrennung ein Teil des Schlammwassers entzogen werden.

Bei der Co-Verbrennung wird der KS zusammen mit anderen Brennstoffen verbrannt. Ist der Trockensubstanzgehalt des KS hoch genug, so dass er einen gewissen Brennwert hat, so kann ein Teil der anderen Brennstoffe substituiert werden. Die Co-Verbrennung wird z.B. in Müllverbrennungsanlagen oder Zementwerken eingesetzt.

Die Art des eingesetzten Ofens sollte dem Verwendungszweck entsprechen. Wird der KS nur entwässert und nicht getrocknet angeliefert, so sollte der Ofen eine vorherige Trocknung des Brennguts ermöglichen (Etagenofen, Wirbelschichtofen) um den Verbrennungsvorgang nicht zu stark zu beeinflussen. Dies ist ein Punkt der vor allem bei der Co-Verbrennung zu beachten ist, da diese Öfen in der Regel nicht primär auf die Verbrennung von KS ausgelegt sind.

## 2. Situation in Luxemburg

In Luxemburg fallen jährlich ca. 183E+03Mg Müll an (Hausmüll, Sperrmüll, kommerzielle Abfälle), von denen ca. 68% in der Anlage des SIDOR (Syndicat intercommunal pour la gestion des déchets en provenance des ménages et des déchets assimilables des communes des cantons de Luxembourg, d'Esch-sur-Alzette et de Capellen) in Leudelange verbrannt werden<sup>62</sup> (Stand 1997).

Im Jahr 1995 wurde vom TÜV Rheinland die Möglichkeit untersucht, in der bestehenden Anlage KS mitzubrennen<sup>63</sup>. Hierzu wurden dem zu verbrennenden Hausmüll ein Anteil von ca. 20% entwässertem KS (Trockensubstanzgehalt: ca. 30%) beigemischt, und anschließend wurden der Glühverlust der Schlacken sowie die Schwermetallemissionen in den Abgasen bestimmt.

Der TÜV Rheinland kam zu dem Schluss dass zwar einige technische Probleme, vor allem bezüglich der Durchmischung und Entwässerung des KS, sowie der Quecksilberemissionen bestehen, die Anlage aber prinzipiell zur (Mit)-Verbrennung von KS genutzt werden kann<sup>64</sup>.

Die gleiche Studie gibt die Kapazität der Anlage mit 30E+03Mg a<sup>-1</sup>, bei einem TS-Gehalt von 33%, an. Somit wäre die Anlage zumindest theoretisch in der Lage, den gesamten in Luxemburg anfallenden KS mitzubrennen.

---

<sup>62</sup> (ADMINISTRATION DE L'ENVIRONNEMENT 1999)

<sup>63</sup> (TÜV RHEINLAND 1995)

<sup>64</sup> Zum Zeitpunkt an dem die Studie durchgeführt wurde gab es keine Möglichkeit, die NO<sub>x</sub>-Konzentration in den Abgasen on-line zu messen. Bevor diese Anlage zur groß angelegten Verbrennung von Klärschlamm genutzt würde, müsste sichergestellt werden dass die NO<sub>x</sub>-Emissionen die diesbezüglichen Grenzwerte nicht überschreiten.



## 3. Bilanzierung

### 3.1. Übersicht der bilanzierten Szenarien

Insgesamt werden vier Szenarien zur Co-Verbrennung untersucht. Die drei ersten Szenarien (3a, 3b, 3c) beschäftigen sich mit der Verbrennung in einer MVA, das verbleibende Szenario (3d) untersucht die Mitverbrennung im Zementwerk.

3a: Co-Verbrennung von Dickschlamm in der MVA.

Eine erste Möglichkeit ist die Verbrennung von entwässertem KS (30%TS-Gehalt) in der MVA. In diesem Fall wird der KS in der ARA entwässert und anschließend zur MVA transportiert. Dort wird er ohne vorige Trocknung mitverbrannt.

3b: Co-Verbrennung von Trockenschlamm in der MVA. Die Trocknung erfolgt mittels Abwärme aus der MVA.

Dieses Szenario stellt den günstigsten Verlauf („best case“) der Verbrennung von Trockenschlamm dar, da die Trocknung ohne emissionsverursachende Energiezufuhr bewerkstelligt wird.

Es erfolgt Anlieferung von entwässertem KS zur MVA. Der KS wird mittels überschüssiger Abwärme aus der Müllverbrennung bis auf einen TS-Gehalt von 90% getrocknet und anschließend mitverbrannt. Der durch die Verbrennung hergestellte Strom wird in das Stromnetz eingespeist.

3c: Co-Verbrennung von Trockenschlamm in der MVA. Die Trocknung erfolgt mittels Energie aus fossilen Energieträgern in der KA.

Dieses Szenario stellt den ungünstigsten Verlauf („worst case“) der Verbrennung von Trockenschlamm dar: die zur Trocknung benötigte Wärme wird ausschließlich durch Verbrennung fossiler Energieträger erzeugt.

Der KS wird in der ARA entwässert (30%TS) und anschließend in einem Kontaktrockner getrocknet (90%TS). Es erfolgt anschließend Anlieferung

des getrockneten KS zur MVA, wo dieser verbrannt wird. Der gewonnene Strom wird in das Stromnetz eingespeist.

3d: Co-Verbrennung von Trockenschlamm im ZW. Trocknung erfolgt mit Hilfe von Energie aus fossilen Energieträgern in der KA.

Um die Prozesse im ZW nicht zu stören, muss der KS einen TS-Gehalt von mindestens 90% aufweisen. Die Trocknung des KS erfolgt in der KA, da eine Trocknung im ZW mittels Abwärme nicht möglich ist, ohne die Prozesse bei der Klinkerherstellung zu stören.

Der KS wird in der ARA entwässert (30%TS) und anschließend in einem Kontaktrockner getrocknet (90%TS). Es wird anschließend zum ZW transportiert und dort mitverbrannt.

Der KS kann im ZW sowohl Kohle (Energieträger) als auch Mergel (Ausgangsstoff zur Klinkerherstellung) substituieren.

## **3.2. Szenario 3a: Co-Verbrennung von entwässertem Klärschlamm in der MVA.**

### **3.2.1. Annahmen**

Bei der Bilanzierung wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Es wird die bestehende Anlage in Leudelingen genutzt; die Transportwege für den KS werden im Anhang berechnet.
- Der zu verbrennende KS wurde auf 30% Trockensubstanzgehalt entwässert.
- Der KS hat bei diesem Wassergehalt keinen nutzbaren Heizwert.
- Die anfallenden Schlacken werden aufbereitet und als Füll- oder Baustoffe in der Bauindustrie verwendet.

### **3.2.2. Bilanzierte Prozesse**

Für dieses Szenario werden die treibhausrelevanten Emissionen folgender Prozesse bilanziert:

- Entwässerung des KS auf einen Trockensubstanzgehalt von 30%,
- Transport des entwässerten KS zur MVA der SIDOR in Leudelingen,
- Transport der entstehenden Schlacken zur Aufbereitung nach Differdingen,
- Substitution von Füllstoffen.

Die Verbrennung des KS wird nicht bilanziert. Der Kohlenstoff-Gehalt im KS geht bei allen Szenarien letztlich in Form von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre über<sup>65</sup>, und es ergibt sich folglich kein Unterschied zwischen der Verbrennung und einem der anderen

---

<sup>65</sup> Der Kohlenstoff-Gehalt im Boden ist relativ gleichbleibend, außer im Fall der Aufbringung von Kompost. Der Kohlenstoff im Klärschlamm geht laut (ZIMMERMANN, P., DOKA, G. et al. 1996) nicht in den Boden über und trägt dort zu einer Anreicherung an organischem Kohlenstoff bei, sondern geht fast integral in Form von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre über.

Szenarien. Auch können durch die Verbrennung von KS keine anderen Energieträger substituiert werden, da der KS in diesem Szenario ohne Energiegewinn verbrennt.

### 3.2.3. Berechnungen

#### Eckdaten Klärschlamm

Der KS wurde auf einen Trockensubstanzgehalt von 30% entwässert, wodurch die Masse auf 26.7E+03Mg verringert wurde. Der verursachte Nährstoffverlust ist irrelevant, da die Nährstoffe nach der Verbrennung sowieso nicht mehr genutzt werden (keine Verwertung der Schlacken als Düngemittel).

Der Anteil an organischen Bestandteilen im KS geht aus Analysen des Ministère de l'Environnement hervor<sup>66</sup> (siehe Tabelle 14 ).

<i>ARA</i>	<i>Masse TS</i> <i>[Mg a<sup>-1</sup>]</i>	<i>Organischer Anteil</i> <i>(Glühverlust)</i> <i>[%]</i>	<i>Rückstand</i> <i>[Mg a<sup>-1</sup>]</i>
Beggen	2930	45.79	1342
Bettembourg	583	37.28	217
Bleesbrück	723	46.63	337
Bonnevoie	130	44.36	57.7
Mamer	166	46.8	77.7
Mersch	247	44.15	109
Pétange	777	40.51	315
SIAS	366	38.73	142
<b>Summe</b>			<b>3.32E+03</b>

Tabelle 14: Glühverlust des Klärschlammes aus luxemburger ARA

Die in der Literatur angegebenen Werte für den Glühverlust der Schlämme aus Bleesbrück, Beggen und Pétange beziehen sich auf gekalkte Schlämme. Die Werte

<sup>66</sup> (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT 2000)

wurden korrigiert<sup>67</sup> mit der Annahme, dass der Kalkzusatz 10% der Trockenmasse des Klärschlammes entspricht.

Aus den Werten kann ein mittlerer Glühverlust des KS von 43.8% errechnet werden.

Aus dem Glühverlust kann die Masse der zurückbleibenden Schlacken bei einem Anfall von  $8.00E+03$  Mg KS (TS) errechnet werden. Sie beträgt insgesamt ca.  $4.49E+03$  Mg pro Jahr.

Es wird bei der Berechnung des Verbrennungsrückstands davon ausgegangen, dass der KS ungekalkt bleibt. Das Zusetzen von Kalk wäre ökonomisch nicht mehr sinnvoll, da die Nährstoffe im KS nach der Verbrennung ja nicht mehr verfügbar sind. Der zweite Grund für das Vermengen mit Kalk, nämlich die Desinfektion, wird bei der Verbrennung sowieso erfüllt.

## **Entwässerung**

Die Entwässerung in der ARA wurde bereits im Kapitel II.4.3.3 bilanziert. Der dort erhaltenen Wert wird direkt übernommen.

Bei der Entwässerung von 5%TS auf 30%TS mittels Dekanter werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von  $453$  Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

## **Transport des Klärschlammes**

Die Transportwege der wichtigsten ARA zur Müllverbrennungsanlage in Leudelingen sind im Anhang aufgeführt. Für die Berechnungen wird ein mittlerer Transportweg von 21km angenommen.

---

<sup>67</sup> Der Zusatz von Branntkalk zu Schlammern die verbrannt werden sollen wäre ökologisch wie ökonomisch nicht sinnvoll.

Der Transport wird, wie in den vorangegangenen Szenarien mittels LKW 16Mg (EURO3) vorgenommen. Die mittlere Auslastung des LKW inklusive Rückweg beträgt 40%.

Beim Transport des KS fallen Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente].
$m_{KS}$ :	Masse des zu transportierenden KS.
$m_{LKW}$ :	Zuladung des LKW (hier: 16Mg).
$y$ :	Mittlere Auslastung des LKW.
$\bar{d}$ :	Mittlerer Transportweg des KS.
$Em_{LKW}$ :	Treibhausrelevante Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{26.7E+03Mg}{16 \cdot 0.4 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 21 \frac{km}{Fahrt} \cdot 0.770 \frac{kg}{km} = 67Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

## Abtransport der Schlacken

Die in der Verbrennungsanlage der SIDOR anfallenden Schlacken werden zwecks weiterer Verwertung von der Firma Cloos S.A. angenommen und auf einer Deponie in Differdingen zwischengelagert. Die Transportdistanz von der Verbrennungsanlage zur Deponie beträgt ca. 19km.

Es wird angenommen, dass die Schlacken mittels LKW 40Mg (EURO 3) bei einer mittleren Auslastung von 50% transportiert werden. (LKW ist bei der Hinfahrt mit 40Mg Material voll ausgelastet, muss die Rückfahrt jedoch leer bewältigen).

Ein LKW 40Mg EURO3 verursacht treibhausrelevante Emissionen von 1.04kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Fahrzeugkilometer<sup>68</sup>.

Für den Transport ergeben sich Belastungen in Höhe von

---

<sup>68</sup> (MAIBACH, M., PETER, D. et al. 1995)

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{Schlacken}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente].
$m_{Schlacken}$ :	Masse der zu transportierenden Schlacken.
$m_{LKW}$ :	Zuladung des LKW (hier: 16Mg).
$y$ :	Mittlere Auslastung des LKW.
$\bar{d}$ :	Mittlerer Transportweg.
$Em_{LKW}$ :	Treibhausrelevante Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{4.49E+03Mg}{40 \cdot 0.5 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 19 \frac{km}{Fahrt} \cdot 1.04 \frac{kg}{km} = 4.4Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

## Weiterverwertung der Schlacken

Nachdem die Schlacken aufbereitet wurden werden sie in der Bauindustrie als Füll- oder Baustoffe weiterverwertet. Es ergibt sich ein Substitutionspotential gegenüber anderen Füllstoffen. Es wird angenommen, dass die Schlacken in der Bauindustrie als Kies-Ersatz dienen.

Vor der Verwendung in der Bauindustrie werden die Schlacken zuerst in Differdingen von der Firma Cloos aufbereitet. Dort wird das in den Schlacken enthaltene Eisen wiedergewonnen. Der Eisenanteil in den Schlacken stammt fast ausschließlich aus dem in der MVA verbrannten Sperrmüll. Es wird davon ausgegangen, dass die Masse der KS-Schlacken durch die Extraktion des Eisens nicht verändert wird.

Nachdem der Eisenanteil in den Schlacken wiedergewonnen wurde, werden die Schlacken als Füll- und Baustoffe in der Bauindustrie eingesetzt. Es wird angenommen, dass die 4.49E+03Mg Klärschlamm Schlacken eine gleiche Masse an Kies substituieren können.

Zur Bilanzierung der substituierten Prozesse wird das Modul Kies ab Grube aus den Ökoinventaren von Baumaterialien<sup>69</sup> verwendet. Danach werden beim Abbau von 1kg Kies unter anderem folgende Ressourcen verbraucht:

16.8kJ Diesel in den eingesetzten Baumaschinen  
5.8kJ Strom-Mittelspannung

### *Emissionen durch Dieselverbrauch der Baumaschinen*

Der CO<sub>2</sub>-Ausstoss der Baumaschinen wird mit dem eines Traktors, Allrad 85kW gleichgesetzt. Pro kg Dieselölverbrauch entstehen treibhausrelevante Emissionen von 14.2kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten<sup>70</sup>.

Die spezifische Verbrennungswärme von Dieselöl beträgt 42.8MJ/kg<sup>71</sup>.

Demnach entsprechen die 16.8kJ Diesel einem Verbrauch von

$$\mu_{\text{Diesel}} = \frac{E}{\Delta_{\text{verbr}} H}$$

$\mu_{\text{Diesel}}$ : Dieselverbrauch in kg; Bezug auf 1 kg Kies.

E: Dieselverbrauch in J; Bezug auf 1 kg Kies.

$\Delta_{\text{verbr}} H$ : Spezifische Verbrennungswärme von Dieselöl.

$$\mu_{\text{Diesel}} = \frac{16.8E-03MJ}{42.8MJ/kg} = 3.92E-4kg$$

kg Dieselöl.

---

<sup>69</sup> (WEIBEL, T. STRITZ, A. 1995)

<sup>70</sup> (GAILLARD, G., CRETZAZ, P. *et al.* 1997)

<sup>71</sup> (FRISCHKNECHT, R., BOLLENS, U. *et al.* 1996)

Daraus errechnen sich treibhausrelevante Emissionen von

$$\mu_{CO_2\text{-}\ddot{A}q\_D} = \mu_{Diesel} \cdot Em_{BM}$$

$\mu_{CO_2\text{-}\ddot{A}q\_D}$ :	Treibhausrelevante Emissionen durch Dieselölverbrauch beim Abbau von Kies [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]; Bezug auf 1kg Kies
$\mu_{Diesel}$ :	Dieselölverbrauch in kg; Bezug auf 1 kg Kies
$Em_{BM}$ :	Treibhausrelevante Emissionen der Baumaschinen in kg CO <sub>2</sub> -Äquivalenten pro kg Dieselölverbrauch

$$\mu_{CO_2\text{-}\ddot{A}q\_D} = 3.92E-04kg \cdot 14.2 \frac{kg}{kg} = 5.57E-03kg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kies.

### *Emissionen durch Stromverbrauch beim Kiesabbau*

Die treibhausrelevanten Emissionen, welche bei der Herstellung von elektrischem Strom (Niederspannung) entstehen, wurden im Kapitel II.4.3.3 berechnet.

Die Herstellung von 1TJ Strom (Niederspannung) verursacht Emissionen von 327Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Beim Abbau von Kies werden durch den Stromverbrauch treibhausrelevante Emissionen von

$$\mu_{CO_2\text{-}\ddot{A}q\_el} = E_{Kiesabbau} \cdot Em_{Strom,TJ}$$

$\mu_{CO_2\text{-}\ddot{A}q\_el}$ :	Treibhausrelevante Emissionen durch Stromverbrauch beim Abbau von Kies. [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]; Bezug auf 1 kg Kies.
$E_{Kiesabbau}$ :	Stromverbrauch beim Abbau von Kies; Bezug auf 1kg Kies.
$Em_{Strom,TJ}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Herstellung von 1TJ Strom (Niederspannung).

$$\mu_{CO_2\text{-}\ddot{A}q\_el} = 5.8E-09TJ/kg \cdot 327 \frac{Mg}{TJ} = 1.9E-03kg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro kg Kies verursacht.

Insgesamt werden beim Kiesabbau treibhausrelevante Emissionen von

$$\mu_{CO_2-\ddot{A}q} = \mu_{CO_2-\ddot{A}q\_D} + \mu_{CO_2-\ddot{A}q\_el}$$

$\mu_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen beim Abbau von Kies [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]; Bezug auf 1 kg Kies
$\mu_{CO_2-\ddot{A}q\_D}$ :	Treibhausrelevante Emissionen durch Dieselölverbrauch beim Abbau von Kies [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]; Bezug auf 1kg Kies
$\mu_{CO_2-\ddot{A}q\_el}$ :	Treibhausrelevante Emissionen durch Stromverbrauch beim Abbau von Kies [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]; Bezug auf 1 kg Kies.

$$\mu_{CO_2-\ddot{A}q} = 5.57E-03kg + 1.9E-03kg = 7.5E-03kg$$

pro kg Kies verursacht

## Berechnung der eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen

Die 4.49E+03Mg Schlacken aus dem gesamten luxemburger KS könnten bei einer vollständigen Verwertung als Füll- und Baustoffe im Straßenbau die gleiche Masse an Kies substituieren. Dadurch ergibt sich eine Reduktion der treibhausrelevanten Emissionen um

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_{Schlacken} \cdot \mu_{CO_2-\ddot{A}q}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen die bei der Substitution von Kies eingespart werden [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]
$m_{Schlacken}$ :	Masse der Schlacken aus der Klärschlammverbrennung
$\mu_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen beim Abbau von Kies [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]; Bezug auf 1 kg Kies

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = 4.49E+03 Mg \cdot 7.5E-3 \frac{kg}{kg} = 33.7Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalente.

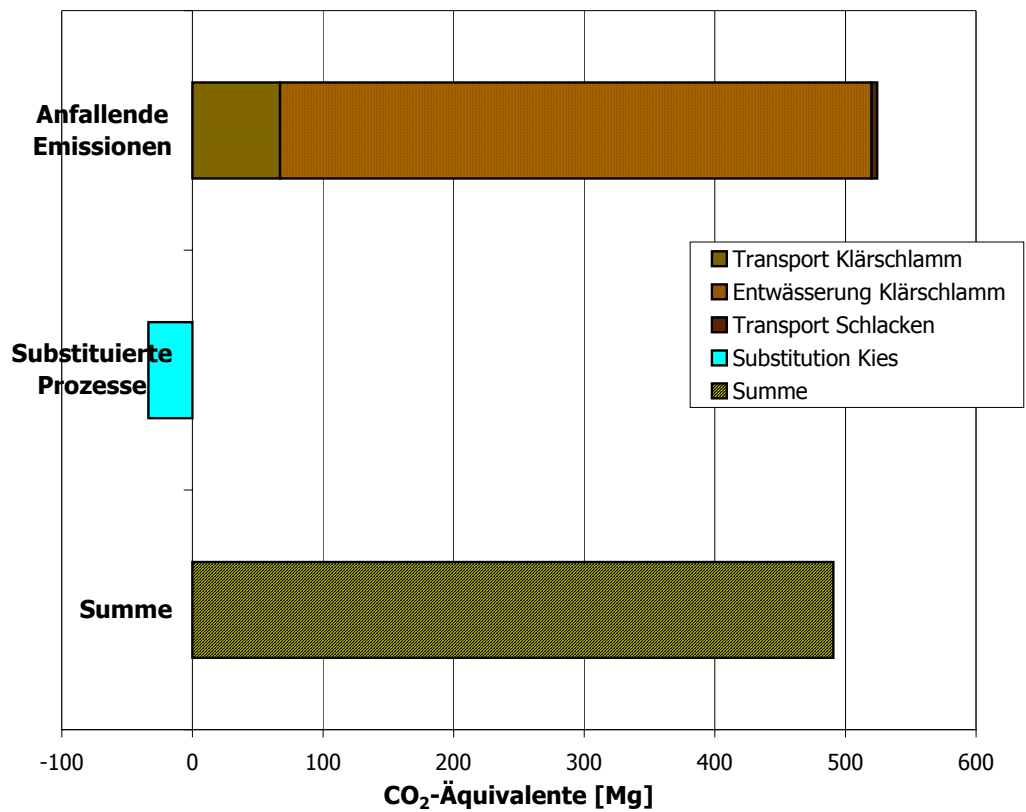
### 3.2.4. Bilanz

Prozess	CO <sub>2</sub> -Äquivalente [Mg]
Transport KS	67
Entwässerung KS	453
Transport Schlacken	4.4
Substitution Kies	-33.7
Summe	491

Tabelle 15: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 3a

Die Resultate sind in der Grafik 5 dargestellt.

#### Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für Szenario 3a



Grafik 5: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 3a (Co-Verbrennung von entwässertem KS in einer MVA)

### **3.2.5. Diskussion**

Man kann erkennen, dass die Entwässerung und der Transport des KS die einzigen Prozesse sind, die bei diesem Szenario ins Gewicht fallen. Die CO<sub>2</sub>-Gutschriften für die Substitution von Kies im Strassenbau sowie die Emissionen beim Transport der Schlacken sind aufgrund der geringen Masse der anfallenden Schlacken vernachlässigbar klein.

Aufgrund des Fehlens von substituierten Prozessen und den damit verbundenen CO<sub>2</sub>-Gutschriften ergeben sich die Gesamt-Emissionen bei diesem Szenario fast aus der Summe der Emissionen bei der Entwässerung und dem Transport des KS. Das Szenario weist eine positive CO<sub>2</sub>-Bilanz auf.

Man kann ebenfalls bemerken dass die Entwässerung des KS einen größeren Anteil an den CO<sub>2</sub>-Emissionen hat als der Transport. Dies wird vor allem bedingt durch die vergleichsweise hohen Emissionen bei der Herstellung von elektrischem Strom im luxemburger Strommix. Der hohe Anteil an RWE-Strom aus Kohlekraftwerken hat sicherlich einen Einfluss auf dieses Resultat.

### **3.3. Szenario 3b: Verbrennung von getrocknetem Klärschlamm in einer Müllverbrennungsanlage / best case**

#### **3.3.1. Annahmen**

- Die Verbrennung erfolgt in der MVA der SIDOR in Leudelingen.
- Es erfolgt Anlieferung von Dickschlamm (30%TS-Gehalt) zur MVA.
- Die Trocknung erfolgt mittels Abwärme aus der Kehrichtverbrennung.
- Der getrocknete KS (90%TS-Gehalt) hat einen Heizwert von 10.2MJ/kg.
- Die MVA hat einen Wirkungsgrad von 9%.
- Die Schlacken werden entsorgt und als Füllstoffe weiterverwertet.

#### **3.3.2. Bilanzierte Prozesse**

- Entwässerung des KS auf 30% TS-Gehalt.
- Transport des KS zur MVA.
- Trocknung des KS auf 90% TS-Gehalt.
- Substitution von Strom aus luxemburger Strommix durch Energiegewinnung bei der Verbrennung.
- Abtransport der Schlacken.
- Verwertung der Schlacken.

#### **3.3.3. Berechnungen**

##### **Entwässerung des Klärschlammes**

Die Entwässerung in der ARA wurde bereits im Kapitel II.4.3.3 bilanziert. Die dort erhaltenen Werte werden direkt übernommen.

Bei der Entwässerung von  $160 \times 10^3 \text{ Mg}$  KS von 5%TS auf 30%TS mittels Dekanter werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von  $453 \text{ Mg CO}_2$ -Äquivalenten verursacht.

### **Transport des Klärschlammes zur MVA**

Der Transport des entwässerten KS zur MVA wurde bereits in Kapitel III.3.2.3 bilanziert, und der dort errechnete Wert wird direkt übernommen.

Durch den Transport des Dickschlammes zur MVA in Leudelingen werden Emissionen von  $67 \text{ Mg CO}_2$ -Äquivalenten verursacht.

### **Trocknung des Klärschlammes auf 90%TS-Gehalt**

Die Trocknung erfolgt ausschließlich mittels Abwärme aus der Kehrichtverbrennung. Es fallen hierbei prozessbedingt keine nennenswerten  $\text{CO}_2$ -Emissionen an, wenn man von der Beschickung des Trockners absieht. ( $\text{CO}_2$ -Emissionen für die Bereitstellung der Infrastruktur, Wartungsarbeiten etc. werden in dieser Arbeit nicht bilanziert.)

Es werden daher keine treibhausrelevanten Emissionen dem Trocknungsprozess angehaftet.

Augenblicklich wird die Abwärme der MVA nicht genutzt. Es wird davon ausgegangen, dass die Verwendung der Abwärme zur KS-Trocknung die Prozesse bei der Müllverbrennung nicht negativ beeinflusst.

### **Produktion von elektrischem Strom**

#### *Spezifischer Heizwert des Klärschlammes*

Der spezifische Heizwert von KS ist abhängig vom Glühverlust. Für luxemburger ARA wurden folgende Werte ermittelt:

<i>ARA</i>	<i>Masse TS</i> <i>[Mg a<sup>-1</sup>]</i>	<i>Heizwert</i> <i>[MJ/kg TS]</i>
Beggen	2930	11.5
Bonnevoie	130	11.8
Mersch	247	11.5

Tabelle 16: Spezifischer Heizwert für Klärschlämme aus luxemburger ARA<sup>72</sup>.

Für die folgenden Berechnungen wird von einem spezifischen Heizwert von 11.5 MJ/kg TS ausgegangen.

Der getrocknete KS hat jedoch nur einen Trockensubstanzgehalt von ca.90%, weshalb der Heizwert des KS nach unten korrigiert werden muss.

Ausgehend von 1kg KS mit 90% TS-Gehalt:

Der Heizwert der Trockensubstanz im KS beträgt

$$H_{u,TS} = x_{TS} \cdot H'_{u,TS}$$

$H_{u,TS}$ : Spezifischer Heizwert der Trockensubstanz im KS.

$x_{TS}$ : TS-Gehalt des KS.

$H'_{u,TS}$ : Spezifischer Heizwert der Trockensubstanz.

$$H_{u,TS} = 0.90 \cdot 11.5 \text{ MJ/kg} = 10.4 \text{ MJ/kg}$$

Der Netto-Energieaufwand (ohne Berücksichtigung von Verlusten) zum Verdampfen des Schlammwassers (Anfangstemperatur: 25°C; Abgastemperatur: 25°C; Verdampfungsenthalpie von Wasser bei 25°C: 44 kJ mol<sup>-1</sup>) beträgt

---

<sup>72</sup> (WILMES, P. 2000)

$$Q_{\text{verd,SW}} = \frac{m_{\text{SW}}}{M_{\text{H}_2\text{O}}} \cdot \Delta_{\text{verd}} H_{\text{H}_2\text{O}}$$

$Q_{\text{verd,SW}}$ :	Wärmebedarf zum Verdampfen des Schlammwassers.
$m_{\text{SW}}$ :	Masse des zu verdampfenden Schlammwassers [g].
$M_{\text{H}_2\text{O}}$ :	Molare Masse von Wasser [g/mol].
$\Delta_{\text{verd}} H_{\text{H}_2\text{O}}$ :	Molare Verdampfungsenthalpie von Wasser.

$$Q_{\text{verd,SW}} = \frac{100\text{g}}{18\frac{\text{g}}{\text{mol}}} \cdot 44\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} = 244\text{kJ}$$

Es verbleibt nach der Verdampfung des Schlammwassers ein Energieüberschuss von

$$H_{u,KS\_90} = H_{u,TS} - Q_{\text{verd,SW}}$$

$H_{u,KS\_90}$ :	Spezifischer Heizwert des KS (TS-Gehalt: 90%).
$H_{u,TS}$ :	Spezifischer Heizwert der Trockensubstanz im KS.
$Q_{\text{verd,SW}}$ :	Wärmebedarf zum Verdampfen des Schlammwassers

$$H_{u,KS\_90} = 10.4\text{MJ} - 244\text{kJ} = 10.2\text{MJ}$$

pro kg KS

### *Wirkungsgrad der MVA*

Um zu berechnen, welcher Anteil der in der MVA hergestellten elektrischen Energie letztlich durch die Verbrennung von KS hergestellt wurde, muss der Wirkungsgrad der KVA berechnet werden.

Der Wirkungsgrad ist der Quotient aus hergestellter elektrischer Energie und Energieinput aus dem verbrannten Hausmüll.

Der Wirkungsgrad der MVA ist schwierig zu berechnen, da zur Stützung der Verbrennung von Haus- und Sperrmüll auch noch eine Ölfeuerung betrieben wird.

Ein Teil der Stromproduktion ist nicht auf die Kehrichtverbrennung zurückzuführen sondern auf das mitverbrannten Öl.

Es wird trotzdem versucht, den Wirkungsgrad der Anlage ungefähr abzuschätzen:

Im Jahr 1997 wurden in der SIDOR insgesamt  $1.25E+05$  Mg Müll verbrannt<sup>73</sup>.

Der Heizwert des in der SIDOR verbrannten Hausmülls beträgt  $10.5 \text{ MJ/kg}$ <sup>74</sup>.

Im Mittel der Jahre 1990-1995 wurden von der SIDOR jährlich  $34.29 \text{ GWh}$  (oder  $123 \text{ TJ}$ ) Strom in das Stromnetz eingespeist<sup>75</sup>.

Leider sind keine Werte bezüglich der Menge des verfeuerten Öls verfügbar. Da der verbrannte Hausmüll einen genügend hohen Heizwert aufweist, um selbstständig zu brennen, wird angenommen dass die Ölfeuerung nur bei der Inbetriebnahme der Anlage, sowie sporadisch, wenn die Ofentemperatur zu stark sinkt um eine vollständige Verbrennung zu gewährleisten, benutzt wird. Der Anteil der Ölfeuerung an der produzierten Energie wird vernachlässigt.

Unter Vernachlässigung der Ölfeuerung beträgt der Wirkungsgrad der Anlage:

$$\eta_{KVA} = \frac{E_{\text{Strom,KVA}}}{m_{\text{Müll}} \cdot H_{u,\text{Müll}}} \cdot 100$$

$\eta_{KVA}$ :	Globaler Wirkungsgrad der KVA [%].
$E_{\text{Strom,KVA}}$ :	Jährlich in der KVA produzierte elektrische Energie.
$m_{\text{Müll}}$ :	Jährliche Menge an Müll, die in der KVA verbrannt wird.
$H_{u,\text{Müll}}$ :	Spezifischer Heizwert des Mülls.

$$\eta_{KVA} = \frac{123 \text{ TJ}}{1.25E+05 \text{ Mg} \cdot 10.5 \text{ MJ/kg}} \cdot 100 = 9.37\%$$

Für die folgenden Berechnungen wird ein Wirkungsgrad der Anlage von 9% angenommen.

<sup>73</sup> (ADMINISTRATION DE L'ENVIRONNEMENT 2002)

<sup>74</sup> (TÜV RHEINLAND 1995)

<sup>75</sup> (SCHEUREN, J. J. 1998b)

*Stromproduktion durch Verbrennung von Klärschlamm und damit verbundene CO<sub>2</sub>-Ersparnis<sup>76</sup>*

Durch Verbrennung von 8.89E+03Mg Trockenschlamm mit einem TS-Gehalt von 90% werden

$$Q_{KS\_90} = m_{KS} \cdot H_{u,KS\_90}$$

$Q_{KS\_90}$ : Verbrennungswärme von 8.89E+03Mg KS mit 90% TS-Gehalt.

$m_{KS\_90}$ : Masse des KS bei 90% TS-Gehalt.

$H_{u,KS\_90}$ : Verbrennungswärme des KS (TS-Gehalt: 90%).

$$Q_{KS\_90} = 8.89E+03Mg \cdot 10.2 \frac{MJ}{kg} = 90.7TJ$$

Wärme freigesetzt.

Bei einem Wirkungsgrad der Anlage von 9% können

$$E_{el,KS} = Q_{KS\_90} \cdot \nu_{KVA}$$

$E_{el,KS}$ : Elektrische Energie welche in der KVA durch Verbrennung des KS hergestellt werden kann.

$Q_{KS\_90}$ : Verbrennungswärme von 8.89E+03Mg KS mit 90% TS-Gehalt.

$\nu_{KVA}$ : Globaler Wirkungsgrad der KVA [%].

$$E_{el,KS} = 90.7TJ \cdot 9\% = 8.16TJ$$

Strom in das öffentliche Netz eingespeist werden.

---

<sup>76</sup> Es wird davon ausgegangen, dass der Klärschlamm zusätzlich zum anfallenden Haus- und Sperrmüll verbrannt wird. Eine Substitution des Brennstoffs wäre nicht sinnvoll, da das Hauptziel der Anlage ja die Müllbeseitigung ist. Wie jedoch bereits im Kapitel III.2 geschildert verfügt die Anlage über ausreichend Kapazitäten um den gesamten anfallenden Klärschlamm zusätzlich zu verbrennen.

Entsprechend dem luxemburger Strommix ist dies gleichbedeutend mit der Einsparung von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = E_{el,KS} \cdot Em_{Strom,TJ}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Stromherstellung
$E_{el,KS}$ :	Elektrische Energie welche in der KVA durch Verbrennung des KS hergestellt werden kann
$Em_{Strom,TJ}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Herstellung von 1TJ Strom (Niederspannung)

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = 8.16TJ \cdot 327 \frac{Mg}{TJ} = 2.67E+03Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### **Abtransport und Weiterverwertung der Schlacken**

Diese Punkte wurden bereits im Kapitel III.3.2.3 behandelt.

Es fallen folgende Emissionen an (bezogen auf 4.49E+03Mg Schlacken)

Abtransport:	4.4Mg
Substitution Kies	-33.7Mg

### 3.3.4. Bilanz

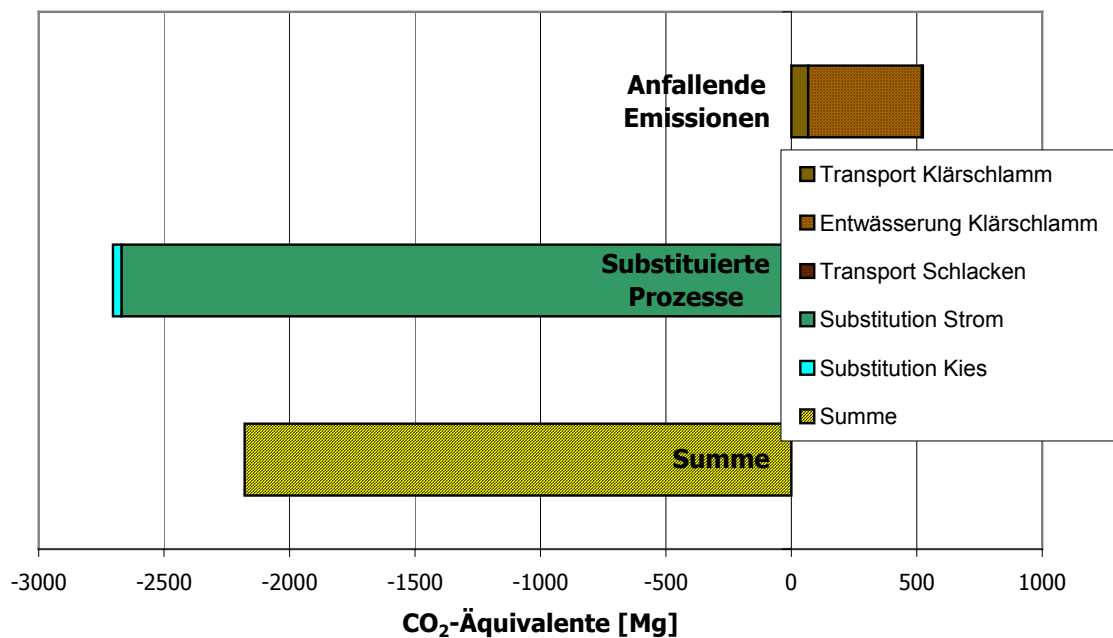
Die Resultate sind in der Tabelle 17 zusammengefasst:

Prozess	CO <sub>2</sub> -Äquivalente [Mg]
Transport KS	67
Entwässerung KS	453
Trocknung KS	0
Substitution Strom aus lux. Strommix	-2.67E+03
Transport Schlacken	4.4
Substitution Kies	-33.7
Summe	-2.18E+03

Tabelle 17: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 3b

Die Resultate sind in der Grafik 6 dargestellt.

#### Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für Szenario 3b



Grafik 6: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 3b (Co-Verbrennung von getrocknetem KS in einer MVA / best case)

### **3.3.5. Diskussion**

Um eine Energiegewinnung bei der Verbrennung zu ermöglichen, muss der Wassergehalt des KS möglichst weit verringert werden. Es wurde bei diesem Szenario davon ausgegangen dass die Trocknung des KS auf 90% TS-Gehalt ausschließlich mit Abwärme aus der MVA bewerkstelligt wird. Es entstehen somit keine zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei der Trocknung des KS. Der einzige Unterschied zum Szenario 3a ist somit die bei der Verbrennung des KS gewonnene elektrische Energie. Da die Produktion von elektrischer Energie mit relativ hohen CO<sub>2</sub>-Emissionen verbunden ist, sind die Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz beträchtlich.

Die hohen Gutschriften durch Substitution von Strom aus dem luxemburger Strommix dominieren das Szenario. Wies die Verbrennung von Dickschlamm noch eine insgesamt positive CO<sub>2</sub>-Bilanz auf, so ist hier, bedingt durch die hohen Gutschriften, das Gegenteil der Fall.



### **3.4. Szenario 3c: Verbrennung von getrocknetem Klärschlamm in einer Müllverbrennungsanlage / worst case**

#### **3.4.1. Annahmen**

- Der KS wird in der ARA entwässert und getrocknet. Die Trocknung wird in einem Kontaktrockner durchgeführt. Die entstehenden Brüden werden verdichtet und zur Verdampfung von Schlammwasser genutzt.
- Die Verbrennung erfolgt in der MVA der SIDOR in Leudelingen.
- Der getrocknete KS (90%TS-Gehalt) hat einen Heizwert von 10.2MJ/kg (siehe III.3.3.3).
- Die MVA hat einen Wirkungsgrad von 9% (siehe III.3.3.3)
- Die Schlacken werden entsorgt und als Füllstoffe in der Bauindustrie weiterverwertet.

#### **3.4.2. Bilanzierte Prozesse**

- Entwässerung des KS auf 30% TS-Gehalt.
- Trocknung des KS auf 90% TS-Gehalt.
- Transport des KS zur MVA.
- Substitution von Strom aus luxemburger Strommix durch Energiegewinnung bei der Verbrennung.
- Abtransport der Schlacken.
- Verwertung der Schlacken.

### **3.4.3. Berechnungen**

Dieses Szenario entspricht weitgehend dem Szenario 3b. Lediglich der Aufwand für den Transport des KS muss angepasst werden (es wird jetzt Trockenschlamm transportiert, wodurch sich die Masse verringert), und die Emissionen die durch die Trocknung des KS entstehen müssen mit einbezogen werden.

#### **Entwässerung des Klärschlamm**

Die Entwässerung des KS in der KA mittels Gleichstromdekanter wurde im Kapitel II.4.3.3 bilanziert. Die dort erhaltenen Werte werden übernommen.

Durch die Entwässerung von 160E+03Mg Flüssigschlamm mit einem TS-Gehalt von 5% auf einen TS-Gehalt von 30% werden treibhausrelevante Emissionen von 453Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

#### **Trocknung des Klärschlamm**

##### *Einleitung*

Zur Trocknung des KS können zwei Arten von Trocknern eingesetzt werden:

In Konvektionstrocknern wird das zu trocknende Gut direkt von heißen Rauchgasen aus einer Verbrennungsanlage durchströmt. Das verdampfte Wasser („Brüden“) verlässt zusammen mit den Rauchgasen den Trockner. Brüden und Rauchgase werden dann nachbehandelt, um Stäube zu entfernen oder Geruchsbelästigung zu vermeiden. Die Trocknung von KS in Konvektionstrocknern ist heutzutage das weiter verbreitetete Verfahren<sup>77</sup>.

In Kontaktstrocknern geschieht der Wärmeübergang über einen Wärmeaustauscher. Die heißen Rauchgase und das zu trocknende Gut bleiben voneinander getrennt. Dies hat den Vorteil dass die anfallenden Brüden nicht mit den Rauchgasen vermischt sind, und so eine anschließende Brüdenkondensation mit Wärmerückgewinnung einfacher zu verwirklichen ist.

---

<sup>77</sup> (ATV(Hrsg.) 1996)

### Trocknung ohne Brüdenkondensation

Werden die Wärmeverluste im Trockner weitgehend vernachlässigt, dann ist der Energiebedarf im Konvektionstrockner und Kontakttrockner gleich.

Im folgenden Rechenbeispiel wird die Bruttowärmemenge berechnet, die benötigt wird, um den KS von 30% TS-Gehalt auf 90% TS-Gehalt einzutrocknen.

Die Berechnung des Energiebedarfs stützt sich auf folgende Parameter:

<i>Parameter</i>	<i>Abkürzung</i>	<i>Wert</i>
Trockensubstanzgehalt vor der Trocknung	$x_{TS,in}$	30%
Trockensubstanzgehalt nach der Trocknung	$x_{TS,out}$	90%
Temperatur KS	$T_{KS}$	293K
Temperatur Luft	$T_{Luft}$	293K
Temperatur Trocknereingang (Rauchgase)	$T_E$	873K
Temperatur Trocknerausgang	$T_A$	473K
Wärmeverluste in der Anlage	$\kappa$	5%
Spezifische Wärmekapazität von Wasser (flüssig)	$c_{H_2O}$	$4.18 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$
Spezifische Wärmekapazität von Wasserdampf	$c_{H_2O-dampf}$	$2.1 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$
Spezifische Wärmekapazität von Schlamm-trockenmasse / Asche	$c_{TS}$	$1.05 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$
Spezifische Wärmekapazität des Heißgas-Luft-Gemischs (Rauchgase)	$c_{RG}$	$1.4 \text{ kJ m}^{-3} \text{ K}^{-1}$
Spezifische Verdampfungswärme von Wasser bei 373K	$\Delta_{verd} H^{373}$	$2261 \text{ kJ kg}^{-1}$
Heizwert von Heizöl leicht	$H_{u,Heizöl}$	$41900 \text{ kJ kg}^{-1}$

Tabelle 18: Werte für die Wärmeberechnungen bei der Trocknung des KS<sup>78</sup>.

- Zu verdampfende Wassermenge:

Ausgehend von 1Mg entwässertem KS:

Entwässerter Klärschlamm:  $m_{H_2O}$ : 700kg;  $m_{TS}$ : 300kg; Summe: 1000kg.

Getrockneter Klärschlamm:  $m_{H_2O}$ : 33.3kg;  $m_{TS}$ : 300kg; Summe: 333kg.

<sup>78</sup> (ATV(HRSG.) 1996)

$m_{H_2O}$ : Masse des Wassers im KS.  
 $m_{TS}$ : Masse der Trockensubstanz im KS.

Es sind zu verdampfen:  $m_{H_2O,verd} = (700 - 33.3) = 666.7 \text{ kg}$  Wasser.

$m_{H_2O,verd}$ : Masse des zu verdampfenden Wassers.

- Nettowärmebedarf (Wärmebedarf zum Erhitzen des KS / zum Verdampfen des Wassers) :

Erhitzen des Wassers auf 373K

$$Q_1 = m_{H_2O} \cdot c_{H_2O} \cdot \Delta T = 700 \text{ kg} \cdot 4.18 \frac{\text{kJ}}{\text{kg} \cdot \text{K}} \cdot 80 \text{ K} = 234 \text{ MJ}$$

$m_{H_2O}$ : Masse des Wassers im KS.  
 $c_{H_2O}$ : spezifische Wärmekapazität von Wasser (flüssig).  
 $\Delta T$ : Temperaturdifferenz.

Verdampfung Wasser bei 373 K

$$Q_2 = m_{H_2O,verd} \cdot \Delta_{verd} H^{373} = 667 \text{ kg} \cdot 2.261 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} = 1.51 \text{ GJ}$$

$m_{H_2O,verd}$ : Masse des zu verdampfenden Wassers.  
 $\Delta_{verd} H^{373}$ : Spezifische Verdampfungsenthalpie von Wasser bei 373K.

Erhitzen Wasserdampf auf 473K

$$Q_3 = m_{H_2O,verd} \cdot c_{H_2O-dampf} \cdot \Delta T = 667 \text{ kg} \cdot 2.1 \frac{\text{kJ}}{\text{kg} \cdot \text{K}} \cdot 100 \text{ K} = 140 \text{ MJ}$$

$m_{H_2O,verd}$ : Masse des zu verdampfenden Wassers.  
 $c_{H_2O-dampf}$ : Spezifische Wärmekapazität von Wasserdampf.  
 $\Delta T$ : Temperaturdifferenz.

Erhitzen der Schlammtrockenmasse auf 473K

$$Q_4 = m_{TS} \cdot c_{TS} \cdot \Delta T = 300 \text{ kg} \cdot 1.05 \frac{\text{kJ}}{\text{kg} \cdot \text{K}} \cdot 180 \text{ K} = 56.7 \text{ MJ}$$

$m_{TS}$ : TS-Anteil im KS.  
 $c_{TS}$ : Spezifische Wärmekapazität der TS.  
 $\Delta T$ : Temperaturdifferenz.

Summe

$$Q = Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4 = 1.94 \text{ GJ}$$

Q: Wärmebedarf bei der Trocknung ohne Abstrahlungsverluste.

Nettowärmebedarf

$$Q_{netto} = \frac{Q}{1 - \kappa} = \frac{1.94 \text{ GJ}}{0.95} = 2.04 \text{ GJ}$$

$Q_{netto}$ : Nettowärmebedarf.

- Erforderliche Menge an Heißgas-Luft-Gemisch

$$V_{RG} = \frac{Q_{netto}}{c_{RG} \cdot \Delta T} = \frac{2.04E+03MJ}{1.4 \frac{kJ}{m^3 \cdot K} \cdot (873 - 473)} = 3.64E+03 m^3$$

$V_{RG}$ :	Volumen der Rauchgase.
$Q_{netto}$ :	Nettowärmebedarf.
$c_{RG}$ :	Spezifische Wärmekapazität des Heißgas-Luft-Gemischs.
$\Delta T$ :	Temperaturdifferenz.

- Bruttowärmebedarf (Wärmebedarf zum Bereitstellen der Rauchgase)

$$Q_{brutto} = V_{RG} \cdot c_{RG} \cdot \Delta T = 3.64E+03 m^3 \cdot 1.4 \frac{kJ}{m^3 \cdot K} \cdot 600K = 3.06GJ$$

$Q_{brutto}$ :	Bruttowärmebedarf.
$V_{RG}$ :	Volumen der Rauchgase.
$c_{RG}$ :	Spezifische Wärmekapazität des Heißgas-Luft-Gemischs.
$\Delta T$ :	Temperaturdifferenz (= $T_E - T_{Luft}$ ).

- Erforderliche Menge an Heizöl

$$m_{Heizöl} = \frac{Q_{brutto}}{H_{u,Heizöl}} = \frac{3.06GJ}{41.9 \frac{MJ}{kg}} = 73.0kg$$

$m_{Heizöl}$ :	Masse des erforderlichen Heizöls.
$Q_{brutto}$ :	Bruttowärmebedarf.
$H_{u,Heizöl}$ :	Unterer Heizwert von Heizöl leicht.

- Ausstoß an treibhausrelevanten Gasen

Bei der Verbrennung von Heizöl EL in einer 100kW-Feuerung treten Emissionen in Höhe von  $9.84E+04$  kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro TJ auf<sup>79</sup>.

---

<sup>79</sup> (FRISCHKNECHT, R., BOLLENS, U. et al. 1996)

Pro Tonne zu trocknendem Dickschlamm wird eine Energiezufuhr  $Q_{\text{brutto}}$  von 3.06GJ benötigt. Dabei fallen treibhausrelevante Emissionen in Höhe von

$$m_{\text{CO}_2\text{-Äq}} = Q_{\text{brutto}} \cdot Em_{\text{Feuerung100kW}}$$

$m_{\text{CO}_2\text{-Äq}}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Feuerung
$Q_{\text{brutto}}$ :	Bruttowärmebedarf
$Em_{\text{Feuerung100kW}}$ :	Emissionen bei Feuerung von Heizöl in 100kW-Feuerung. Bezug auf 1TJ Energie im Heizöl

$$m_{\text{CO}_2\text{-Äq}} = 3.06\text{GJ} \cdot 98.4 \frac{\text{Mg}}{\text{TJ}} = 301\text{kg}$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

Bei einem Durchsatz von 26.7E+03Mg pro Jahr entspricht dies 8.04E+03Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### *Trocknung mit Brüdenkondensation*

In den entstehenden Brüden ist, aufgrund der hohen Verdampfungsenthalpie des Wassers, relativ viel Energie enthalten. Diese kann eventuell durch Brüdenkondensation wiedergewonnen werden.

Die bei der Brüdenkondensation wiedergewonnene Wärme wird normalerweise zur Beheizung von Verwaltungsgebäuden, von Faulbehältern oder Zentrifugen genutzt. Es können bei einer Kondensat-Temperatur von 40°C ca. 70% der in den Brüden enthaltenen Wärme zurückgewonnen werden<sup>80</sup>.

Sollen die Brüden zur Verdampfung von Schlammwasser verwendet werden dann muss ihr Siedepunkt durch Verdichten erhöht werden. Üblich ist dabei eine Erhöhung des Drucks auf 1.1-1.5bar, z.B. mittels eines Drehkolbenverdichters, Schraubenverdichters, Radialturboverdichters oder Gebläses. Im Falle einer direkten

<sup>80</sup> (LIMUS UMWELTTECHNIK GMBH 2002a)

mechanischen Brüdenverdichtung kann man laut Herstellerangaben<sup>81</sup> von einem Verbrauch an thermischer Energie von ca. 4.00MJ und von einem Verbrauch an elektrischer Energie von ca. 324kJ pro kg zu verdampfenden Wassers ausgehen.

- Die Herstellung von 4MJ elektrischem Strom (Niederspannung) verursacht Emissionen von

$$\mu_{CO_2-\ddot{A}q} = E_{el,Trocknung} \cdot Em_{Strom,TJ}$$

$\mu_{CO_2-\ddot{A}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen bei der Stromherstellung; Bezug auf 1kg zu verdampfenden Wassers.

$E_{el,Trocknung}$ : Verbrauch an elektrischer Energie. Bezug auf 1kg zu verdampfenden Wassers.

$Em_{Strom,TJ}$ : Treibhausrelevante Emissionen bei der Herstellung von 1TJ Strom (Niederspannung).

$$\mu_{CO_2-\ddot{A}q} = 324kJ \cdot 327 \frac{Mg}{TJ} = 0.106g$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

- Um die Emissionen bei der Herstellung der thermischen Energie zu berechnen, werden die Daten für eine 100kW-Feuerung verwendet.

Die Bereitstellung von 4MJ thermischer Energie verursacht treibhausrelevante Emissionen in Höhe von

$$\mu_{CO_2-\ddot{A}q} = Q_{brutto} \cdot Em_{Feuerung100kW}$$

$\mu_{CO_2-\ddot{A}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen bei der Feuerung; Bezug auf 1kg zu verdampfenden Wassers.

$Q_{brutto}$ : Bruttowärmebedarf; Bezug auf 1kg zu verdampfenden Wassers.

$Em_{Feuerung100kW}$ : Emissionen bei Feuerung von Heizöl in 100kW-Feuerung. Bezug auf 1TJ.

$$\mu_{CO_2-\ddot{A}q} = 4.0MJ \cdot 98.4 \frac{Mg}{TJ} = 0.394kg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

---

<sup>81</sup> (LIMUS UMWELTECHNIK GMBH 2002b); (ALPHA MOBILE 2002)

Die anfallenden Emissionen sind in der Tabelle 19 zusammengefasst

	<i>Treibhausrelevante Emissionen [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente]</i>	
	pro kg verdampften Wassers	pro Mg zu trocknenden Klärschlamm
Verbrauch elektrische Energie	0.394	252
Verbrauch thermische Energie	0.106	70.7
Summe	0.500	333

**Tabelle 19: Treibhausrelevante Emissionen bei der KS-Trocknung mit Brüdenkondensation**

Für die 26.7E+03Mg Dickschlamm die jährlich in Luxemburg anfallen ergeben sich somit Emissionen von 8.88E+03Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Die beiden Resultate für die Trocknung des KS unter Berücksichtigung der Brüdenkondensation und ohne diese sind widersprüchlich. Bei der Brüdenkondensation sollte ja eigentlich Energie eingespart werden, was mit einer Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen einhergehen würde. Die berechneten Werte deuten jedoch darauf hin, dass bei der Trocknung mit Brüdenkondensation sogar mehr CO<sub>2</sub>-Emissionen entstehen als ohne diese.

Dieser augenscheinliche Widerspruch ergibt sich aus den verschiedenen Berechnungsweisen für die beiden Werte.

Die treibhausrelevanten Emissionen bei der Trocknung ohne Brüdenkondensation ergeben sich aus einer rein theoretischen Berechnung. Obwohl Abstrahlungsverluste mit eingerechnet wurden, ist es durchaus möglich, dass die Verluste unterschätzt wurden, und dass so die benötigte Energie unterschätzt wurde. Zudem wurde bei den Berechnungen nur der Wärmebedarf für die Verdampfung des Schlammwassers berücksichtigt; alle eventuell vorhandenen angelagerten Prozesse wurden vernachlässigt.

Die treibhausrelevanten Emissionen bei der Trocknung mit Brüdenkondensation gründen auf den Parametern von existierenden Anlagen. Hier sind sämtliche Verluste und eventuell vorhandenen angelagerten Prozesse berücksichtigt. Aufgrund dieses Verluste und/oder angelagerten Prozesse sind der Energiebedarf, und somit auch die

treibhausrelevanten Emissionen, bei diesem Prozess größer als bei der Berechnung ohne Brüdenkondensation.

Für die folgenden Berechnungen werden für die Klärschlamm-trocknung die Emissionen, welche für die Trocknung mit Brüdenkondensation errechnet wurden, angenommen. Dieser Wert liegt wohl näher an der Wirklichkeit, da er auf Messwerten von existierenden Anlagen beruht, und sämtliche Verluste mit einbezieht.

### Transport des Trockenschlammes zur MVA

Nach der Trocknung verbleiben noch 8.89E+03Mg Trockenschlamm (TS-Gehalt: 90%), die zur MVA in Leudelingen transportiert werden müssen.

Der Transport von 8.89E+03Mg KS mittels LKW 16Mg EURO3 über eine Distanz von 21km bei einer mittleren Auslastung von 40% verursacht treibhausrelevante Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente].
$m_{KS}$ :	Masse des zu transportierenden KS.
$m_{LKW}$ :	Zuladung des LKW (hier: 16Mg).
$y$ :	Mittlere Auslastung des LKW.
$\bar{d}$ :	Mittlerer Transportweg des KS.
$Em_{LKW}$ :	Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{8.89E+03Mg}{16 \cdot 0.4 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 21 \frac{km}{Fahrt} \cdot 0.770 \frac{kgCO_2}{km} = 22.5Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

## **Substitution von Strom aus Strommix L**

Die Substitution von Strom aus dem luxemburger Strommix wurde im Kapitel III.3.3.3 berechnet. Durch die Energiegewinnung bei der Verbrennung von  $8.89E+03\text{Mg}$  Trockenschlamm mit einem TS-Gehalt von 90% in der KVA können  $8.16\text{TJ}$  Strom in das öffentliche Netz eingespeist werden. Dadurch ergibt sich eine Verringerung der  $\text{CO}_2$ -Emissionen um  $2.67E+03\text{Mg}$   $\text{CO}_2$ -Äquivalente.

## **Transport der Schlacken**

Der Transport der Schlacken aus der KS-Verbrennung wurde im Kapitel III.3.2.3 berechnet.

Der Transport von  $4.49E+03\text{Mg}$  Schlacken aus der KS-Verbrennung über eine Strecke von 19km bis zur Deponie in Differdingen mittels LKW 40Mg EURO3, bei einer mittleren Auslastung von 50%, verursacht Emissionen von  $4.4\text{Mg}$   $\text{CO}_2$ -Äquivalenten.

## **Substitution von Kies**

Die Reduktion der treibhausrelevanten Emissionen durch die Substitution von Kies in der Bauindustrie wurde im Kapitel III.3.2.3 berechnet.

Durch die Substitution von  $4.49E+03\text{Mg}$  Kies können treibhausrelevante Emissionen von  $33.7\text{Mg}$   $\text{CO}_2$ -Äquivalenten vermieden werden.

### 3.4.4. Bilanz

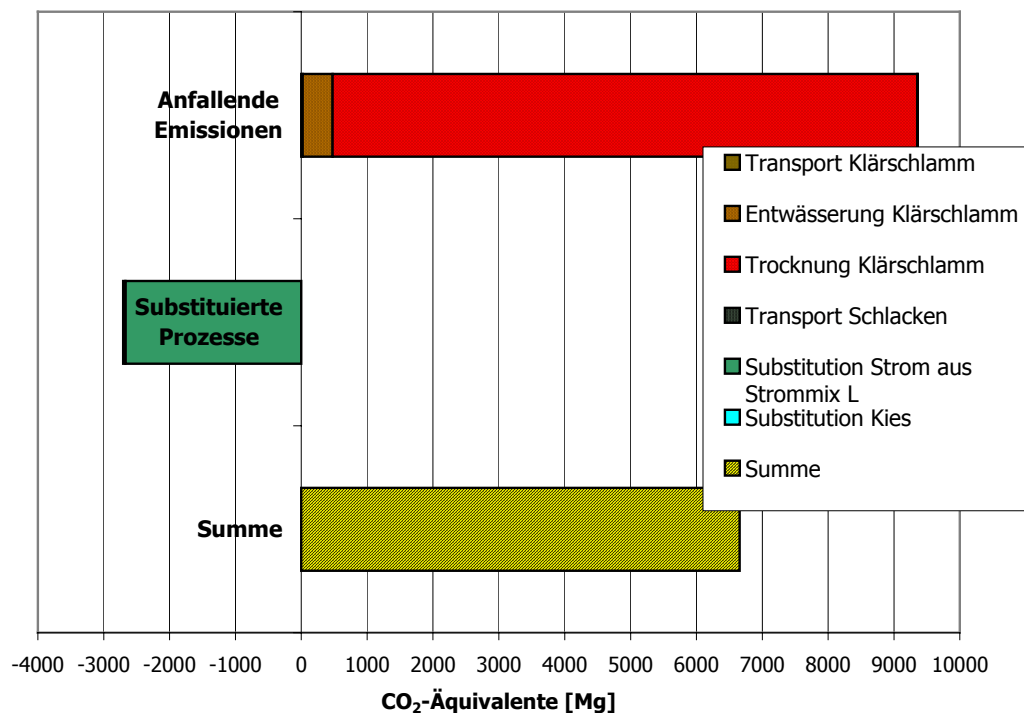
Die Resultate für das Szenario 3c sind in der Tabelle 20 zusammengefasst:

<i>Prozess</i>	<i>CO<sub>2</sub>-Äquivalente [Mg]</i>
Transport KS	22.5
Entwässerung KS	453
Trocknung KS	8.88E+03
Substitution Strom (Strommix L)	-2.67E+03
Transport Schlacken	4.4
Substitution Kies	-33.7
Summe	6.66E+03

Tabelle 20: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 3c

Die Resultate sind in der Grafik 7 dargestellt.

Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für Szenario 3c



Grafik 7: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 3c (Co-Verbrennung von getrocknetem KS in einer MVA / worst case)

### 3.4.5. Diskussion

Das Szenario 3c ist bis auf zwei Punkte identisch mit Szenario 3b. Die Trocknung des KS wird ausschließlich durch konventionell-thermische Beheizung in einem Trockner bewerkstelligt, und die Trocknung wird in der KA durchgeführt, wobei die Masse des zu transportierenden KS weiter abnimmt.

Aufgrund der hohen Verdampfungsenthalpie von Wasser ist die Trocknung ein sehr energieaufwändiger Prozess. Soll die zurückgewonnene Wärme aus der Brüdenkondensation zur Verdampfung von Schlammwasser genutzt werden, dann müssen die Brüden zuerst unter Zufuhr von Energie verdichtet werden. Werden die dabei verursachten CO<sub>2</sub>-Äquivalente der Trocknung angerechnet, dann kann nur noch ein Teil der eingesetzten Energie zurückgewonnen werden.

Da, aufgrund des luxemburger Strommixes, der Verbrauch an elektrischer Energie mit verhältnismäßig großen treibhausrelevanten Emissionen einhergeht, haben diese Prozesse einen nennenswerten Anteil an der CO<sub>2</sub>-Bilanz.

Eine größere Einsparung könnte erreicht werden, wenn die bei der Brüdenkondensation freigesetzte Wärme bei einer niedrigeren Temperatur genutzt würde, zum Beispiel zum Beheizen der Betriebsräume, zum Vorheizen des KS vor der Faulung oder ähnlichem. In diesem Fall würde die Kompression der Brüden entfallen, und der Energiebedarf wäre dementsprechend geringer.

Doch auch in diesem Fall wäre die Trocknung wohl noch immer der dominante Prozess in diesem Szenario. Durch die Trocknung werden fast 20 mal mehr CO<sub>2</sub>-Emissionen verursacht als durch den Prozess mit den nächsthöchsten Emissionen, nämlich die Entwässerung.

Diese hohen Emissionen können auch durch die Gewinnung von elektrischer Energie bei der Verbrennung nicht kompensiert werden.

Es ist ebenfalls ersichtlich dass der Transport nur noch eine untergeordnete Rolle bei den treibhausrelevanten Emissionen spielt. Durch die Trocknung auf dem Gelände der KA wurde zwar die Masse des KS weiter reduziert, doch spielte der Transport bereits bei der Verwendung von Dickschlamm nur noch eine kleine Rolle. Die

Reduzierung der Emissionen beim Transport ist im Vergleich mit den bei der Trocknung anfallenden Emissionen vernachlässigbar klein.

Insgesamt ist die CO<sub>2</sub>-Bilanz für dieses Szenario aufgrund der hohen Emissionen die durch die Trocknung verursacht werden stark positiv.



## **3.5. Szenario 3d: Co-Verbrennung von Klärschlamm im Zementwerk**

### **3.5.1. Einleitung**

In einem Zementwerk werden Kalkstein und Mergel in einem bestimmten Verhältnis miteinander vermischt und bei hohen Temperaturen (ca. 1450°C) versintert. Es entsteht sogenannter Zementklinker.

Der Klinker wird anschließend noch mit geringen Mengen Gips und Kalksteinmehl versetzt, und zu Zementen verschiedener Feinheit aufgemahlen.

Zur Feuerung des Ofens können konventionelle Brennstoffe wie Kohlestaub oder Schweröl, aber auch alternative Brennstoffe wie Altöl, Autoreifen, Altholz oder KS eingesetzt werden.

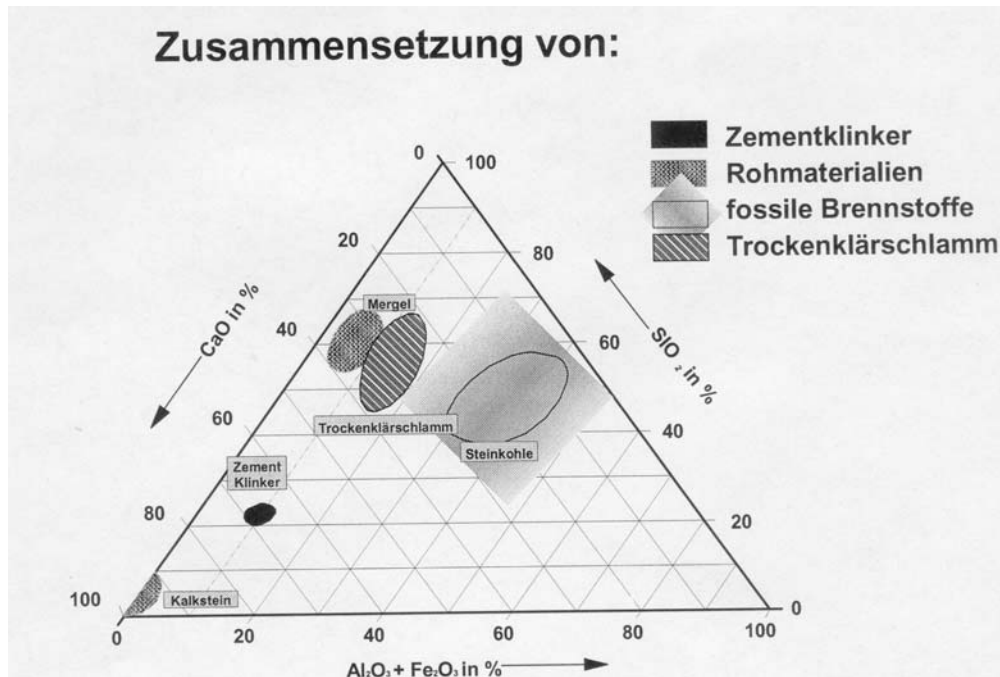
Die Schweizer Zementwerke ersetzten 1997 rund 33% der konventionellen Energieträger durch alternative Brennstoffe, und es ist das Ziel der Zementindustrie, diesen Prozentsatz mittelfristig auf 75% zu erhöhen<sup>82</sup>.

KS eignet sich besonders gut als alternativer Brennstoff in der Zementindustrie, weil nicht nur die organischen Bestandteile des KS als Brennstoffe verwendet werden, sondern die zurückbleibenden Schlacken auch noch eine dem Mergel ähnliche Zusammensetzung haben, und somit einen Teil der benötigten Rohstoffe ersetzen können<sup>83</sup>. Die ähnliche Zusammensetzung von Mergel und Klärschlamm Schlacken geht aus der Grafik 8 hervor. Es ergibt sich, bei der Verwertung des KS im Zementwerk, ein Substitutionspotential sowohl an konventionellen Energieträgern als auch an Rohstoffen für die Klinkerherstellung.

---

<sup>82</sup> (SOMMERHALDER, M. 1999)

<sup>83</sup> (DE QUERVAIN, B. 1999)



**Grafik 8: 3-Stoffdiagramm für die Zusammensetzung der Ausgangsstoffe bei der Klinkerherstellung<sup>84</sup>**

Auch in Luxemburg wird die Mit-Verbrennung von KS im Zementwerk zur Zeit ins Auge gefasst. Das Zementwerk der Intermoselle in Rumelange hat eine Produktionskapazität von 1.00E+06Mg Portland-Klinker pro Jahr. Zur Feuerung des Ofens werden jährlich 120E+03Mg Kohlestaub und 21.0E+03Mg alternative Brennstoffe (überwiegend Altreifen) verbrannt. Die Anlage wäre in der Lage, den gesamten in Luxemburg anfallenden KS zu verwerten.

### 3.5.2. Annahmen

- Der KS wird im Zementwerk der Intermoselle in Rumelange verwertet.
- Der zu verbrennende KS muss einen Mindest-Trockensubstanzgehalt von 90% aufweisen.
- Die Trocknung des KS kann nicht mittels Abwärme aus dem Zementwerk durchgeführt werden, da diese vollständig zum Vorwärmen der Rohstoffe

<sup>84</sup> (DE QUERVAIN, B. 1999)

gebraucht wird. Die Beschickung des Ofens mit nur ungenügend vorgewärmten Rohmaterial würde die Ofentemperatur zu stark absenken und den Sintervorgang stören. Für die Bilanzierung wird angenommen, dass der KS in den jeweiligen ARA getrocknet wird. Dies ist jedoch aufgrund der geringen Größe der meisten ARA kaum durchführbar. Sollte sich dieser Verwertungsweg durchsetzen dann müsste über den Bau einer Schlamm-trocknungsanlage nachgedacht werden.

### **3.5.3. Bilanzierte Prozesse**

- Entwässerung und anschließende Trocknung des KS auf einen TS-Gehalt von 90% in der KA.
- Transport des KS zum Zementwerk in Rumelange.
- Substitution von Kohle (Brennstoff).
- Substitution von Mergel (Rohstoff).

### **3.5.4. Berechnungen**

#### **Entwässerung des Klärschlamm**

Die Entwässerung des KS in der ARA wurde bereits im Kapitel II.4.3.3 bilanziert. Die dort erhaltenen Werte werden übernommen.

Bei der Entwässerung von 160E+03Mg Flüssigschlamm mit 5%TS-Anteil auf 30%TS mittels Dekanter werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von 453Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

#### **Trocknung des Klärschlamm**

Die Trocknung des KS ist ein sehr energieaufwändiger Prozess. Es wird davon ausgegangen dass die Trocknung nicht im Zementwerk erfolgen kann, und auch nicht in der ARA mittels der dort anfallenden Faulgase durchgeführt wird. Diese

Annahmen stellen ein „worst case“-Szenario dar, da die Trocknung des KS ausschließlich durch die Verbrennung von fossilen Energieträgern bewerkstelligt wird, und die damit verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen dem Prozess angelastet werden.

Es wird für die weiteren Berechnungen der im Kapitel III.3.4.3 erhaltene Wert angenommen.

Die Trocknung von 26.7E+03Mg Dickschlamm auf einen TS-Gehalt von 90% verursacht Emissionen von 8.88E+03Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### **Transport des Trockenschlammes zum Zementwerk**

Durch die Trocknung wurde die Masse des KS, den es zu verwerten gilt, auf

$$m_{KS} = \frac{m_{TS}}{x_{TS}}$$

$m_{KS}$ : Masse des KS.  
 $m_{TS}$ : Masse der Trockensubstanz im KS.  
 $x_{TS}$ : Trockensubstanzanteil des KS (w/w).

$$m_{KS} = \frac{8.00E+03Mg}{0.9} = 8.89E+03Mg$$

reduziert.

Die Transportdistanzen zum Zementwerk sind im Anhang dargestellt.

Für die weiteren Berechnungen wird ein mittlerer Transportweg von 31km angenommen.

Der Transport wird, wie in den vorangegangenen Szenarien mittels LKW 16Mg (EURO3) vorgenommen. Es wird eine mittlere Auslastung inklusive Rückweg von 40% angenommen.

Beim Transport werden treibhausrelevante Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente].
$m_{KS}$ :	Masse des zu transportierenden KS.
$m_{LKW}$ :	Zuladung des LKW (hier: 16Mg).
$y$ :	Mittlere Auslastung des LKW.
$\bar{d}$ :	Mittlerer Transportweg des KS.
$Em_{LKW}$ :	Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{8.89E+03Mg}{16 \cdot 0.4 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 31 \frac{km}{Fahrt} \cdot 0.770 \frac{kg}{km} = 33.2Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

## Substitution von Kohle

Pro Mg KS (TS) können ca. 300kg Kohle ersetzt werden<sup>85</sup>.

Geht man davon aus dass der gesamte in Luxemburg anfallende KS im Zementwerk in Rumelange verbrannt wird, und ausschließlich Steinkohle als Energieträger substituiert wird, dann können insgesamt 2.40E+03Mg Kohlestaub eingespart werden.

Die treibhausrelevanten Emissionen der substituierten Steinkohle ergeben sich aus der Summe der Emissionen bei Bereitstellung und Feuerung der Steinkohle.

### *Bereitstellung der Steinkohle*

Die im Zementwerk Rumelange verwendete Kohle ist ausschließlich Importkohle und stammt laut Auskunft der Firma überwiegend aus Südafrika, und zu kleineren Teilen aus Russland.

---

<sup>85</sup> (SOMMERHALDER, M. 1999)

Für die Bilanzierung werden die Daten für transportierte Import-Steinkohle frei UCPTe (Stufe Endenergieträger ) angenommen<sup>86</sup>.

Es ergeben sich, bezogen auf 1Mg Kohle, treibhausrelevante Emissionen von 832kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Durch die Substitution von 2.40E+03Mg Steinkohle durch KS ergibt sich eine Einsparung von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_{Stk} \cdot Em_{Stk,Transport}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen beim Transport der Steinkohle.
$m_{Stk}$ :	Masse der substituierten Steinkohle.
$Em_{Stk,Transport}$ :	Treibhausrelevante Emissionen pro Mg Steinkohle.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = 2.40E+03Mg \cdot 832 \frac{kg}{Mg} = 2.00E+03Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### Feuerung von Steinkohle (Industriefeuerung)

Der untere Heizwert von Steinkohle beträgt 27.1 MJ pro kg.<sup>87</sup>

Die treibhausrelevanten Emissionen durch Steinkohlefeuerung (Rostfeuerung 1-10MW) betragen 156Mg pro TJ Energieinput<sup>88</sup>.

Durch die Substitution von 2.40E+03Mg Steinkohle ergibt sich eine Einsparung von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_{Stk} \cdot H_{u,Stk} \cdot Em_{Stk,Feuerung}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Feuerung.
$m_{Stk}$ :	Masse der substituierten Steinkohle.
$H_{u,Stk}$ :	Unterer Heizwert der Steinkohle.
$Em_{Stk,Feuerung}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Feuerung; Bezug auf 1 Mg Steinkohle.

<sup>86</sup> (FRISCHKNECHT, R., BOLLENS, U. et al. 1996)

<sup>87</sup> (GAILLARD, G., CRETTEZ, P. et al. 1997)

<sup>88</sup> (FRISCHKNECHT, R., BOLLENS, U. et al. 1996)

$$m_{CO_2-\ddot{a}q} = 2.40E+03Mg \cdot 27.1MJ/kg \cdot 156Mg/TJ = 1.01E+04 Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

## Substitution von Rohmaterial

Pro Mg KS (Trockensubstanz) können ca. 550kg Rohmaterial ersetzt werden<sup>89</sup>.

Da die Zusammensetzung der KS-Schlacken ähnlich der von Mergel ist, wird von der Substitution von 550 kg Mergel pro Mg KS (TS) ausgegangen.

### *Abbau des Mergels*

Für die Bilanzierung wird das Modul Kies (Bruch) aus den Ökoinventaren von Baumaterialien<sup>90</sup> verwendet. Das gleiche Modul wurde bereits bei der Bilanzierung der Verwertung der Schlacken aus der KS-Verbrennung verwendet (Kapitel III.3.2.3)

Demnach fallen (unter anderem) pro kg Kies ab Bruch treibhausrelevante Emissionen in Höhe von 7.50E-03 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

Für den gesamten luxemburger KS (8.00E+03Mg TS) ergibt sich eine Einsparung von 33Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### *Transport des Mergels*

Seine Rohstoffe bezieht das Zementwerk der Intermoselle aus einem betriebseigenen Steinbruch in der Nähe von Ottange (F).<sup>91</sup>

Die Distanz zum Steinbruch beträgt ca. 3km.

Aufgrund des kurzen Transportweges werden die CO<sub>2</sub>-Emissionen die beim Transport entstehen vernachlässigt und nicht bilanziert.

---

<sup>89</sup> (SOMMERHALDER, M. 1999)

<sup>90</sup> (WEIBEL, T. STRITZ, A. 1995)

<sup>91</sup> (GROUPE CEMENTS LUXEMBOURGEOIS)

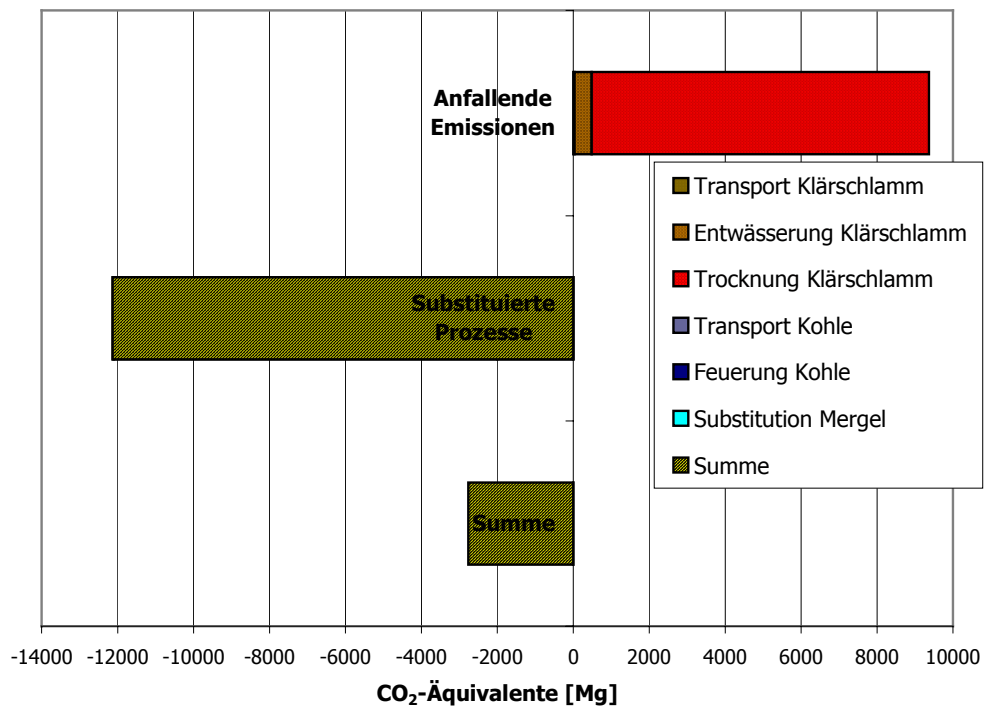
### 3.5.5. Bilanz

Die CO<sub>2</sub>-Bilanzen für die untersuchten Prozesse sind in der Tabelle 21 zusammengefasst.

Prozess	CO <sub>2</sub> -Äquivalente [Mg]
Entwässerung KS	453
Trocknung KS	8.88E+03
Transport KS	33.2
Feuerung Kohle	-1.01E+04
Transport Kohle	-2.00E+03
Substitution Mergel	-33
Summe	-2.77E+03

Tabelle 21: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 3d

#### Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für Szenario 3d



Grafik 9: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 3d (Co-Verbrennung von getrocknetem KS im Zementwerk)

### **3.5.6. Diskussion**

Damit der KS in einem Zementwerk mitverbrannt werden kann, muss er einen TS-Gehalt von mindestens 90% aufweisen. Ein zu hoher Wassergehalt würde die Ofentemperatur zu stark absenken und hätte somit Auswirkungen auf das Endprodukt.

Da die Trocknung mittels Abwärme nicht in Frage kommt muss auf die energieintensive konventionell-thermische Trocknung zurückgegriffen werden.

Die Verbrennung von KS im Zementwerk hat den großen Vorteil dass hierbei zwei andere Prozesse substituiert werden. Der organische Anteil des KS dient bei der Verbrennung als Energielieferant, während der mineralische Bestandteil einen Teil der eingesetzten Rohstoffe ersetzen kann.

Man kann jedoch erkennen dass lediglich die Substitution von Kohle bei der CO<sub>2</sub>-Bilanz eine nennenswerte Rolle spielt. Die größten Einsparungen ergeben sich bei den feuerungsbedingten Emissionen, doch auch der Transport fällt ins Gewicht, da es sich vor allem um Importkohle aus Südafrika handelt, die über große Strecken transportiert und mehrfach umgeschlagen werden muss.

Die Substitution von Mergel hat hingegen fast keinen Einfluss auf die Bilanz. Zum einen ist der Abbau von Mergel nicht sonderlich aufwändig und zum anderen sind die zu transportierenden Massen und die Transportwege verhältnismäßig klein.

Was die CO<sub>2</sub>-Emissionen anbelangt, so sind diese fast identisch mit denen aus Szenario 3c. Den größten Anteil an den Emissionen trägt die Trocknung des KS. Die Entwässerung spielt nur eine untergeordnete Rolle, und der Transport fällt nicht mehr ins Gewicht.

Obwohl durch die Klärschlamm-trocknung immer noch verhältnismäßig große Mengen an treibhausrelevanten Emissionen verursacht werden, ist die CO<sub>2</sub>-Bilanz aufgrund der Substitution von Steinkohle doch vorteilhaft.



## **IV. Kompostierung des Klärschlamm**

### **1. Kompostierung von Klärschlamm**

#### **1.1. Einleitung**

Wie bereits in Kapitel II.1.2 angedeutet, besteht trotz der Möglichkeit der Verwendung als Dünger und dem niedrigen Preis keine wirklich große Nachfrage seitens der Landwirte nach KS. Dies beruht überwiegend auf dem schlechten Ansehen dieses ‚Abfallprodukts‘ in der Bevölkerung.

Um einen größeren Markt für Klärschlammprodukte zu erschließen, kann KS kontrollierter Qualität zusammen mit Grünschnitt kompostiert werden. Der erhaltene Klärschlammkompost erfüllt nicht nur eine gewisse Düngewirkung, sondern er wirkt aufgrund seines hohen Anteils an Humusstoffen vor allem als Bodenhilfsstoff<sup>92</sup>.

Allerdings wird Klärschlammkompost rechtlich weiterhin meist mit KS gleichgesetzt, und nicht als Kompost gehandelt. Dies bewirkt nicht nur eine Einschränkung der zur Aufbringung verfügbaren Flächen sondern auch einen Imageverlust, da das Produkt mit den negativen Vorurteilen bezüglich des KS behaftet ist.

Die Wirkung von Kompost auf den Boden ist vielseitig<sup>93</sup>, und betrifft unter anderem:

- Förderung der biologischen Aktivität,
- Auflockerung des Bodens,
- Verbesserte Wurzelbildung der Pflanzen,
- Verbesserung des Luft- und Wasserhaushalts,
- Verminderung der Bodenerosion,

---

<sup>92</sup> Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt, die den Boden biotisch, chemisch oder physikalisch beeinflussen, um seinen Zustand oder die Wirksamkeit von Düngemitteln zu verbessern. (ATV(HRSG.) 1996)

<sup>93</sup> (SOIL-CONCEPT S.À.R.L. 1998)  
(ADEME(HRSG.) 2000)

- Erhöhung der Austauschkapazität und der Sorptionsfähigkeit für Nähr- und Schadstoffe,
- Zufuhr von Hauptnährstoffen und Spurenelementen

## 1.2. Der Rottevorgang

Der Kompostierungsvorgang, auch Rotte genannt, ist die aerob-thermophile Schlammstabilisierung in nicht-fließfähigem Aggregatzustand<sup>94</sup>.

KS kann aufgrund seines hohen Wassergehalts und seiner mangelnden Struktur nicht allein kompostiert werden. Es muss immer ein auflockerndes Material zugegeben werden, um die Durchlüftung des Materials zu erleichtern. Hierzu können z.B. Grünschnitt oder Küchenabfälle verwendet werden.

Die Kompostierung läuft in 2 Phasen ab:

In einer thermophilen Phase („Intensivrotte“) wird ein Teil der leicht abbaubaren Substanz von den Mikroorganismen zersetzt. Aufgrund der großen biologischen Aktivität steigt die Rottetemperatur deutlich an (bis ca. 70°C, je nach Bedingungen). Nachdem die thermophile Phase abgeschlossen ist durchläuft der Kompost eine mesophile Phase, während welcher sich die Humusstoffe bilden. Die Zusammensetzung des Komposts ist auch während der mesophilen Phase ständig veränderlich.

Um dieser Entwicklung in 2 Phasen Rechnung zu tragen wird der Rottevorgang in einer Kompostierungsanlage ebenfalls oft in 2 Etappen durchgeführt: Die Intensivrotte wird in einem geschlossenen, belüfteten Reaktor oder in abgedeckten, belüfteten Mieten durchgeführt um die thermophilen aeroben Bedingungen aufrecht zu erhalten, welche die Mikroorganismen benötigen. Sie ist in ca. 14 Tagen abgeschlossen. Anschließend wird eine Nachrotte von mehreren Wochen oder

---

<sup>94</sup> (ATV(HrSG.) 1996)

Monaten in offenen Mieten durchgeführt, um eine weitgehende Stabilisierung des Materials zu gewährleisten.

Um den Fortgang der Verrottung zu beobachten, kann das Verhältnis C/N gemessen werden. Das Verhältnis C/N liegt nach der Durchmischung von KS und strukturierendem Material bei ca. 40, im fertigen Kompost im Durchschnitt dann bei ca. 20-22<sup>95</sup>. Abhängig von der Zusammensetzung des Klärschlammes sind jedoch auch Komposte mit einem Verhältnis C/N < 20 manchmal noch nicht vollständig stabilisiert. Das Verhältnis C/N spiegelt nicht immer zuverlässig den Grad der Verrottung wieder.

Um die ausreichende Versorgung mit Sauerstoff zu gewährleisten, werden die Mieten entweder belüftet oder nach bestimmten Zeiten umgesetzt.

### **1.3. Angestrebte Ziele**

Bei der Rotte wird der KS mikrobiell zersetzt. Dabei können mehrere Ziele angestrebt sein.

- Bei der Zersetzung werden die leicht abbaubaren Nährstoffe von Bakterien veratmet und in schlechter verwertbare und daher stabilere organische Stoffe („Humus“) überführt. Das auf diese Weise stabilisierte Produkt ist haltbar und neigt nicht mehr zur Geruchsbildung.
- Durch die bei der Verrottung entstehende Wärme steigt die Temperatur im Inneren des Rottegutes an. In Folge der höheren Temperatur werden nicht-thermophile Organismen, darunter auch viele Krankheitserreger, abgetötet. Als Maßstab für eine entsprechende Hygienisierung hat sich das Erreichen einer bestimmten Temperatur während eines gegebenen Zeitraumes durchgesetzt (so etwa in Österreich: ÖNORM S 2200 „Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen“ : 65°C während 3 Tagen bei mindestens

---

<sup>95</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

40% Wassergehalt). Allerdings hat eine Studie zu diesem Thema herausgefunden, dass die Verringerung der Anzahl pathogener Keime nicht durch die hohen Temperaturen während der Intensivrotte verursacht wird, sondern vor allem durch die Bedingungen während der Nachrotte (Mangel an leicht abbaubarer Substanz, niedrige Temperatur), durch welche andere Bakterienarten bevorzugt werden und so u. a. die Enterobacteriaceae verdrängen<sup>96</sup>. Eine angemessene Dauer der Nachrotte ist also für eine Hygienisierung des Klärschlammkomposts von großer Wichtigkeit. Laut dieser Studie ist die vollständige Entseuchung des Produkts durch Kompostierung allein nicht erreichbar; es kann lediglich die Verringerung der Anzahl der Bakterien auf ein annehmbares Maß erreicht werden.

- Die Kompostierung kann als Verfahren zur Verringerung des Wassergehalts im Produkt eingesetzt werden, z.B. zum Ziel einer späteren Verbrennung.

## **1.4. Düngewirkung von Klärschlammkompost**

Die genaue Zusammensetzung des erhaltenen Komposts ist abhängig von einer Vielzahl von Faktoren, die sowohl vom Ausgangsmaterial als auch von der Kompostierung abhängen. In der Folge werden nur generelle Veränderungen der Zusammensetzung betrachtet, die sich für verschiedene Komposte ergeben haben.

### **1.4.1. Stickstoff**

Aufgrund der Zugabe von strukturierendem Material, das weniger reich an Stickstoff ist, nimmt der Stickstoffgehalt bei der Kompostierung in jedem Fall ab.

Zusätzlich hierzu kann der Ammonium-Stickstoff aus dem KS in der ersten Prozessphase in die Atmosphäre entweichen oder mit dem Schlammwasser abtransportiert werden.

---

<sup>96</sup> (HANKE, R., HELLEMANN, K. M. *et al.* 2001)

Bedingt hierdurch enthält Klärschlammkompost einen geringeren N-Gehalt als der Dickschlamm aus dem er hergestellt wurde: es verbleiben ca. 1.5-3% Gesamtstickstoff bezogen auf die Trockenmasse.

Vor allem aber wird während der Kompostierung die Erscheinungsform des Stickstoffs verändert. Der Anteil des Ammonium-Stickstoffs am Gesamt-Stickstoff beträgt im KS-Kompost nur ca. 20%. Der Stickstoff liegt also überwiegend in organisch gebundener, nicht direkt pflanzenverfügbarer Form vor. Bevor dieser Anteil von den Pflanzen genutzt werden kann, muss er erst durch langsame Mineralisierungsprozesse in eine geeignete Form überführt werden. Dementsprechend ist die sofortige Düngewirkung des Klärschlammkomposts geringer als die von KS. Die Verfügbarkeit des Stickstoffs wird in einigen Studien<sup>97</sup> mit 5-10% angegeben, andere Studien<sup>98</sup> halten Werte von 10-20% für angemessen.

Durch das Aufbringen von Klärschlammkompost kann der Stickstoffbedarf einer Kultur nicht gedeckt werden. Es muss also zusätzlich zum Kompost noch ein anderer Stickstoffdünger verwendet werden.

Für die weiteren Berechnungen wird eine Wirksamkeit des Stickstoffs im Vergleich zu der eines mineralischen N-Düngers von 10% angenommen.

### **1.4.2. Phosphor**

Der Phosphoranteil nimmt, genau wie der Stickstoffanteil, durch die Vermischung mit strukturierendem Material bei der Kompostierung ab<sup>99</sup>, der Gesamt-Phosphorgehalt bleibt jedoch bei der Kompostierung im wesentlichen unverändert.

---

<sup>97</sup> (TESTER, C. F. 1989)

(VAN DE KERKHOVE, J. M. 1990)

<sup>98</sup> (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 2001)

<sup>99</sup> Wenn als strukturierendes Material keine Stoffe mit hohem Phosphoranteil zugegeben werden. Bei den normalerweise verwendeten Holzabfällen nimmt der Phosphoranteil des Produkts durch Verdünnung der organischen Substanz ab.

Aufgrund der Mineralisierung bei der Verrottung scheint der Phosphor im Kompost überwiegend in mineralischer Form (Eisen-, Aluminium- und Calciumphosphate) vorzuliegen, obwohl es auch Untersuchungen<sup>100</sup> gibt, die andere Resultate erhalten.

In einer Studie von Guivarch wurden mehrere Versuche mit Klärschlammkomposten durchgeführt, um die relative Wirksamkeit des Phosphors im Vergleich zu der eines mineralischen P-Düngers zu ermitteln<sup>101</sup>. Die erhaltenen Resultate zeigen jedoch eine große Variabilität, abhängig vom Boden auf den der Kompost ausgebracht wurde. In einem sauren Boden (pH=6.2) hatte die Kompostierung keinen wesentlichen Einfluss auf die Wirksamkeit des Phosphors, da hier die Calciumphosphate im Kompost gelöst werden konnten. Der Klärschlammkompost der auf einen basischen Boden (pH = 8.2) ausgebracht wurde hatte hingegen eine geringere Wirksamkeit als der KS.

Eine Untersuchung verschiedener landwirtschaftlich genutzter Flächen in Luxemburg<sup>102</sup> ergab, dass die meisten Böden in Luxemburg sauer oder neutral sind. Es wird daher davon ausgegangen dass bei Verwendung des Komposts auf diesen Böden die Düngewirksamkeit des Phosphors im KS-Kompost die gleiche ist wie die im KS.

Für die weiteren Berechnungen wird, wie im Kapitel II.3.3.4, eine Wirksamkeit des Phosphors im Vergleich zu der eines mineralischen P-Düngers von 70% angenommen.

---

<sup>100</sup> (ADEME(HRSG.) 2000)

<sup>101</sup> (GUIVARCH, A. 1999)

<sup>102</sup> (HUPPERICH, M. 1999)

## 2. Situation in Luxemburg

Im Jahr 1999 funktionierten nach Angaben der Administration de l'Environnement<sup>103</sup> in Luxemburg drei Kompostierungsstellen (siehe Tabelle 22). Zusätzlich waren zu diesem Zeitpunkt noch zwei weitere Anlagen in Itzig und Angelsberg in Bau.

<i>Syndikat</i>	<i>Kapazität [Mg · a<sup>-1</sup>]</i>	<i>Ort</i>	<i>Menge Bioabfälle [Mg]</i>	<i>Kompostierte</i>
Minett Kompost	20000	Mondercange	20520	
SICA	5000	Mamer	3758	
SIDEC	5500	Fridhaf Erpeldange	/ 3451	
Total	30500		27729	

Tabelle 22: Kompostierungsanlagen in Luxemburg 1999

Im Rahmen des Soil-Concept Projekts der europäischen Gemeinschaften, welches versucht die Verwertungsmöglichkeiten von KS durch Kompostierung im Saar-Lor-Be-Lux-Raum auszubauen, wurde in Diekirch eine neue Pilotanlage zur Klärschlammkompostierung mit einer Kapazität von 1.20E+04Mg KS pro Jahr gebaut.

Da die Anlagen der Minettkompost, SICA und SIDEC ausschließlich Bioabfall, Grün- und Heckenschnitt kompostieren und nicht für die Kompostierung von KS ausgelegt sind, ist die Soil-Concept-Anlage die einzige die für die Kompostierung von KS in Betracht gezogen wird.

In dieser Anlage werden seit Mai 2000 Schlämme aus den Syndikaten SIACH und SIDEN, sowie aus Beggen kompostiert. Die Schlämme, die einen TS-Gehalt von 25 bis 35% aufweisen werden in einem Verhältnis von 50% w/w mit strukturierendem Material vermischt und anschließend während 4 Wochen in zwangsbelüfteten Silos kompostiert. Die Silos sind durch spezielle semipermeable Membranen bedeckt um den Kompost vor Regenwasser zu schützen und um eine zu starke Geruchsbelästigung zu vermeiden. Die anschließende Nachrotte in Mieten dauert dann noch einmal 8 Wochen.

<sup>103</sup> (ADMINISTRATION DE L'ENVIRONNEMENT)

Die Arbeit der Soil-Concept beschränkt sich jedoch nicht nur auf die Herstellung von Klärschlammkompost, sondern besteht auch im Aufbau eines Marktes für das Produkt. Durch Qualitätskontrollen und genaue Überwachung der Rotte soll ein Produkt gleichleibender Qualität geschaffen werden, um so das Vertrauen der Verbraucher zu gewinnen und letztlich den Absatz steigern zu können.

Der Klärschlammkompost aus der Anlage der Soil-Concept hat folgende Eigenschaften:

<i>Eigenschaft</i>	<i>Einheit</i>	<i>Wert</i>
Anteil Trockensubstanz (TS)	%	50.7
Anteil an organischen Bestandteilen an der TS	%	37.01
Dichte	kg/m <sup>3</sup>	727
pH		6.8
Stickstoffanteil (N <sub>tot</sub> ) an der TS	%	1.48
Phosphoranteil (P <sub>tot</sub> ) an der TS	%	0.6

**Tabelle 23: Physikalische Eigenschaften und Nährstoffgehalt des gesiebten Soil-Concept-Klärschlammkomposts<sup>104</sup>**

<sup>104</sup> (SOIL-CONCEPT, S. À. R. L. 2001)

### **3. Szenario 4: Kompostierung des Klärschlammes in der Anlage der Soil-Concept in Diekirch**

#### **3.1. Bilanzierte Prozesse**

In diesem Szenario werden die treibhausrelevanten Emissionen der folgenden Prozesse bilanziert:

- Entwässerung des KS.
- Transport des Dickschlammes zur Kompostierungsanlage.
- Transport der Zuschlagstoffe.
- Methan-Emissionen bei der Rotte.
- Anlageninterne Prozesse
- Transport des KS-Komposts zum Einsatzort
- Substitution von N- und P-Dünger

#### **3.2. Berechnungen**

##### **3.2.1. Entwässerung des Klärschlammes**

Die Entwässerung in der ARA entspricht der, die bereits im Kapitel II.4.3.3 bilanziert wurde. Die dort erhaltenen Werte werden direkt übernommen.

Bei der Entwässerung von 5%TS auf 30%TS mittels Dekanter werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von 453Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verursacht.

### 3.2.2. Transport des Dickschlammes zur Kompostierungsanlage

Die Masse des KS nach der Entwässerung beträgt

$$m_{KS} = \frac{m_{TS}}{x_{TS}}$$

$m_{tot}$ : Masse des KS.  
 $m_{TS}$ : Masse Trockensubstanz.  
 $x_{TS}$ : Trockensubstanzanteil des KS (w/w).

$$m_{KS} = \frac{8.00E+03Mg}{0.30} = 26.7E+03Mg$$

Die Transportdistanzen zur Kompostierungsanlage in Friedhaff sind im Anhang dargestellt. Der mittlere Transportweg wird mit 30km veranschlagt.

Der Transport wird, wie in den vorangegangenen Szenarien mittels LKW 16Mg (EURO3) vorgenommen. Die mittlere Auslastung inklusive Rückweg des LKW beträgt 40%.

Beim Transport fallen Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen [CO<sub>2</sub>-Äquivalente].  
 $m_{KS}$ : Masse des zu transportierenden KS.  
 $m_{LKW}$ : Zuladung des LKW (hier: 16Mg).  
 $y$ : Mittlere Auslastung des LKW.  
 $\bar{d}$ : Mittlerer Transportweg des KS.  
 $Em_{LKW}$ : Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{26.7E+03Mg}{16 \cdot 0.4 \frac{Mg}{Fahrt}} \cdot 30 \frac{km}{Fahrt} \cdot 0.770 \frac{kg}{km} = 96.4Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

### **3.2.3. Transport der Zuschlagstoffe**

Die Soil-Concept Anlage verwendet neben Grünschnitt aus verschiedenen Quellen auch noch Holzabfälle von zwei Lieferanten um das Kompostgut zu strukturieren. Der KS wird zu ungefähr gleichen Teilen mit Strukturmaterial durchmischt.

Das Strukturmaterial müsste zwar sowieso von den betroffenen Gemeinden oder Herstellern entsorgt werden, jedoch wären hierbei wahrscheinlich kleinere Transportdistanzen zu bewältigen. Insofern muss auch der Transport des Strukturmaterials in die Bilanz mit einfließen.

Für das gesamte Strukturmaterial wird pauschal ein Transportweg von 30km veranschlagt.

Der Transport wird, wie in den vorangegangenen Szenarien mittels LKW 16Mg (EURO3) mit einer mittleren Auslastung von 40% vorgenommen, wobei Emissionen von 96.4Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten freigesetzt werden.

### **3.2.4. Rotte**

#### **Annahmen**

Zur Berechnung der treibhausrelevanten Emissionen bei der Rotte wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Zur Herstellung des KS-Komposts wird Dickschlamm mit einem TS-Gehalt von 30% verwendet.
- Bei Faulung und Kompostierung werden insgesamt 50% der Kohlenstoffverbindungen im KS abgebaut.
- Es wird von einer einstufigen thermophilen Batch-Vergärung, gefolgt von Kompostierung ausgegangen. 60% des Abbaus der Kohlenstoffverbindungen finden bei Vergärungsprozessen vor der Kompostierung statt, die restlichen 40% bei der Kompostierung. Dabei gelangen 92.24% des insgesamt abgebauten Kohlenstoffs in Form von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre, die restlichen 7.76% in Form von Methan.

- Das Verhältnis C/N im Dickschlamm beträgt 8.5.
- Wären die Zuschlagstoffe (Grünschnitt und Holzabfälle) nicht zur Herstellung von KS-Kompost verwendet worden, dann wären sie in kommunalen Kompostierungszentren verwendet worden. Der Transportweg zu diesen kommunalen Kompostierungszentren kann vernachlässigt werden.
- Wären die Zuschlagstoffe alleine kompostiert worden, dann wären keine Methan-Emissionen aufgetreten. Die Methan-Emissionen aus dem KS sind eine Folge der vorhergehenden Vergärungsprozesse. Da der Grünschnitt vor der Kompostierung nicht vergärt wird, setzt er bei der Kompostierung keine Methan-Emissionen frei.

Die Annahmen 2 und 3 stützen sich auf eine Arbeit von Edelman und Schleiss bezüglich der ökobilanziellen Bewertung verschiedener Entsorgungsmöglichkeiten biogener Abfälle<sup>105</sup>.

Das Verhältnis C/N von gefaultem Dickschlamm hat einen Wert von 5-10<sup>106</sup>. Anstatt dem Mittelwert (7.5) wurde ein Wert von 8.5 gewählt, da der luxemburger KS verglichen mit anderen Schlämmen einen relativ niedrigen N-Gehalt aufweist, was ein leicht höheres Verhältnis C/N begünstigt.

## **Berechnungen**

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Kohlenstoffgehalt des KS wurden in dieser Arbeit in keinem der untersuchten Szenarien bilanziert. Da ein Teil des Kohlenstoffs in diesem Szenario jedoch in Form von Methan in die Atmosphäre gelangt, und da Methan ein größeres Treibhauspotential besitzt als CO<sub>2</sub> (vergleiche Tabelle 3), müssen die Methan-Emissionen bei diesem Szenario berechnet werden.

Wie oben geschildert werden dabei nur die Methan-Emissionen welche aus dem KS stammen berücksichtigt.

---

<sup>105</sup> (EDELMA, W. SCHLEISS, K. 1999)

<sup>106</sup> (ADEME(HRSG.) 1996a)

### *Jährliche Kohlenstofffrachten im Klärschlamm*

Um die Methan-Emissionen aus dem KS bei der Kompostierung zu berechnen muss der Kohlenstoffanteil im KS bekannt sein. Der C-Anteil wird mittels des Verhältnisses C/N aus dem N-Anteil berechnet.

Der mittlere N-Gehalt im Dickschlamm wurde im Kapitel II.4.3.5 berechnet und beträgt 1.66%. Daraus ergibt sich eine jährliche Fracht von

$$m_{N,KS} = m_{TS} \cdot x_N$$

$m_{N,KS}$ :	Masse an Stickstoff im KS
$m_{TS}$ :	Masse der Trockensubstanz
$x_N$ :	Stickstoffanteil an der TS

$$m_{N,KS} = 8.00E+03Mg \cdot 0.0166 = 133Mg$$

Stickstoff im KS.

Mittels des Verhältnisses C/N berechnet sich eine jährliche Kohlenstofffracht von

$$m_{C,KS} = m_{N,KS} \cdot x_{C/N}$$

$m_{C,KS}$ :	Jährliche Kohlenstofffracht im KS
$m_{N,KS}$ :	Jährliche Stickstofffracht im KS
$x_{C/N}$ :	Verhältnis C/N im KS

$$m_{C,KS} = 133Mg \cdot 8.5 = 1.13E+03Mg$$

Kohlenstoff im KS.

### *Methanemissionen bei der Kompostierung*

In der Anlage der Soil-Concept wird eine offene Kompostierung durchgeführt: Das aus den Mieten entweichende Methan kann in die Atmosphäre gelangen.

Edlemann und Schleiss haben ermittelt,<sup>107</sup> dass bei der Kombination aus thermophiler Batch-Vergärung von biogenem Material mit anschliessender Kompostierung 7.76% des insgesamt abgebauten Kohlenstoffs in Form von Methan in die Atmosphäre gelangen.

Die Methanemissionen beziehen sich dabei ausschliesslich auf den Kompostierungsprozess, da die Vergärung in einem geschlossenen Behälter durchgeführt wird, und das dabei entstehende Methan aufgefangen und zwecks Energiegewinnung verbrannt wird. Das bei der Vergärung entstehende Methan kann demnach wie Kohlenstoffdioxid behandelt werden.

Werden die Werte von Edlemann und Schleiss direkt auf die Kompostierung von Klärschlamm übertragen dann ergeben sich Emissionen von

$$m_{CH_4} = m_{C,KS} \cdot \chi_c \cdot \chi'_{CH_4}$$

$m_{CH_4}$ :	Masse des bei dem Gesamtprozess in Form von Methan in die Atmosphäre gelangenden Kohlenstoffs.
$m_{C,KS}$ :	Jährliche Kohlenstofffracht im KS.
$\chi_c$ :	Anteil des Gesamt-Kohlenstoffs der beim Gesamt-Prozess abgebaut wird.
$\chi'_{CH_4}$ :	Anteil des abgebauten Kohlenstoffs der in Methan umgewandelt wird.

$$m_{CH_4} = 1.13E+03Mg \cdot 50\% \cdot 7.76\% = 43.8Mg$$

Kohlenstoff in Methan.

Berücksichtigt man, das die molare Masse von Methan  $\frac{16}{12}$  mal so groß ist wie die von Kohlenstoff, dann ergeben sich Emissionen von 58.4Mg Methan.

Methan wird zur Berechnung des Treibhauseffekts 24.5 Mal stärker gewichtet als Kohlenstoffdioxid (vergleiche Tabelle 3 ).

Die Emission von 58.4Mg Methan ist gleichbedeutend mit der Emission von 1.43E+03Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

---

<sup>107</sup> (EDELMAANN, W. SCHLEISS, K. 1999)

Letztlich muss berücksichtigt werden, dass die 43.8Mg Kohlenstoff welche in Form von Methan entweichen, nicht noch einmal als CO<sub>2</sub>-Emissionen gezählt werden dürfen.

43.8Mg Kohlenstoff in CO<sub>2</sub> entsprechen einer Masse von 161Mg Kohlenstoffdioxid. Diese 161Mg sind von den berechneten 1.43E+03Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten abzuziehen.

Es verbleiben treibhausrelevante Emissionen in Höhe von

$$1.43E+03Mg - 161Mg = 1.27E+03Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten welche den Methan-Emissionen bei der Rotte des KS anzurechnen sind.

### **3.2.5. Anlageninterne Prozesse**

Die indirekten Emissionen, die durch das Zerkleinern der Zuschlagstoffe, die Abtrennung von unerwünschten Materialien, die Vermischung des KS mit den Zuschlagstoffen, das Belüften des Rottegutes, den anlageninternen Transport des Komposts u.s.w. entstehen, sind schwierig zu erfassen.

Beim Bau der Anlage wurde geschätzt, dass pro Mg KS-Input (30% TS-Gehalt) bei diesen Prozessen Energiekosten von 15 kWh (54E-06TJ) pro Mg KS und ein Kraftstoffverbrauch von 1.6l Diesel pro Mg KS anfällt.

Bei 26.7E+03Mg Dickschlamm aus den luxemburger ARA ergeben sich daraus folgende Emissionen:

*Emissionen welche durch den Verbrauch von elektrischer Energie entstehen*

Durch den Verbrauch an elektrischer Energie (Niederspannung) fallen Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q\_el} = m_{KS} \cdot E'_{Anlage,el} \cdot Em_{Strom,TJ}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q\_el}$ :	Treibhausrelevante Emissionen durch Stromverbrauch der anlageninternen Prozesse [CO <sub>2</sub> -Äquivalente].
$m_{KS}$	Masse des kompostierten KS.
$E'_{Anlage,el}$ :	Stromverbrauch bei den anlageninternen Prozessen; Bezug: 1Mg KS.
$Em_{Strom,TJ}$ :	Treibhausrelevante Emissionen bei der Herstellung von 1TJ Strom (Niederspannung).

$$m_{CO_2-\ddot{A}q\_el} = 26.7E+03Mg \cdot 54 \frac{MJ}{Mg} \cdot 327 \frac{Mg}{TJ} = 471Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

### *Emissionen welche durch den Verbrauch von Dieselöl entstehen*

Für den Kraftstoffverbrauch wird der Wert für Baumaschinen aus Kapitel III.3.2.3 übernommen. Danach fallen durch den Dieselölverbrauch treibhausrelevante Emissionen von 14.2kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro kg Diesel an.

Bei einer mittleren Dichte des Dieselkraftstoffs von 840kg·m<sup>-3</sup> ergeben sich Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q\_D} = m_{KS} \cdot V'_{Diesel} \cdot \rho_{Diesel} \cdot Em_{BM}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q\_D}$ :	Treibhausrelevante Emissionen durch Verbrauch von Dieselöl.
$m_{KS}$ :	Masse des kompostierten KS.
$V'_{Diesel}$ :	Dieselölverbrauch pro Mg kompostierten KS.
$\rho_{Diesel}$ :	Dichte des Dieselöls.
$Em_{BM}$ :	Treibhausrelevante Emissionen der verwendeten Maschinen in kg CO <sub>2</sub> -Äquivalenten pro kg Dieselölverbrauch.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q\_D} = 26.7E+03Mg \cdot 1.6E-03 \frac{m^3}{Mg} \cdot 840 \frac{kg}{m^3} \cdot 14.2 \frac{kg}{kg} = 510Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Insgesamt fallen bei den Anlageninternen Prozessen Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_{CO_2-\ddot{A}q_{el}} + m_{CO_2-\ddot{A}q_D}$$

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = 471Mg + 510Mg = 981Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

### 3.2.6. Transport des Klärschlammkomposts zum Einsatzort

Die Transportdistanz des fertigen Produkts (Klärschlammkompost) wird auf 30km geschätzt, und es wird angenommen dass pro Jahr 40.0E+03Mg Klärschlammkompost produziert werden.

Der Transport erfolgt mittels LKW EURO3 bei einer mittleren Auslastung von 50% inklusive Rückweg.

Unter Annahme dieser Werte fallen durch den Transport Emissionen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{m_{KS}}{m_{LKW} \cdot y} \cdot \bar{d} \cdot Em_{LKW}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ :	Treibhausrelevante Emissionen [CO <sub>2</sub> -Äquivalente]
$m_{KS}$ :	Masse des zu transportierenden KS
$m_{LKW}$ :	Zuladung des LKW (hier: 16Mg)
$y$ :	Mittlere Auslastung des LKW
$\bar{d}$ :	Mittlerer Transportweg des KS
$Em_{LKW}$ :	Emissionen des LKW 16Mg EURO3 pro Fahrzeugkilometer

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{40.0E+03Mg}{16 \cdot 0.5 \text{ Mg/Fahrt}} \cdot 30 \text{ km/Fahrt} \cdot 0.770 \text{ kg/km} = 116Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten an.

### 3.2.7. Substitution von Stickstoffdünger

Zur Bilanzierung dieses Prozesses wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Der KS-Kompost hat einen Stickstoffanteil von 1.5% an der TS (siehe Tabelle 23).
- Die Wirksamkeit des Stickstoffs im KS-Kompost beträgt im Jahr der Aufbringung 10% der Wirksamkeit von Stickstoff in Mineraldünger (siehe Kapitel IV.1.4.1).
- Die jährliche Produktion beläuft sich auf  $40E+03Mg$  KS-Kompost.

Aus dem TS-Gehalt und dem Stickstoffanteil im KS-Kompost kann die jährlich anfallende Stickstofffracht berechnet werden.

$$m_{N,KSK} = m_{KSK} \cdot x_{N,KSK}$$

- $m_{N,KSK}$ : Masse an Stickstoff im KS-Kompost.
- $m_{KSK}$ : Masse des hergestellten KS-Komposts.
- $x_{N,KSK}$ : Stickstoffanteil im KS-Kompost.

$$m_{N,KSK} = 40E+03Mg \cdot 0.5 \cdot 0.015 = 300Mg$$

Stickstoff im KS-Kompost.

Die Masse des Stickstoffs in N-Dünger, welche durch die Aufbringung substituiert werden kann, beträgt

$$m_N = m_{N,KSK} \cdot k_N$$

- $m_N$ : Masse des Stickstoffs aus mineralischem N-Dünger der substituiert werden kann.
- $m_{N,KSK}$ : Masse an Stickstoff im KS-Kompost.
- $k_N$ : Relative Düngewirksamkeit des KS-Komposts in Bezug auf Stickstoff. Es wird angenommen dass 1kg N im KS-Kompost die gleiche Düngewirksamkeit hat wie 0.1kg N aus mineralischem N-Dünger.  $k_N = 0.1$ .

$$m_N = 300Mg \cdot 0.1 = 30Mg$$

Stickstoff aus mineralischem N-Dünger.

Durch N-Düngerproduktion und Bereitstellung (ab Feldrand) werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von 7.19Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Mg N im Endprodukt verursacht (siehe Kapitel II.3.3.3)

Es ergeben sich Einsparungen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_N \cdot Em_{N-D\u00fcnger}$$

$m_{CO_2-\ddot{A}q}$ : Treibhausrelevante Emissionen [CO<sub>2</sub>-Äquivalente].

$m_N$ : Masse des Stickstoffs aus mineralischem N-Dünger der substituiert werden kann.

$Em_{N-D\u00fcnger}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg N in mineralischem N-Dünger.

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = 30Mg \cdot 7.19 \frac{Mg}{Mg} = 220Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

### 3.2.8. Substitution von Phosphordünger

Zur Bilanzierung dieses Prozesses wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Der KS-Kompost hat einen Phosphoranteil von 0.6% an der TS (siehe Tabelle 23).
- Die Wirksamkeit des Phosphors im KS-Kompost beträgt 70% der Wirksamkeit von Phosphor in Mineraldünger (siehe Kapitel IV. 1.4.2).
- Die jährliche Produktion beläuft sich auf 40E+03Mg KS-Kompost.

Aus dem TS-Gehalt und dem Phosphoranteil im KS-Kompost kann die jährlich anfallende Phosphorfracht berechnet werden.

Die Masse an Phosphor im KS-Kompost beträgt

$$m_{P,KS} = m_{KS} \cdot x_{P,KS}$$

- $m_{P,KS}$ : Masse an Phosphor im KS-Kompost.  
 $m_{KS}$ : Masse des hergestellten KS-Komposts.  
 $x_{P,KS}$ : Phosphoranteil im KS-Kompost.

$$m_{P,KS} = 40E+03Mg \cdot 0.5 \cdot 0.006 = 120Mg$$

Phosphor im KS-Kompost.

Die Masse des Phosphors in P-Dünger, welche durch die Aufbringung substituiert werden kann, beträgt

$$m_P = m_{P,KS} \cdot k_P$$

- $m_P$ : Masse des Phosphors aus mineralischem P-Dünger der substituiert werden kann.  
 $m_{P,KS}$ : Masse an Phosphor im KS-Kompost.  
 $k_P$ : Relative Düngewirksamkeit des KS-Komposts in Bezug auf Phosphor. Es wird angenommen dass 1kg P im KS-Kompost die gleiche Düngewirksamkeit hat wie 0.7kg P aus mineralischem P-Dünger.  $k_P = 0.7$ .

$$m_P = 120Mg \cdot 0.7 = 84Mg$$

Phosphor aus mineralischem P-Dünger.

Durch P-Düngerproduktion und Bereitstellung ab Feldrand werden treibhausrelevante Emissionen in Höhe von 928kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Mg P im Endprodukt verursacht (siehe Kapitel II.3.3.4)

Es ergeben sich Einsparungen von

$$m_{CO_2-\ddot{A}q} = m_P \cdot Em_{P-D\u00fcnger}$$

- $m_{CO_2-\ddot{A}q}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten  
 $m_P$ : Masse des Phosphors aus mineralischem P-Dünger der substituiert werden kann  
 $Em_{P-D\u00fcnger}$ : Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei der Bereitstellung von 1Mg P in mineralischem P-Dünger.

$$m_{CO_2-\ddot{a}q} = 84Mg \cdot 928 \frac{kg}{Mg} = 78Mg$$

CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

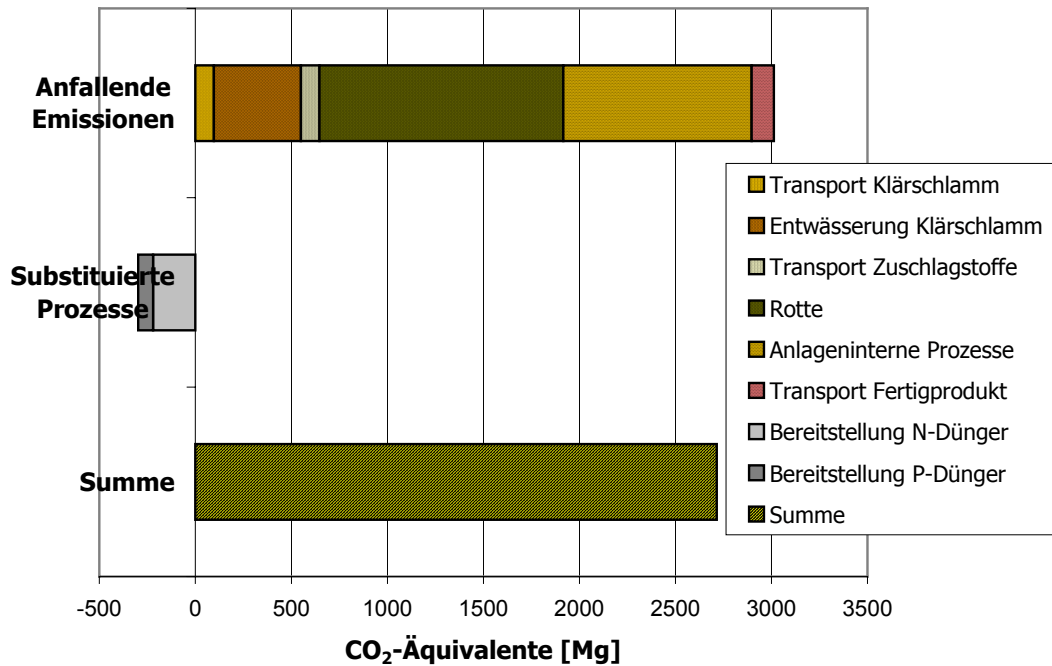
### 3.2.9. Bilanz

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen für die untersuchten Prozesse sind in der Tabelle 24 zusammengefasst.

<i>Prozess</i>	<i>CO<sub>2</sub>-Äquivalente [Mg]</i>
Entwässerung KS	453
Transport KS	96.4
Transport Zuschlagstoffe	96.4
Rotte	1.27E+03
Anlageninterne Prozesse	981
Transport Fertigprodukt	116
Substitution N-Dünger	-220
Substitution P-Dünger	-78
Summe	2.71E+03

**Tabelle 24: Übersicht der bilanzierten Prozesse / Szenario 4**

### Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für Szenario 4



Grafik 10: Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen für das Szenario 4 (Kompostierung)

### 3.3. Diskussion

Bei der Kompostierung des KS fallen durch die anlageninternen Prozesse (Zerkleinern der Ausgangsstoffe, Mischen, Transporte, Belüftung...) relativ hohe CO<sub>2</sub>-Emissionen an. Dazu kommen dann noch die bilanzierten Emissionen von Methan aus den offenen Silos. Diese beiden Prozesse sind für über 70% der gesamten treibhausrelevanten Emissionen verantwortlich. Die restlichen Emissionen stammen zum größten Teil aus der Entwässerung des KS und letztlich aus den Transportprozessen.

Der Klärschlammkompost wird in diesem Szenario als Düngemittel betrachtet. Die substituierten Prozesse sind demzufolge die Herstellung der beiden Düngemittelarten N-Dünger und P-Dünger.

Aufgrund des Verlusts von Stickstoff bei der Kompostierung und der teilweisen Umwandlung des verbleibenden Stickstoffs in weniger pflanzenverfügbare Formen kann allerdings weniger N-Dünger substituiert werden als bei der Aufbringung von Dickschlamm.

Die hohen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Rotte und den anlageninternen Prozessen sehen sich vergleichsweise kleinen Gutschriften aus den substituierten Prozessen gegenüber. Die CO<sub>2</sub>-Bilanz für dieses Szenario ist insgesamt stark positiv.

Es sollte allerdings angemerkt werden dass die Kompostierung sozusagen unter Wert geschlagen wird, und dieses aus mehreren Gründen:

- Der Klärschlammkompost wurde bei der Bilanzierung wie ein Düngemittel behandelt, wobei die beiden substituierten Prozesse Herstellung von N- und P-Dünger betrachtet wurden. Allerdings wird der Soil—Concept Klärschlammkompost nicht als Düngemittel sondern als Bodenverbesserer verkauft. Würde der KS-Kompost als solcher betrachtet, dann müssten als substituierte Prozesse auch die Herstellung und Bereitstellung von Bodenverbesserern angesehen werden. Beispielsweise könnte eventuell die (aus ökologischer Sicht nicht unbedenkliche) Verwendung von Torf als substituiertes Prozess bilanziert werden, oder auch noch die Herstellung von Rindenmulch.

In diesem Fall würde die Bilanz des KS-Komposts aufgrund der veränderten substituierten Prozesse vielleicht besser aussehen.

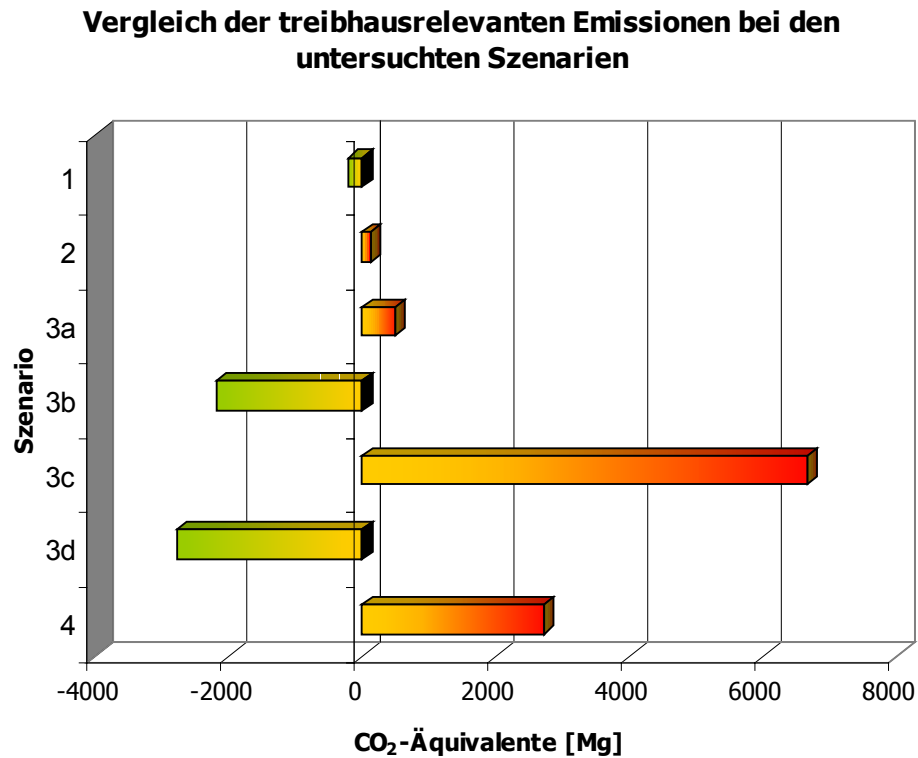
- Das Ausgasen von Methan aus dem gefaulten KS ist wahrscheinlich kein Problem das alleine die Kompostierung betrifft. Das Methan entsteht bei den anaeroben Abbauprozessen bei der Faulung des KS. Diese Prozesse können sich, je nachdem wie der KS später gelagert wird, und vor allem wie gut er belüftet wird, noch eine Zeit fortsetzen und so Methan in die Atmosphäre freisetzen. Man kann annehmen dass dies auch bei der Zwischenlagerung des KS vor einer Verbrennung oder vor einer Ausbringung auf die Felder der Fall sein könnte.

Allerdings bleibt die CO<sub>2</sub>-Bilanz für das Szenario auch noch positiv wenn man die Emissionen bei der Rotte nicht berücksichtigt.

## V. Diskussion

### 1. Vergleich der verschiedenen Szenarien

Die Resultate der einzelnen Szenarien sind in der Grafik 11 zusammengefasst.



Grafik 11: Vergleich der treibhausrelevanten Emissionen bei den untersuchten Szenarien

**Szenario 1: Verwendung von Flüssigschlamm in der Landwirtschaft.**

**Szenario 2: Verwendung von Dickschlamm in der Landwirtschaft.**

**Szenario 3a: Co-Verbrennung von Dickschlamm in der MVA.**

**Szenario 3b: Co-Verbrennung von Trockenschlamm in der MVA / best case.**

**Szenario 3c: Co-Verbrennung von Trockenschlamm in der MVA / worst case.**

**Szenario 3d: Co-Verbrennung von Trockenschlamm im Zementwerk.**

**Szenario 4: Kompostierung.**

Man kann erkennen dass die Werte, sowohl für die CO<sub>2</sub>-Emissionen als auch für die Gutschriften bei den Szenarien 1, 2, 3a und 3b relativ klein sind. Dies ist dadurch bedingt dass in diesen Bilanzen vor allem Transportprozesse oder die Entwässerung des KS einfließen, und dass die treibhausrelevanten Emissionen die bei diesen Prozessen verursacht werden vergleichsweise klein sind.

Größere Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen fallen erst an, wenn der KS thermisch getrocknet werden muss, was noch einmal auf die hohe Verdampfungsenthalpie des Wassers hinweist. Ohne geeignete substituierte Prozesse wird die Bilanz hier unweigerlich stark positiv.

Dies ist der Fall bei Szenario 3c, wo den hohen Emissionen bei der Trocknung aufgrund der vergleichsweise kleinen Energiegewinnung in der MVA nur geringe Gutschriften gegenüberstehen. Ohne eine Verbesserung des Trocknungsprozesses oder eine höhere Energieausbeute bei der Verbrennung ist dieses Szenario aus Sicht der treibhausrelevanten Emissionen nicht zu empfehlen.

Sowieso sind die 3 Szenarien der Mitverbrennung in der MVA aufgrund des Fehlens von substituierten Prozessen eher als Beseitigung des KS anzusehen als als Verwertung. Die verwertbaren Inhaltsstoffe (Nährstoffe und verheizbarer Organik-Anteil) werden in diesen 3 Szenarien wenn überhaupt dann nur sehr schlecht verwertet.

Den großen Einfluss der substituierten Prozesse zeigt das Beispiel der Verbrennung des KS im Zementwerk. Obwohl hier genau so viele Emissionen anfallen wie im Szenario 3c, ist die Bilanz vor allem aufgrund der Substitution von Steinkohle vorteilhaft. So stellt sich dieses Szenario aus Sicht der CO<sub>2</sub>-Bilanz insgesamt am günstigsten dar. Man kann auch bei diesem Szenario, aufgrund der Substitution von anderen Rohstoffen, von einer Verwertung des Klärschlammes sprechen, und nicht mehr wie bei den anderen Verbrennungsszenarien von einer Beseitigung.

Das schlechte Resultat des Szenarios 4 (Kompostierung) muss aufgrund der Anmerkungen im Kapitel IV.IV.3.3 differenzierter betrachtet werden. Eine CO<sub>2</sub>-Bilanz basierend auf einer reinen Betrachtung des KS-Komposts als Düngemittel wird diesem Szenario nicht gerecht.

## 2. Methodik der Ökobilanz

Die Ökobilanzierung ist ein Werkzeug zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Prozessen. Sie versucht, sämtliche umweltrelevanten Einflüsse die bei einem untersuchten Prozess auftreten, zu erfassen und zu bewerten.

Werden die verschiedenen Einflüsse gewichtet und summiert dann erhält man einen Wert, der die Umweltverträglichkeit des untersuchten Prozesses widerspiegelt. Somit können unterschiedliche Prozesse einfach hinsichtlich ihrer ökologischen Verträglichkeit miteinander verglichen werden.

Ein Problem bei der Aufstellung einer Ökobilanz ist die Abhängigkeit der Resultate vom gewählten Bilanzierungsrahmen. Im Idealfall sollten alle Einflüsse die durch den untersuchten Prozess verursacht werden in der Bilanz berücksichtigt werden. Dies schließt alle vorgelagerten Prozesse, wie z.B. die Bereitstellung der Rohstoffe oder die Bereitstellung der Energie die beim untersuchten Prozess benötigt werden mit ein. Genauso müssen alle nachgelagerten Prozesse, wie z.B. die Verwertung oder Entsorgung von beim Prozess anfallenden Nebenprodukten berücksichtigt werden. Hinzu kommen noch der zeitliche und der räumliche Aspekt des Bilanzierungsrahmens: Es muss ermittelt werden, über welchen Zeitraum sich die verschiedenen Einflüsse auf die Umwelt auswirken, und wo diese Auswirkungen stattfinden. Beide Aspekte müssen in der Bilanzierung berücksichtigt werden.

Wird der Bilanzierungsrahmen zu klein gewählt dann werden eventuell wichtige Prozesse vernachlässigt und so das Resultat verfälscht. Wird der Bilanzierungsrahmen groß gewählt so müssen eine Vielzahl von angelagerten Prozessen berücksichtigt werden; die Arbeit wächst ins Unermessliche.

Ein zweites Problem bei der Ökobilanzierung eines Prozesses ist die Abhängigkeit vom Zahlenmaterial. Da die Bilanz viele verschiedene Aspekte der Umweltverträglichkeit eines Prozesses untersucht, werden zur Berechnung Zahlenwerte aus unterschiedlichen Gebieten benötigt. Die zur Verfügung stehenden Daten sind dabei fast immer lückenhaft und oft von unterschiedlicher Qualität.

Eine komplette Ökobilanz der verschiedenen Szenarien der Klärschlammverwertung war in der zur Verfügung stehenden Zeit nicht zu verwirklichen. Es wäre durchaus möglich, dass bei einer umfassenderen Untersuchung Szenarien, die in dieser Arbeit ungünstig erscheinen, sich als aus ökologischer Sicht empfehlenswert herausstellen würden und umgekehrt. So könnte sich z.B. die Kompostierung von Klärschlamm, die in der vorliegenden Arbeit eher ungünstig erscheint, bei Anwendung eines anderen Bilanzierungsrahmens oder bei Betrachtung von anderen substituierten Prozessen als bessere Lösung herausstellen als es auf den ersten Blick scheint.

Diese Arbeit liefert folglich nur ein unvollständiges Bild von der Umweltverträglichkeit der untersuchten Szenarien. Da lediglich die treibhausrelevanten Emissionen und die Schwermetalleinträge in die Umwelt untersucht wurden, und die anderen Umwelteinflüsse, wie z.B. Strahlensrisiko, Krebsrisiko, Einflüsse auf den Sommersmog..., vernachlässigt wurden, wäre eine Entscheidung für oder gegen eines der untersuchten Szenarien basierend nur auf den Resultaten dieser Arbeit unangebracht.

### **3. Kritische Werte**

Einige Zahlenwerte beeinflussen das Endresultat der Bilanz stärker als andere. In der vorliegenden Arbeit spielen z.B. die Transportprozesse nur eine untergeordnete Rolle, während die Entwässerung und Trocknung des Klärschlammes das Resultat der Bilanz maßgeblich beeinflussen kann. Ein Fehler in den Annahmen oder Berechnungen bei der Bilanzierung des Trocknungsprozesses hätte weitreichendere Folgen als ein Fehler bei der Berechnung der Transportprozesse.

Eine besonders hohe Qualität (geringe Fehlertoleranz) wäre bei den kritischen Werten natürlich besonders wünschenswert.

Aufschluss über die kritischen Werte liefert normalerweise eine Sensitivitätsanalyse, die jedoch aus Zeitgründen in dieser Arbeit nicht durchgeführt wurde. Es wird an dieser Stelle lediglich auf einige kritische Werte eingegangen:

- Bei der Herstellung von Strom werden, aufgrund des hohen Anteils von Strom aus Braunkohle im luxemburger Strommix, große Mengen an treibhausrelevanten Emissionen verursacht. Der Stromverbrauch eines Prozesses hat dadurch einen großen Einfluss auf die Bilanz. Eine Veränderung des luxemburger Strommixes würde sich auf die Beurteilung der Szenarien bei denen viel Strom verbraucht wird ( z. B. zur Entwässerung) oder hergestellt wird (z. B. bei der Verbrennung in der MVA) auswirken.
- Die Trocknung des Klärschlammes mittels Energie aus fossilen Brennstoffen ist der Prozess, bei dem die größten treibhausrelevanten Emissionen anfallen, und der daher das Endresultat am stärksten beeinflusst. Die Berechnungen bezüglich des Energieverbrauchs bei der KS-Trocknung stützen sich auf die Angaben von zwei verschiedenen Herstellern. Trotzdem kann man nicht davon ausgehen, dass jede Anlage sich genau so verhält wie jene die in dieser Arbeit bilanziert wurde.
- Die Methan-Emissionen des Klärschlammes wurden nur bei der Kompostierung berücksichtigt. Dabei haben die Methan-Emissionen während der Rotte einen maßgeblichen Einfluss auf das Endresultat. Die Berechnungen stützen sich allerdings auf Werte, welche für die Kompostierung von biogenen Abfällen, also nicht nur von Klärschlamm, ermittelt wurden und daher nicht angepasst sind. Hier wäre genaueres Zahlenmaterial wünschenswert.

Für die anderen Prozesse liegen gar keine Werte bezüglich der Methan-Emissionen vor. Dabei wäre es durchaus denkbar, dass bei der Lagerung des Klärschlammes vor der Verbrennung ebenfalls Methan entweichen könnte. Auch hier wäre zusätzliches Zahlenmaterial erforderlich um die verschiedenen Szenarien richtig miteinander zu vergleichen.



## **TEIL 2**

### **PROBLEMATIK DER SCHWERMETALLE BEI DER VERWENDUNG VON KLÄRSCHLAMM IN DER LANDWIRTSCHAFT**



# **1. Rahmenbedingungen**

## **1.1. Annahmen**

Es werden in diesem Teil der Arbeit nur die Schwermetalleinträge durch die Ausbringung von KS auf die Felder untersucht. Doch auch bei den anderen Szenarien der KS-Verwertung können die Schwermetalle eine Rolle spielen. So können vor allem Cadmium und Quecksilber bei der Verbrennung teilweise in die Atmosphäre entweichen wenn die Abgase nicht aufwändig gereinigt werden. Und sogar im Falle einer Reinigung müssen die Flugaschen und Filterstäube später deponiert werden, was ebenfalls Einflüsse auf die Umwelt haben kann. Diese Aspekte werden in der vorliegenden Arbeit aus Zeitgründen nicht mehr untersucht. Eine solche Untersuchung würde sich hinsichtlich eines Vergleichs der verschiedenen Verwertungsmöglichkeiten für Klärschlamm jedoch aufdrängen.

## **1.2. Einleitung**

Bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft sind die Befürchtungen groß, dass schwermetallbelastete Schlämme sich schädigend auf das Pflanzenwachstum auswirken könnten, oder sogar ein Risiko für die Gesundheit der Verbraucher darstellen könnten. Aus diesem Grund wird der Schwermetallgehalt der Schlämme vor der Aufbringung streng kontrolliert. Klärschlamm ist heute wohl der bestkontrollierteste Dünger, der in der Landwirtschaft verwendet wird.

Werden stark schwermetallbelastete Dünger in der Landwirtschaft verwendet, dann kann dies zu Problemen auf zwei Ebenen führen.

- Werden die Schwermetalle nur wenig von den Pflanzen aufgenommen, dann werden sie nicht mit der Ernte abgeführt und reichern sich im Boden an. Der Boden wird sukzessive stärker mit Schwermetallen belastet und muss nach Erreichen der Grenzwerte von der Beschlämmung ausgeschlossen werden. Da es sich bei den Schwermetallen um Elemente

handelt, die nicht durch chemische Reaktionen abgebaut werden können, muss man davon ausgehen, dass diese Situation längerfristig ist. Sogar wenn die Schwermetallgehalte unter den unter gesundheitlichen Aspekten als bedenklich angesehenen Grenzwerten liegen, ist der Boden doch dauerhaft kontaminiert, was nicht unbedingt im Interesse der Landwirte liegen kann.

- Abhängig von Art und Mobilität der Schwermetalle im Boden werden diese mehr oder weniger stark von den Pflanzen aufgenommen. In diesem Fall wird zwar ein Teil der Schwermetalle mit der Ernte abtransportiert, so dass keine, oder eine weniger starke, Bodenvorratsänderung erfolgt, doch gelangen die Schwermetalle mit der Ernte zumindest teilweise<sup>108</sup> in die Nahrungskette. Angesichts der relativ hohen Toxizität einiger Schwermetalle kann diese Situation ebenfalls nicht als wünschenswert angesehen werden. Sogar wenn die Schwermetallgehalte der verzehrbaren Pflanzenteile insgesamt relativ niedrig sind, muss doch beachtet werden dass einige der Schwermetalle dazu neigen, im menschlichen Körper zu akkumulieren, so dass auch die Aufnahme von sehr kleinen Dosen über längere Zeit, schließlich schädliche Folgen für die Gesundheit haben kann.

Sowohl die Anreicherung der Schwermetalle im Boden als auch die Ausfuhr mit der Ernte und der Eintritt in die Nahrungskette sind kritisch zu betrachten. Es sollte also ein Anliegen sein, die Schwermetallfrachten, die in den Boden gelangen, in einem für Mensch und Umwelt nachhaltig unbedenklichen Maß zu halten.

Hierbei ist jedoch zu beachten, dass eine vollständige Unterbindung der Aufbringung von Schwermetallen auf die Felder kaum zu verwirklichen wäre, und dass diese Situation ebenfalls nicht wünschenswert wäre, da zumindest einige der Schwermetalle als Spurenelemente essentiell für Pflanzen und/oder Menschen sind. Durch Deposition aus der Luft sowie durch die Verwendung von Wirtschaftsdüngern gelangen jedoch bereits so viel Schwermetalle in den Boden dass eine Unterversorgung an essentiellen Schwermetallen kaum auftreten kann.

---

<sup>108</sup> Je nachdem, in welchem Teil der Pflanze die Schwermetalle bevorzugt eingelagert werden.

Die Schwermetallfrachten sollten jedoch so weit begrenzt sein, dass keine Akkumulation im Boden stattfindet, und der Schwermetallgehalt in den Pflanzen ebenfalls nicht über einen sowohl für die Pflanzen als auch für die Menschen bedenklichen Wert steigt.

### **1.3. Auswirkungen der Schwermetalle auf die menschliche Gesundheit<sup>109</sup>**

#### ***Cd***

Cadmium zählt mit einem Gehalt von 5E-05% in der Erdkruste zu den seltensten Metallen. Cd ist für den Menschen nicht essentiell, doch nimmt der menschliche Körper aus Nahrung und Wasser ca. 0.05mg Cd täglich auf. Die Resorption ist allerdings nicht vollständig – lediglich ca. 6% des aufgenommenen Cadmiums werden vom Körper resorbiert, der Rest unverändert wieder ausgeschieden. Cadmium reichert sich während des gesamten Lebens im Körper an, so dass der Körper eines Erwachsenen ca. 35mg Cd enthält.

Cadmium wirkt als Fermentgift, es reagiert vor allem mit den Sulfhydrylgruppen von Eiweißen, so dass Enzyme in ihrer Funktion gestört werden können. Daneben besteht ein wechselseitiger Antagonismus zwischen Cadmium und Zink. Cadmium kann Zink aus den metallischen Zentren verschiedener Enzyme verdrängen, so dass diese ihre Aktivität verlieren.

Die längerfristige Aufnahme von löslichen Cd-Salzen kann Erbrechen und Störungen im Gastro-Intestinaltrakt, Leberschädigungen, Krämpfe und Anämie verursachen.

Cd steht zudem im Verdacht, karzinogen, teratogen und mutagen zu sein, obwohl dies noch nicht mit letzter Sicherheit bewiesen ist.

#### ***Cr***

Chrom ist aufgrund seiner Rolle im Glucose-Stoffwechsel ein Spurenelement. Der tägliche Bedarf liegt bei ca. 0.05mg Cr. Das Chrom reichert sich vor allem in Milz und Leber an. Menschliches Gewebe enthält ca. 0.02 – 0.04 ppm Cr in der TS.

---

<sup>109</sup> (NEUMÜLLER, O. A. 1985)

(WIRTH, W. GLOXHUBER, C. 1994)

(HERTER, U., KÜLLING, D. *et al.* 2001)

Lösliche Cr-Verbindungen sind für den Menschen in höheren Dosen giftig, wobei Verbindungen mit 6-wertigem Cr ca. 100 mal giftiger sind als solche mit 3-wertigem Cr.

### **Cu**

Kupfer ist sowohl für den Menschen als auch für viele höhere Tiere und Pflanzen essentiell. Es ist z.B. Bestandteil von Redox-Enzymen (Atmungskette) und von Haemocyanin. Der menschliche Körper verträgt verhältnismäßig große Mengen an Kupferverbindungen, ohne dass diese gesundheitsschädigend wirken. Eine tägliche Aufnahme von 0.05 – 0.5 mg pro kg Körpergewicht wird als vertretbar angesehen.

In Pflanzen wird durch das kupferhaltige Plastocyanin der Chloroplasten die Bildung des Chlorophylls begünstigt.

Entgegengesetzt zu den höheren Lebewesen sind Kupfer(II)-Ionen für niedere Pflanzen und Tiere schon in geringen Mengen giftig.

### **Hg**

Quecksilber ist kein für Lebewesen essentielles Spurenelement. Quecksilber ist im flüssigen Aggregatzustand nicht besonders giftig, doch wirken Quecksilberdämpfe, genau wie viele Quecksilberverbindungen stark toxisch. Generell sind die Verbindungen des zweiwertigen Quecksilbers giftiger als jene des einwertigen Metalls. Quecksilber kann sich im Körper stark anreichern, da der Organismus das Metall nur schwer ausscheiden kann.

Quecksilber-Ionen reagieren leicht mit Sulfhydrylgruppen von Proteinen und können daher die Wirkung von Proteinen beeinträchtigen. Hydrophobe metallorganische Quecksilberverbindungen wirken hauptsächlich auf das zentrale Nervensystem.

Quecksilber ist in der Natur in geringen Konzentrationen weit verbreitet. Es gelangen jährlich 500-5000Mg Hg durch Vulkanismus und Verwitterung, 25000-150000Mg gasförmig aus der Erdkruste, 23000Mg aus dem Meer und 3800Mg aus Flüssen und Gletschern in gasförmiger Form in die Luft. Dazu addieren sich noch 8000-38000Mg Quecksilberemissionen aus anthropogenen Quellen.

### **Pb**

Blei ist für den menschlichen Körper kein notwendiges Spurenelement. Blei ist für den Menschen sowohl in elementarer Form als auch in seinen Verbindungen giftig. Das meiste verschluckte Blei wird jedoch vom Körper nicht resorbiert sondern

unverändert wieder ausgeschieden. Nur ca. 5-10% des aufgenommenen Bleis werden in Magen und Darm resorbiert.

Auch wenn nur kleine Pb-Mengen aufgenommen werden kann sich das Metall im Körper – vor allem in den Knochen – anreichern. Das in den Knochen abgelagerte Blei ist unschädlich, kann jedoch durch Fieber oder Stress wieder freigesetzt werden und zu einer Intoxikation führen.

Blei kann die Gehirnentwicklung von Kleinkindern beeinträchtigen. Bei Erwachsenen kann die Aufnahme größerer Bleimengen über längere Zeit ebenfalls zu Hirnschädigungen und Lähmungen führen.

Organische Pb-Verbindungen, wie z.B. die früher als Antiklopfmittel eingesetzten Tetramethyl- und Tetraethylblei, wirken vor allem auf das zentrale Nervensystem. Einige organische Pb-Verbindungen stehen ebenfalls im Verdacht, krebserregend und fruchtschädigend zu sein.

Blei kann in Pflanzen die Synthese des Chlorophylls behindern.

Die Blei-Belastung ist in den letzten 50 Jahren stark zurückgegangen, was wohl darauf zurückzuführen ist, dass die Verwendung von Blei zur Herstellung von Gebrauchsgegenständen vermieden wird. Auch die Einführung von „bleifreiem“ Benzin hat hier sicherlich einen Einfluss.

### **Zn**

Zink ist ein sowohl für Menschen als auch für Pflanzen lebensnotwendiges Spurenelement. Im menschlichen Körper ist Zn Bestandteil von über 200 Enzymen. Um Mangelercheinungen zu vermeiden sollte ein Erwachsener täglich ca. 22mg Zn zu sich nehmen. Zinkmangel führt bei Tieren zu Wachstumsstörungen, Veränderungen am Knochenbau, verminderter Nahrungsaufnahmen, Durchfällen und letztlich zum Tod. Der menschliche Körper enthält ca. 2-4 mg Zink, das vor allem in Leber und Prostata gespeichert wird.

## 1.4. Das Schwermetall / Nährstoff-Verhältnis (SMN)

Um die Schwermetallbelastung verschiedener Klärschlämme miteinander und mit anderen Düngern vergleichen zu können wird das Schwermetall/Nährstoff-Verhältnis berechnet<sup>110</sup>.

Es handelt sich um den Quotienten aus dem quadratischen Mittel der gewichteten Schwermetallgehalte und dem Gesamt-Nährstoffgehalt.

Die Gewichtung der Schwermetalle erfolgt angepasst an ihre Toxizität, d.h. die Gewichtungsfaktoren sind umgekehrt proportional zu den erlaubten Grenzwerten im KS.

Die Gewichtungsfaktoren sind in der Tabelle 25 angeführt.

<i>Element</i>	<i>Gewichtungsfaktor</i>
Cd	37.09
Co	3.09
Cr	0.37
Cu	0.31
Hg	37.09
Mo	9.27
Ni	2.32
Pb	0.37
Zn	0.09

Tabelle 25: Gewichtungsfaktoren der Schwermetalle bei der Berechnung des SMN

$$SMN = \frac{\sqrt{\frac{(SM_{x1}^2 + SM_{x2}^2 + \dots + SM_{xn}^2)}{n}}}{\left(P + N + \frac{K}{5}\right)}$$

SMN : Schwermetall/Nährstoff-Verhältnis

SM<sub>xi</sub>: Gewichteter Gehalt des Schwermetalls x<sub>i</sub> in mg/kg TS

n: Anzahl der berücksichtigten Schwermetalle

P, N, K: Gesamtgehalte an den Nährstoffen in g/kg TS.

<sup>110</sup> (HERTER, U., KÜLLING, D. et al. 2001)

Der Mittelwert der Gewichtungsfaktoren beträgt 10.00, so dass die Resultate für das SMN in einem einfach zu lesenden Skalenbereich erhalten werden.

## **1.5. Zeitliche Veränderung der Schwermetallbelastung der Klärschlämme**

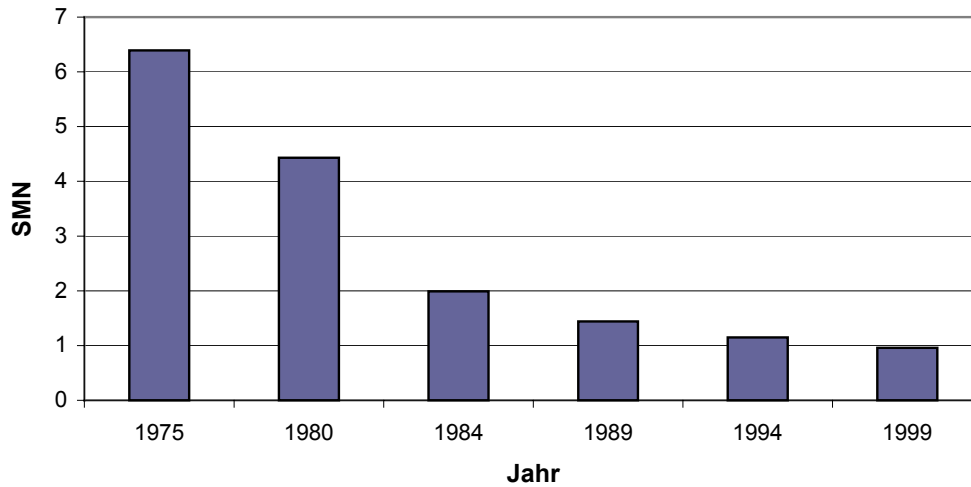
Für Schweizer Klärschlämme liegen Messwerte bezüglich des Schwermetall-Nährstoffverhältnisses von landwirtschaftlich genutzten Schlämmen für die letzten Jahre vor<sup>111</sup>. Die Entwicklung des Schwermetall/Nährstoff-Verhältnisses in den letzten 25 Jahren wird anhand der Grafik 12 verdeutlicht. Aus den Messresultaten geht hervor, dass die Schwermetallbelastung der Klärschlämme in der Schweiz in den letzten 25 Jahren kontinuierlich abgenommen hat. So ist das SMN von landwirtschaftlich genutzten Klärschlämmen im beobachteten Zeitraum um mehr als einen Faktor 6 zurückgegangen.

Dabei ist dies nicht auf eine sorgfältigere Auswahl der Schlämme zurückzuführen – das SMN von landwirtschaftlich genutzten Schlämmen liegt nur ca. 10% tiefer als der Durchschnitt – sondern auf einen allgemeinen Rückgang der Schwermetallbelastung der Schlämme.

---

<sup>111</sup> (HERTER, U., KÜLLING, D. et al. 2001)

### Entwicklung des SMN von landwirtschaftlich genutzten KS in der Schweiz



Grafik 12: Entwicklung des Schwermetall/Nährstoff-Verhältnisses in der Schweiz in den letzten 25 Jahren

## 1.6. Gesetzlicher Rahmen

Die Aspekte bezüglich der Schwermetallbelastung der Klärschlämme werden in Luxemburg durch das Règlement Grand-Ducal du 14 avril 1990 relatif aux boues d'épuration geregelt. Die darin festgehaltenen Grenzwerte entsprechen denen der Richtlinie 86/278/EEC des Rats der Europäischen Gemeinschaften.

Der Klärschlamm, beziehungsweise der Boden auf den der Klärschlamm aufgebracht werden soll, müssen, um den Anforderungen zu entsprechen, dabei im wesentlichen 3 Kriterien erfüllen:

- Der Boden darf nicht bereits vor der Aufbringung zu stark mit Schwermetallen belastet sein. Die Grenzwerte für die Bodenbelastung der zu beschlammenden Böden sind in der Tabelle 26 angegeben.

<i>Element</i>	<i>Richtwert [mg/kg TS]</i>	<i>Maximaler Grenzwert [mg/kg TS]</i>
Cd	1	3
Cr	100	200
Cu	50	140
Hg	1	1.5
Ni	30	75
Pb	50	300
Zn	150	300

**Tabelle 26: Grenzwerte für Schwermetallgehalte von Böden die mit Klärschlamm behandelt werden sollen**

- Die Klärschlämme dürfen ihrerseits keine zu hohen Schwermetallgehalte aufweisen. Die gültigen Grenzwerte für Schlämme die in der Landwirtschaft verwendet werden sollen sind in der Tabelle 27 angegeben.

<i>Element</i>	<i>Richtwert [mg/kg TS]</i>	<i>Grenzwert [mg/kg TS]</i>
Cd	20	40
Cr	1000	1750
Cu	1000	1750
Hg	16	25
Ni	300	400
Pb	750	1200
Zn	2500	4000

**Tabelle 27: Grenzwerte für Schwermetallgehalte von Klärschlämmen welche auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden sollen**

- Letztlich sind in diesem Gesetz die höchstzulässigen Schwermetall-Jahresfrachten festgelegt, welche im 10-Jahres-Mittel aufgebracht werden dürfen. (Tabelle 28)

<i>Element</i>	<i>Grenzwert</i> <i>[kg·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>]</i>
Cd	0.15
Cr	4.5
Cu	12
Hg	0.1
Ni	3
Pb	15
Zn	30

**Tabelle 28: Maximal zulässige jährliche Schwermetallfrachten, berechnet als 10-Jahres-Mittelwert**

Besondere Regelungen sieht das Gesetz vor für Böden auf denen lediglich Futtermittel angebaut werden. In diesem Fall können sowohl die Grenzwerte für den Schwermetallgehalt der Böden als auch die Grenzwerte für die jährlichen Schwermetallfrachten zu einem bestimmten Grad überschritten werden.

Die Europäische Union erwägt allerdings, die Grenzwerte der Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm in den nächsten Jahren stufenweise nach unten anzupassen<sup>112</sup>. Die mögliche Entwicklung der Grenzwerte ist in der Tabelle 29 angegeben.

<i>Element</i>	<i>Einheit</i>	<i>mittelfristig</i> <i>(ca. 2015)</i>	<i>langfristig</i> <i>(ca. 2025)</i>
Cd	[mg/kg TS]	5	2
Cu	[mg/kg TS]	800	600
Hg	[mg/kg TS]	5	2
Ni	[mg/kg TS]	200	100
Pb	[mg/kg TS]	500	200

**Tabelle 29: Voraussichtliche zeitliche Entwicklung der Konzentrationsgrenzwerte für Schwermetalle in landwirtschaftlich verwerteten Schlämmen**

<sup>112</sup> (EUROPEAN COMMISSION ENVIRONMENT DIRECTORATE-GENERAL 2000)

## 1.7. Schwermetallgehalt im Klärschlamm

### 1.7.1. Mittlerer Schwermetallgehalt des in Luxemburg anfallenden Klärschlammes

Der Schwermetallanteil im Luxemburger Klärschlamm wird regelmäßig ermittelt. Die Werte, welche aus Untersuchungen aus dem Jahr 2000 hervorgehen, sind in der Tabelle 30 zusammengefasst.

<i>Parameter</i>	<i>Einheit</i>	<i>Pétange</i>	<i>Bleesbrück</i>	<i>Mersch</i>	<i>Bonnevoie</i>	<i>Beggen</i>	<i>Bettembourg</i>	<i>Uebersyren</i>	<i>Mittelwert</i>
Masse KS	Mg TS	777	723	247	130	2930	583	366	
Anteil TS	% w/w	14.51	7.34	5.27	7.53	11.06	19.73	19.80	<b>12.16</b>
Organik-anteil	% w/w	40.51	46.63	44.15	44.36	45.79	37.28	38.73	<b>43.77</b>
<b>Cd</b>	mg/kg TS	1.51	1.81	1.74	3.47	1.37	2.00	1.53	<b>1.58</b>
<b>Cr</b>	mg/kg TS	66.88	43.63	56.00	48.00	43.71	63.00	49.29	<b>49.76</b>
<b>Cu</b>	mg/kg TS	343.75	248.63	280.62	238.86	177.14	291.67	195.00	<b>227.18</b>
<b>Hg</b>	mg/kg TS	0.77	0.90	0.96	1.57	2.79	1.11	0.54	<b>1.86</b>
<b>Ni</b>	mg/kg TS	39.25	29.75	37.31	25.84	17.90	29.83	28.57	<b>25.17</b>
<b>Pb</b>	mg/kg TS	123.13	82.75	112.69	98.10	126.86	129.42	80.29	<b>116.86</b>
<b>Zn</b>	mg/kg TS	1608.2	1345.2	1497.5	1949.0	1341.6	1682.0	1303.1	<b>1430.5</b>
N	% TS	2.09	2.80	1.93	2.41	2.57	2.02	2.20	<b>2.42</b>
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	% TS	4.84	5.56	3.42	7.67	7.00	5.94	6.21	<b>6.23</b>
K <sub>2</sub> O	%TS	0.45	0.67	0.57	0.30	0.64	0.33	0.55	<b>0.57</b>

Tabelle 30: Schwermetallgehalt des Luxemburger Klärschlammes. Angaben laut Untersuchungen des Ministère de l'Environnement<sup>113</sup>.

<sup>113</sup> (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT 2000)

Aus diesen Messwerten kann für die Luxemburger Schlämme ein mittleres SMN von 1.42 berechnet werden. Dieser Wert entspricht ungefähr dem der in der Schweiz landwirtschaftlich verwerteten Schlämme aus dem Jahr 1989. Der Vergleich mit der Schweiz zeigt auch, dass hier noch Verbesserungsmöglichkeiten bestehen: ein SMN mit einem Wert kleiner als 1 liegt im Bereich des Möglichen.

### 1.7.2. Einhaltung der Grenzwerte

Wie aus der Tabelle 31 hervorgeht, liegen die Schwermetallgehalte im Luxemburger Klärschlamm zum größten Teil deutlich unter den aktuellen maximalen Grenzwerten. Auch die empfohlenen Richtlinien werden durchweg unterboten.

<i>Element</i>	<i>Grenzwert</i>		<i>Durchschnittl. Gehalt im KS</i>	<i>Auslastung empfohlener Richtwert</i>	<i>Auslastung maximaler Grenzwert</i>
	<i>Empfohlen</i>	<i>Maximal</i>			
	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]	[%]
Cd	20	40	1.58	7.91	3.95
Cr	1000	1750	49.76	4.98	2.84
Cu	1000	1750	227.18	22.72	12.98
Hg	16	25	1.86	11.63	7.44
Ni	300	400	25.17	8.39	6.29
Pb	750	1200	116.86	15.58	9.74
Zn	2500	4000	1430.48	57.22	35.76

**Tabelle 31: Vergleich der durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm mit den empfohlenen Richtwerten und mit den festgelegten Höchstwerten.**

Die größte Belastung der Klärschlämme betrifft die Elemente Zink und Kupfer. Doch auch bei diesen beiden Metallen werden die empfohlenen Richtwerte nur zu 57%, beziehungsweise 23% ausgeschöpft. Bei den anderen Metallen werden die Richtwerte noch stärker unterboten.

Die hohe Zink- und Kupferbelastung der Schlämme erklärt sich durch die in Luxemburg verbreitete gemeinsame Ableitung von Niederschlagswasser und Abwasser. Vor allem Regenwasser kann, durch die Abspülung von Zink und Kupfer von Dächern und Regenrinnen, stark mit diesen Metallen belastet sein und so zum

Schwermetallgehalt der Schlämme beitragen. Um eine Verbesserung der Situation zu erreichen müsste über den Ausbau einer Trennkanalisation nachgedacht werden, wo das Schmutzwasser getrennt vom Niederschlagswasser gesammelt wird.

Man kann angesichts des Zahlenmaterials davon ausgehen dass der Klärschlamm im Schnitt den aktuellen legalen Anforderungen für die Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen genügt. Dabei müssen jedoch zwei Dinge bedacht werden:

- In der Tabelle 31 werden die mittleren Schwermetallgehalte der Klärschlämme mit den Grenzwerten verglichen. Um den mittleren Schwermetallgehalt zu berechnen wird zuerst der mittlere Schwermetallgehalt der Schlämme aus jeder Anlage, ermittelt aus mehreren über das Jahr verteilten Untersuchungen, berechnet. Anschließend werden die Werte der verschiedenen Anlagen noch miteinander verrechnet um so einen Wert für den gesamten Klärschlamm zu erhalten. Die Auswirkung einer einzelnen Untersuchung auf den Endwert ist dementsprechend relativ klein.

Man kann also nicht aus dieser Berechnung darauf schließen, dass sämtliche Klärschlämme in Luxemburg nur schwach schwermetallbelastet sind und bedenkenlos auf die Felder aufgebracht werden können. Vielmehr muss nach wie vor von jedem auszubringenden Klärschlamm eine Probe hinsichtlich des Schwermetallgehalts untersucht werden, um zu sehen, ob die Grenzwerte eingehalten werden.

- Die Grenzwerte für die zulässigen Schwermetallgehalte im Klärschlamm werden in den kommenden Jahren wahrscheinlich stark herabgesetzt. Insbesondere die Grenzwerte für Cd (Reduktion um einen Faktor 20), und Hg (Reduktion um einen Faktor 12.5), aber auch die der anderen Metalle, sollen längerfristig stark reduziert werden.

<i>Element</i>	<i>Durchschnittl. Gehalt im KS [mg/kg TS]</i>	<i>Grenzwert längerfristig [mg/kg TS]</i>	<i>Auslastung Grenzwert [%]</i>
Cd	1.58	2	79.1
Cu	227	600	37.9
Hg	1.86	2	93.0
Ni	25.2	100	25.2
Pb	117	200	58.4
Zn	1430	1500	95.4

**Tabelle 32: Vergleich der durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm mit den längerfristig von der EU vorgesehenen Grenzwerten.**

Aus der Tabelle 32 geht hervor dass der untersuchte Klärschlamm im Mittel bereits den weitaus strengeren längerfristig angestrebten Grenzwerten entspricht. Dabei liegen die Belastungen bei zumindest einigen der beobachteten Metalle jedoch sehr nahe an den Grenzwerten. Hier ist nicht auszuschließen dass, wenn die Schwermetallbelastung der Schlämme nicht weiter sinkt, ein Teil der Schlämme von der Verwendung auf landwirtschaftlichen Flächen ausgeschlossen werden muss. In diesem Fall muss eine strenge Selektion der Schlämme die Einhaltung der Richtlinien gewährleisten. Schlämme die den Anforderungen nicht genügen müssen dann auf andere Weise verwertet werden.

## **1.8. Schwermetallgehalt der mineralischen N-und P-Dünger**

Mineraldünger (vor allem P-Dünger) kann, je nach Art und Herkunft, unterschiedlich stark mit Schwermetallen belastet sein.

Da die Belastung des Düngers von der Düngemittelart abhängig ist, muss zur Berechnung der Schwermetallfrachten der Düngemittelverbrauch nach Düngemittelarten aufgeschlüsselt werden.

Die Unterteilung der P-Dünger nach Düngemittelart ist nicht trivial, da zur Deckung des P-Bedarfs vorzugsweise Mehrnährstoffdünger verwendet werden, deren Zusammensetzung nicht genau angegeben ist. Die Werte für den Verbrauch an P-Dünger sind in der Tabelle 33 angegeben.

Bei den reinen N-Düngern überwiegt die Verwendung von Calciumammoniumnitrat (CAN). Es wird angenommen dieses der einzige verwendete reine N-Dünger ist. Der Marktanteil beträgt demnach 100%. Der Nährstoffgehalt von Calciumammoniumnitrat geht aus Tabelle 34 hervor.

<i>Düngemittel</i>		<i>Marktanteil bezogen auf P-Verbrauch [%]</i>	<i>N-Gehalt [% TS]</i>	<i>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt [% TS]</i>	<i>P-Gehalt [% TS]</i>
Singlesuperphosphat	SSP	7.0	0	20	8.7
Triplesuperphosphat	TSP	21.0	0	48.5	21.2
Ammoniumphosphate	MAP, DAP	16.9	14.5	50	21.8
Ammoniumnitratphosphat	ANP	55.1	22	22	9.6

**Tabelle 33: Rechenwerte für Marktanteil und Nährstoffgehalt der wichtigsten P-Dünger. Werte für Deutschland für das Wirtschaftsjahr 1993/1994<sup>114</sup>.**

<i>Düngemittel</i>		<i>Marktanteil bezogen auf N-Verbrauch [%]</i>	<i>N-Gehalt [% TS]</i>	<i>P-Gehalt [% TS]</i>
Calciumammoniumnitrat	CAN	100	26.8	0

**Tabelle 34: Rechenwerte für Marktanteil und Nährstoffgehalt von CAN<sup>115</sup>.**

Die Schwermetallgehalte der verschiedenen Dünger gehen aus einer Studie des BUWAL aus dem Jahr 1991 hervor<sup>116</sup>.

<sup>114</sup> (PATYK, A. REINHARDT, G. 1997)

<sup>115</sup> (PATYK, A. REINHARDT, G. 1997)

Die in der Folge verwendeten Werte sind in der Tabelle 35 zusammengefasst.

	<i>As</i> [mg/kg TS]	<i>Cd</i> [mg/kg TS]	<i>Cr</i> [mg/kg TS]	<i>Cu</i> [mg/kg TS]	<i>Hg</i> [µg/kg TS]	<i>Pb</i> [mg/kg TS]	<i>Zn</i> [mg/kg TS]
Singlesuperphosphat	1.2	10	65	23	37	110	162
Triplesuperphosphat	1.3	52	261	45	22	3.5	299
Ammoniumphosphate <sup>117</sup>	7.1	2.1	58	10	20	5	50
Ammoniumnitratphosphat <sup>118</sup>	0.98	2.4	39	18	11	5	68
Calciumammoniumnitrat	0.43	<.05	4.4	7.1	23	1.9	50

Tabelle 35: Schwermetallgehalte der wichtigsten Mineraldünger<sup>119 120</sup>

Aus dem Nährstoffgehalt (Tabellen 33 und 34) und der Schwermetallbelastung (Tabelle 35) kann, unter Berücksichtigung der Gewichtungskoeffizienten (Tabelle 25), das Schwermetall-Nährstoff-Verhältnis für die verschiedenen Dünger berechnet werden.

<i>Düngemittel</i>	<i>SMN</i>
Singlesuperphosphat	1.75
Triplesuperphosphat	3.72
Ammoniumphosphate <sup>121</sup>	0.09
Ammoniumnitratphosphat	0.12
Calciumammoniumnitrat	0.01

Tabelle 36: Schwermetall-Nährstoff-Verhältnis der wichtigsten Mineraldünger

<sup>116</sup> (BUWAL(HrSG) 1991)

<sup>117</sup> Alle Ammoniumphosphate behandelt als Diammoniumphosphat

<sup>118</sup> Ammoniumnitratphosphat behandelt als Mehrnährstoffdünger, P-Form SSP /TSP

<sup>119</sup> (BUWAL(HrSG) 1991)

<sup>120</sup> Die Schwermetallgehalte verschiedener Proben der untersuchten Dünger sind zum Teil sehr unterschiedlich. Es wird angenommen dass diese Schwankungen bei der Bilanzierung nur eine untergeordnete Rolle spielen, solange der Mittelwert stimmt.

<sup>121</sup> Alle Ammoniumphosphate behandelt als Diammoniumphosphat

Werden die Werte der P-Dünger hinsichtlich ihres Anteils an der Ausbringung von P gewichtet dann ergibt sich daraus ein mittleres SMN der mineralischen P-Dünger von 0.98.

Es zeigt sich eine Unterteilung der P-Dünger in 2 Klassen: SSP und TSP sind relativ stark mit Schwermetallen belastet wohingegen die Ammoniumphosphate und ANP nur sehr kleine SMN-Werte haben.

CAN als einziger untersuchter N-Dünger hat einen vernachlässigbar kleinen SMN-Wert. Dies ist allerdings als normal anzusehen da CAN nicht aus abgebauten Erzen hergestellt wird, die eine Schwermetallbelastung aufweisen könnten, sondern letztendlich hauptsächlich aus Luftstickstoff, Wasserstoff und Sauerstoff

Der sehr hohe Wert des Schwermetall-Nährstoff-Verhältnisses von SSP und vor allem von TSP geht fast ausschließlich auf die Belastung mit Cadmium zurück. Für SSP und TSP stehen neuere Werte hinsichtlich des Schwermetallgehalts zur Verfügung (siehe Tabelle 37 )

	<i>Cd</i> [mg/kg TS]	<i>Cr</i> [mg/kg TS]	<i>Cu</i> [mg/kg TS]	<i>Hg</i> [mg/t TS]	<i>Ni</i> [mg/kg TS]	<i>Pb</i> [mg/kg TS]	<i>Zn</i> [mg/kg TS]
Singlesuperphosphat	10.8	114	17.2	n.b.	28.8	18.5	236
Triplesuperphosphat	26.8	288	27.3	40	36.3	12.0	489

**Tabelle 37: Schwermetallgehalte von SSP und TSP<sup>122</sup>.**

Werden den Berechnungen des SMN von SSP und TSP die Schwermetallgehalte aus dieser Studie zugrunde gelegt dann erhält man Werte von 1.91 respektive 1.79. Das gemittelte SMN der P-Dünger beträgt in diesem Fall noch 0.59.

<sup>122</sup> (UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) 2000)



## **2. Stoffflüsse**

### **2.1. Einleitung**

Aufgrund des öffentlichen Interesses waren der Schwermetallgehalt der Klärschlämme und die Auswirkungen der Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen in der Vergangenheit Gegenstand einer ganzen Reihe von Untersuchungen.

Leider gelangen die verschiedenen Arbeiten jedoch zu unterschiedlichen Resultaten. So können z.B. die meisten Untersuchungen, die auf Bodenanalysen beruhen, und bei denen sowohl Menge als auch Qualität des Klärschlammes den gesetzlichen Richtlinien entsprechen, keine messbare Anreicherung der Schwermetalle im Boden nachweisen. Hingegen kommt die Mehrzahl der Bilanzierungsansätze, bei denen das Schwermetallinput aus den verschiedenen Quellen abzüglich des Outputs berechnet wird, zu dem Schluss, dass mehr Schwermetalle in den Boden eingebracht als abgeführt werden, also eine Bodenvorratsänderung vorliegen muss.

Dieser augenscheinliche Widerspruch könnte darauf zurückzuführen sein, dass bei Einhaltung aller gesetzlichen Regelungen die Akkumulation der Schwermetalle im Boden nur sehr langsam voranschreitet, in den untersuchten Zeiträumen also noch im Bereich der Fehlertoleranz der Analysemethoden liegt. Letztlich sagen die Bilanzierungsmethoden das Erreichen der Grenzwerte der meisten Schwermetalle ja erst in mehreren hundert Jahren voraus. Bei Bodenuntersuchungen über einen längeren Zeitraum müssten dann jedoch die vorhergesagten Bodenvorratsänderungen auch experimentell bestätigt werden.

### **2.2. Herkunft der Schwermetalle**

Die Ausbringung von Klärschlamm oder Mineraldüngern sind nicht die einzigen Möglichkeiten, wie Schwermetalle auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen gelangen können. Hier stellt sich die Frage, wie groß die Frachten aus den einzelnen

Eintragspfaden sind. Es würde z.B. wenig nutzen, den Gehalt eines Metalls im KS streng zu kontrollieren um so die Fracht zu verringern, wenn gleichzeitig durch einen anderen Eintragspfad ungleich höhere Frachten in den Boden gelangen.

Die Schwermetall-Inputs verteilen sich wie folgt auf die verschiedenen Eintragspfade:

<i>Eintragspfad</i>	<i>Anteil am Schwermetalleintrag [%]</i>
Hofdünger	38
Mineraldünger	25
Deposition	14
Klärschlamm	12
Fungizide	6
Kompost	4
Holzasche	1

**Tabelle 38: Anteil der verschiedenen Eintragspfade am gesamten Schwermetalleintrag in den Boden<sup>123</sup>.**

Die Autoren der Studie aus der diese Werte stammen weisen jedoch darauf hin, dass es sich lediglich um Schätzwerte handelt, da die Datenbasis bei Mineraldüngern, und auch teilweise bei Hofdüngern lückenhaft ist.

Um einen Mittelwert für den Schwermetalleintrag aus den unterschiedlichen Schwermetallfrachten zu berechnen, wurden diese umgekehrt proportional zu den Schwermetall-Grenzwerten für Klärschlamm gewichtet.

Die Ausbringung von Klärschlamm ist verantwortlich für 12% des gesamten Schwermetalleintrags in den Boden, oder für ca. 70% des Eintrags durch Abfalldünger (KS, Kompost, Holzasche).

In der gleichen Studie werden auch die Schwermetalleinträge auf Felder, die mit KS gedüngt werden mit den Einträgen aus den anderen Quellen verglichen. Diese Werte beziehen sich also nicht mehr auf die gesamte Bodenfläche (der Schweiz) sondern nur noch auf die Flächen, die tatsächlich mit KS behandelt wurden.

<sup>123</sup> (HERTER, U., KÜLLING, D. et al. 2001)

In diesem Fall ist der Schwermetalleintrag durch KS bei einer Gabe von 70kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> pro ha ca. 3 mal höher als bei einer Mineraldünger- oder Hofdüngergabe.

Die Aufbringung von 1.67Mg TS Klärschlamm verursacht im ländlichen Gebiet einen ca. 8 Mal höheren Schwermetalleintrag als die Deposition aus der Luft<sup>124</sup>.

Diese Werte zeigen, dass die Ausbringung von Klärschlamm einen nennenswerten Einfluss auf die Schwermetallfrachten die in den Boden gelangen hat, und dass eine Überwachung des Schwermetallgehalts der Schlämme zu empfehlen ist.

---

<sup>124</sup> In einem Stadtzentrum kann der Schwermetalleintrag durch Deposition aus der Luft sogar größer sein als bei der hypothetischen Ausbringung der maximal zulässigen KS-Menge.



### **3. Bilanzierung der Schwermetallfrachten bei der Substitution von Mineraldünger durch Klärschlamm**

#### **3.1. Bilanzierung**

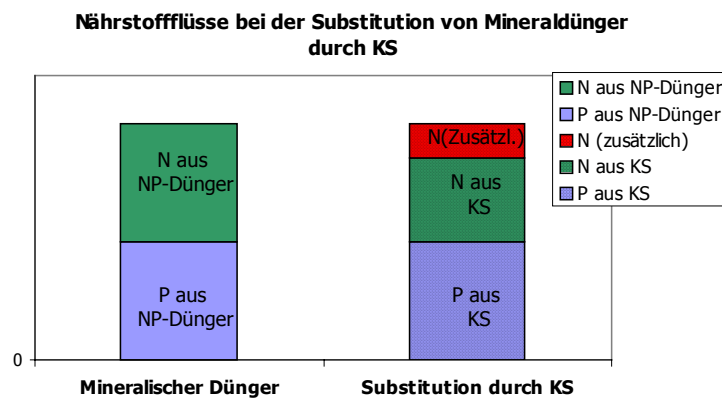
##### **3.1.1. Annahmen**

- Es wird von einem Klärschlammanfall von  $8.00E+03Mg$  pro Jahr ausgegangen.
- Der Flüssigschlamm hat einen TS-Anteil von 5%.
- Der Flüssigschlamm hat einen mittleren N-Anteil von 2.77% an der TS; die Wirksamkeit des Stickstoffs im KS im Vergleich mit der von Stickstoff im mineralischen N-Dünger beträgt 40%. (Vergleiche Teil1, Kapitel II.3.3.3)
- Der Flüssigschlamm hat einen mittleren P-Anteil von 2.67% an der TS; die Wirksamkeit des Phosphors im KS im Vergleich mit der von Phosphor im mineralischen Dünger beträgt 70%. (Vergleiche Teil1, Kapitel II.3.3.4)
- Um die Gesamtschwermetallfracht im substituierten Dünger zu rechnen wird von der Hypothese ausgegangen dass bei der Düngung mit Mineraldünger wie folgt vorgegangen wird:  
Zuerst wird der P-Bedarf mittels P-Dünger befriedigt und, da es sich um Mehrnährstoffdünger handelt, gleich ein Teil des N-Bedarfs mit gedeckt. Anschließend wird der verbleibende N-Bedarf mittels reinem N-Dünger abgedeckt.  
Die Gesamtmasse der ausgebrachten Nährstoffe darf durch die Substitution von Mineraldünger durch Klärschlamm nicht verändert werden. Es darf aufgrund der Substitution weder ein Überschuss noch ein Mangel an Nährstoffen auftreten. Dies versteht sich im Vergleich mit der Düngung

mittels Mineraldünger. Ob die normalerweise durch Mineraldünger aufgebrauchten Mengen an Nährstoffen angepasst sind, wird hier nicht in Frage gestellt.

Wird ein Teil des P-(Mehrnährstoff)-Düngers durch Klärschlamm substituiert dann muss zum Ausgleich zusätzlich N-Dünger aufgebracht werden. Diesem muss in der Bilanzierung Rechnung getragen werden.

Diese Situation wird durch die Grafik 13 verdeutlicht:



**Grafik 13: Veränderung der Nährstoffflüsse bei der Substitution von Mehrnährstoffdünger durch KS**

Da der KS weniger Stickstoff enthält, als durch die Substitution von NP-Dünger wegfällt, muss zusätzlich N-Dünger ausgebracht werden, um die Stickstofffrachten nicht zu verändern.

- Es wird von der Aufbringung von Flüssigschlamm auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgegangen. Der Entwässerungsgrad ist insofern von Bedeutung als dass der Nährstoffgehalt mit zunehmender Entwässerung abnimmt. Dies hat wiederum einen Einfluss auf die Mengen an mineralischem N- und P-Dünger, die substituiert werden können und somit auch auf die Schwermetallfrachten. Hingegen ist der Schwermetallgehalt der Schlämme (bezogen auf die TS) unabhängig vom Entwässerungsgrad.

### 3.1.2. Schwermetallfrachten bei der Ausbringung von Klärschlamm

Aus dem Schwermetallgehalt des Klärschlammes können die jährlichen Schwermetallfrachten berechnet werden. Die Werte sind in der Tabelle 39 angegeben und beziehen sich auf einen jährlichen Anfall von  $8.00E+03$  Mg TS.

<i>Schwermetallfrachten</i>						
<i>[kg]</i>						
Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1.27E+01	3.98E+02	1.82E+03	1.49E+01	2.01E+02	9.35E+02	1.14E+04

Tabelle 39: Schwermetallfrachten im Luxemburger Klärschlamm. Werte bezogen auf  $8.00E+03$  Mg TS.

### 3.1.3. Schwermetallfrachten im substituierten P-Dünger (Mehrnährstoffdünger)

Aus dem Marktanteil und dem Nährstoffgehalt der verschiedenen P-Dünger (Tabelle 33) können die Massen der verschiedenen P-Dünger berechnet werden, die benötigt werden um insgesamt 1Mg P zu liefern. Die Berechnung der Massen der verschiedenen Dünger ist nötig, da die Angaben für die Schwermetallgehalte in mg pro kg TS vorliegen.

Durch Multiplikation der Massen der verschiedenen Dünger mit den entsprechenden Schwermetallgehalten (Tabelle 35) werden die Schwermetallfrachten für jede Düngemittelart berechnet. Die Resultate sind in Tabelle 40 für die Elemente As, Cd, Cr und Cu und in Tabelle 41 für die Elemente Hg, Pb und Zn zusammengefasst.

<i>Düngemittel- art</i>	<i>Masse [kg TS]</i>	<i>Schwermetallfrachten [kg]</i>			
		As	Cd	Cr	Cu
SSP	802	9.62E-04	8.02E-03	5.21E-02	1.84E-02
TSP	992	1.29E-03	5.16E-02	2.59E-01	4.46E-02
MAP, DAP	774	5.50E-03	1.63E-03	4.49E-02	7.74E-03
ANP	5736	5.62E-03	1.38E-02	2.24E-01	1.03E-01
Summe	8304	1.34E-02	7.50E-02	5.80E-01	1.74E-01

Tabelle 40: Schwermetallfrachten für die Elemente As, Cd, Cr, Cu im P-Dünger. Werte bezogen auf 1Mg P im Dünger.

SSP: Singlesuperphosphat; TSP: Triplesuperphosphat; MAP,DAP: Ammoniumphosphate; ANP: Ammoniumnitratphosphat

<i>Düngemittel- Art</i>	<i>Masse [kg TS]</i>	<i>Schwermetallfrachten [kg]</i>		
		Hg	Pb	Zn
SSP	802	2.97E-05	8.82E-02	1.30E-01
TSP	992	2.18E-05	3.47E-03	2.97E-01
MAP, DAP	774	1.55E-05	3.87E-03	3.87E-02
ANP	5736	6.31E-05	2.87E-02	3.90E-01
Summe	8304	1.30E-04	1.24E-01	8.55E-01

Tabelle 41: Schwermetallfrachten für die Elemente Hg, Pb, Zn im P-Dünger. Werte bezogen auf 1Mg P im Dünger.

SSP: Singlesuperphosphat; TSP: Triplesuperphosphat; MAP,DAP: Ammoniumphosphate; ANP: Ammoniumnitratphosphat

Der Luxemburger Klärschlamm hat einen durchschnittlichen P-Anteil von 2.67%. Bei einem jährlichen Anfall von 8.00E+03Mg TS Klärschlamm ergibt sich ein P-Gehalt von 214Mg. Geht man von einer Wirksamkeit des Phosphors im Klärschlamm im Vergleich mit jener im Mineraldünger von 70% aus dann können durch die Ausbringung des Luxemburger Klärschlammes auf landwirtschaftlich genutzte Flächen jährlich 150Mg Phosphor aus mineralischem P-Dünger substituiert werden (Vergleiche Teil 1, Kapitel II.3.3.4)

Die Schwermetallfrachten welche durch die Ausbringung von 150Mg P aus mineralischem P-Dünger in den Boden gelangen werden durch Multiplikation der Masse des ausgebrachten Phosphors aus P-Dünger (150Mg) mit den Schwermetallfrachten die bei Ausbringung von 1Mg P aus P-Dünger verursacht werden (Tabellen 40 und 41) berechnet. Die erhaltenen Resultate sind in der Tabelle 42 angeführt.

<i>Schwermetallfrachten</i>						
<i>[kg]</i>						
As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
2.01E+00	1.12E+01	8.69E+01	2.61E+01	1.95E-02	1.86E+01	1.28E+02

**Tabelle 42: Anfallende Schwermetallfrachten bei der Ausbringung von mineralischem P-Dünger. Werte bezogen auf 150Mg P in mineralischem P-Dünger.**

### **3.1.4. Schwermetallfrachten im N-Dünger**

Der Luxemburger Klärschlamm hat einen durchschnittlichen N-Anteil von 2.77%. Bei einem jährlichen Anfall von 8.00E+03Mg TS Klärschlamm ergibt sich ein N-Gehalt von 222Mg. Geht man von einer Wirksamkeit des Stickstoffs im Klärschlamm im Vergleich mit jener im Mineraldünger von 40% aus dann können durch die Ausbringung des Luxemburger Klärschlammes auf landwirtschaftlich genutzte Flächen jährlich 88.8Mg Stickstoff aus mineralischem N-Dünger substituiert werden (Vergleiche Teil 1, Kapitel II.3.3.3).

Durch die Substitution des Phosphordüngers durch Klärschlamm wurden allerdings auch die Stickstofffrachten beeinflusst. Da es sich bei den P-Düngern teilweise um Mehrnährstoffdünger handelt, welche ebenfalls Stickstoff enthalten wurden durch die Substitution die Stickstoffeinträge in den Boden verringert.

Ist diese Verringerung der Einträge bedeutender als die Stickstofffracht im Klärschlamm dann muss, um den Stickstoffeintrag konstant zu halten, zusätzlich N-Dünger aufgebracht werden.

Die zur Deckung des P-Bedarfs ausgebrachten 116Mg<sup>125</sup> Ammoniumphosphat (MAP, DAP) liefern nebenbei noch

$$m_{N,AP} = m_{AP} \cdot x_{N,AP}$$

$$m_{N,AP} = 116Mg \cdot 14.5\% = 16.8Mg$$

#### Stickstoff

$m_{N,AP}$ :	Masse an Stickstoff in den Ammoniumphosphaten
$m_{AP}$ :	Masse der ausgebrachten Ammoniumphosphate
$x_{N,AP}$ :	Stickstoffgehalt der Ammoniumphosphate [% w/w an der TS]

Ebenso werden bei der Ausbringung von 860Mg ANP auch

$$m_{N,ANP} = m_{ANP} \cdot x_{N,ANP}$$

$$m_{N,ANP} = 860Mg \cdot 22\% = 189Mg$$

$m_{N,ANP}$ :	Masse an Stickstoff im ANP.
$m_{ANP}$ :	Masse der ausgebrachten Ammoniumphosphate
$x_{N,ANP}$ :	Stickstoffgehalt im Ammoniumphosphat [% w/w an der TS]

Stickstoff in den Boden eingebracht.

Da durch die Ausbringung des Klärschlammes insgesamt 88.8Mg N aus mineralischem N-Dünger substituiert werden können, durch den Wegfall des NP-Düngers jedoch gleichzeitig 206Mg N ersetzt werden müssen, müssen zusätzliche 117Mg N aus mineralischem N-Dünger aufgebracht werden.

Die hierbei anfallenden Schwermetallfrachten werden durch Multiplikation der Masse des ausgebrachten Stickstoffs aus N-Dünger mit den entsprechenden

---

<sup>125</sup> Um 1Mg P zu düngen werden 774kg Ammoniumphosphate verwendet (siehe Tabellen 40 und 41). Die Substitution von 150Mg P aus P-Dünger betrifft demnach 150Mg·0.774Mg/Mg=116Mg Ammoniumphosphate.

Schwermetallgehalten ( Tabelle 35 ) berechnet. Die erhaltenen Resultate sind in der Tabelle 43 angeführt.

<i>Schwermetallfrachten</i>						
<i>[kg]</i>						
As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
1.88E-01	2.18E-02	1.92E+00	3.10E+00	1.00E-02	8.29E-01	2.18E+01

**Tabelle 43: Anfallende Schwermetallfrachten bei der Ausbringung von mineralischem N-Dünger. Werte bezogen auf 117Mg N in mineralischem N-Dünger.**

### 3.1.5. Bilanz

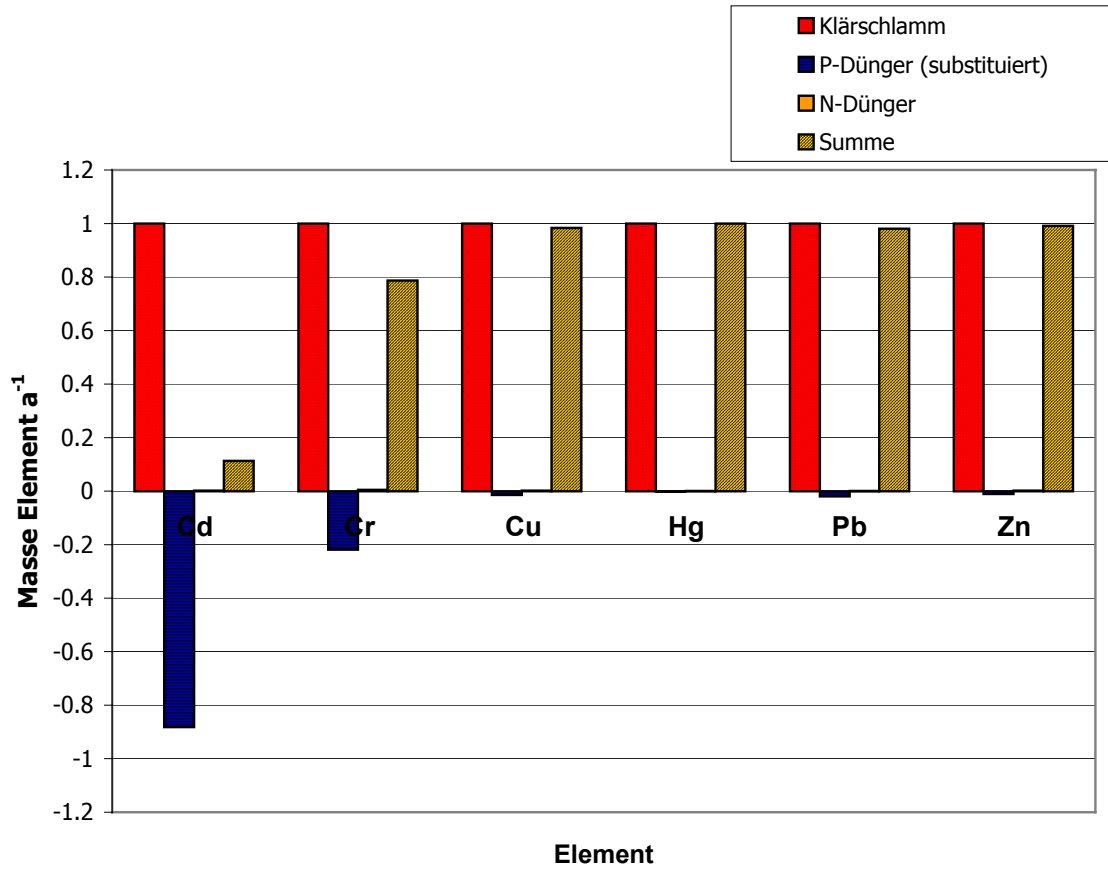
Die Resultate der Berechnungen sind in der Tabelle 44 zusammengefasst.

<i>Prozess</i>	<i>Schwermetallfrachten</i>					
	<i>[kg]</i>					
	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Ausbringung von 8000Mg KS (TS)	1.27E+01	3.98E+02	1.82E+03	1.49E+01	9.35E+02	1.14E+04
Substitution von 150Mg P aus P-Dünger	-1.12E+01	-8.69E+01	-2.61E+01	-1.95E-02	-1.86E+01	-1.28E+02
Ausbringung 117Mg N aus N-Dünger	2.18E-02	1.92E+00	3.10E+00	1.00E-02	8.29E-01	2.18E+01
Gesamtfracht	1.43E+00	3.13E+02	1.79E+03	1.49E+01	9.17E+02	1.13E+04

**Tabelle 44: Bilanz der Schwermetallfrachten bei der Verwendung von Flüssigschlamm in der Landwirtschaft.**

Die Resultate sind in der Grafik 14 dargestellt. Da die Frachten der verschiedenen Metalle stark unterschiedlich sind, wurden die Werte normiert. Der größte darzustellende Wert wurde gleich 1 gesetzt.

### Schwermetallfrachten (Normiert) bei der Verwendung von FS in der Landwirtschaft



Grafik 14: Bilanz der Schwermetallfrachten bei der Ausbringung von Flüssigschlamm in der Landwirtschaft.

## 4. Diskussion der Resultate

### 4.1. Schwermetall-Nährstoff-Verhältnis von Klärschlamm und Mineraldünger

Für den Luxemburger Klärschlamm wurde ein SMN von 1.42 berechnet. Geht man bei der Berechnung des SMN der mineralischen P-Dünger von den neueren Werten<sup>126</sup> aus (siehe Tabelle 37) dann erhält man nur noch einen durchschnittlichen Wert von 0.59 (vergleiche Kapitel 1.8). Das SMN des Klärschlammes ist also mehr als doppelt so hoch wie jenes des mineralischen P-Düngers. Der mineralische N-Dünger ist fast nicht mit Schwermetallen belastet, was durch sein SMN von 0.01 belegt wird.

Auffällig bei der Berechnung des SMN von Klärschlamm und P-Dünger ist der Unterschied im Ursprung der Werte.

Das SMN des Klärschlammes wird maßgeblich durch den Zinkgehalt beeinflusst. Obwohl Zink nur einen sehr kleinen Gewichtungskoeffizienten hat (siehe Tabelle 25), ist sein Einfluss auf das SMN aufgrund der hohen Belastung der Schlämme doch wesentlich. So würde z.B. bei einem Rückgang des Zinkgehalts auf 800mg/kg TS das SMN auf 1.17 zurückgehen. Ein solcher Rückgang liegt dabei im Bereich des Möglichen: Der durchschnittliche Zn-Gehalt der Klärschlämme in Deutschland im Jahr 2000 betrug 809mg/kg TS<sup>126</sup>.

Das SMN der mineralischen P-Dünger wird fast ausschließlich durch die Cadmium-Belastung beeinflusst. Die anderen Metalle spielen bei der Berechnung des SMN nur eine untergeordnete Rolle. Dabei enthalten eigentlich nur 2 der P-Dünger erhöhte Cd-Gehalte, nämlich SSP und TSP. Bedingt durch ihren Marktanteil von 7 respektive 21% des ausgebrachten Phosphors haben sie doch einen Einfluss auf das durchschnittliche SMN. SSP ist, bezogen auf den P-Gehalt, über 4 mal stärker mit Cd belastet als ANP und TSP sogar fast 10 mal stärker als ANP. Würde der gesamte P-Bedarf mit Ammoniumphosphaten (MAP, DAP) und ANP gedeckt dann würde sich daraus ein mittleres SMN von ca. 0.1 ergeben.

---

<sup>126</sup> (UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) 2000)

## **4.2. Schwermetallfrachten**

Wie aus der Grafik 14 hervorgeht sind die Gesamtfrachten für alle Schwermetalle im Falle der Verwendung von KS größer als bei der Aufbringung von Mineraldünger.

Insbesondere bei den Metallen Cu, Hg, Pb und Zn sind die Schwermetallfrachten die durch die Ausbringung des Klärschlammes in den Boden kommen ungleich höher als jene im substituierten mineralischen Dünger.

Lediglich bei den Elementen Cadmium und Chrom werden durch die Substitution von P-Dünger nennenswerte Reduktionen erzielt. Doch auch diese werden durch die Aufbringung des Klärschlammes kompensiert.

Man kann auch noch erkennen, dass bei diesem Szenario der zusätzlich aufgebrauchte Stickstoffdünger insgesamt wenig zur Schwermetallbelastung der Felder beiträgt. Bei keinem der untersuchten Schwermetalle werden durch die zusätzliche Aufbringung von N-Dünger nennenswerte Mehrbelastungen verursacht.

## **4.3. Veränderung der Annahmen bei der Bilanzierung**

### **4.3.1. Wirksamkeit des Phosphors im Klärschlamm gleich 100%**

Für die Berechnung der Masse des substituierten P-Düngers wurde eine Wirksamkeit von 70% vorausgesetzt. Einige Studien gehen davon aus, dass die Wirksamkeit des Klärschlammes mit der des mineralischen P-Düngers gleichzusetzen ist. In diesem Fall können bei Aufbringung von  $8.00E+03\text{Mg}$  Klärschlamm (TS) in Form von Flüssigschlamm insgesamt  $214\text{Mg}$  P aus mineralischem P-Dünger substituiert werden.

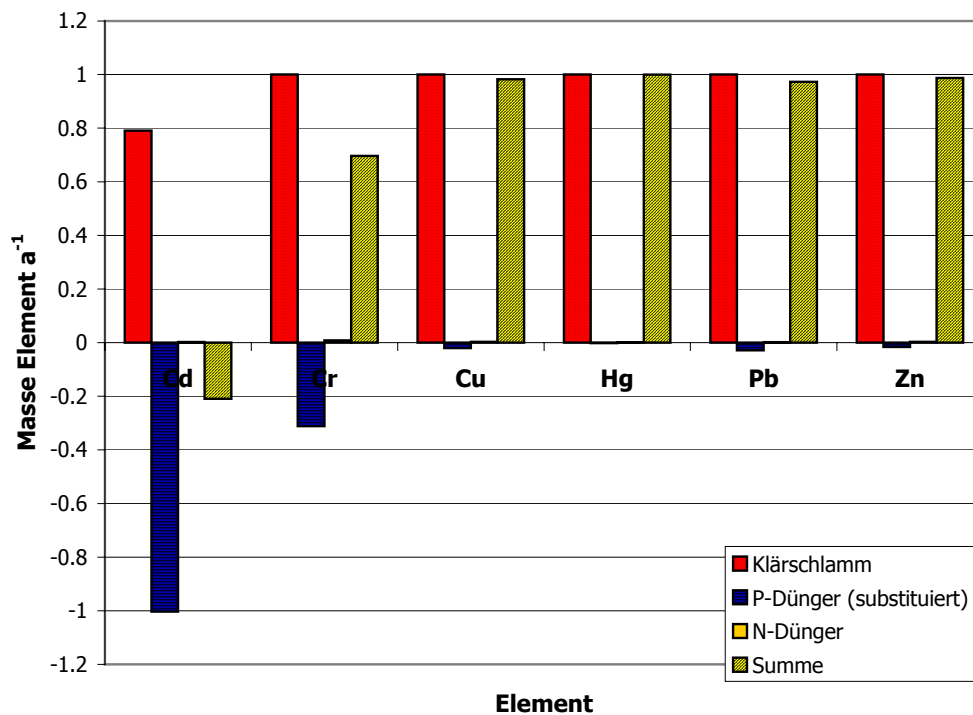
Es fallen dann jedoch ebenfalls  $294\text{Mg}$  Stickstoff aus dem Mehrnährstoffdünger weg, so dass zusätzlich  $205\text{Mg}$  Stickstoff aus mineralischem N-Dünger aufgetragen werden

müssen. Die Schwermetallfrachten die sich dabei ergeben, sind in der Tabelle 45 aufgelistet.

	<i>Cd</i> [kg]	<i>Cr</i> [kg]	<i>Cu</i> [kg]	<i>Hg</i> [kg]	<i>Pb</i> [kg]	<i>Zn</i> [kg]
Ausbringung von 8000Mg KS (TS)	1.27E+01	3.98E+02	1.82E+03	1.49E+01	9.35E+02	1.14E+04
Substitution von 214Mg P aus P-Dünger	-1.60E+01	-1.24E+02	-3.72E+01	-2.78E-02	-2.66E+01	-1.83E+02
Ausbringung 205Mg N aus N-Dünger	3.82E-02	3.37E+00	5.43E+00	1.76E-02	1.45E+00	3.82E+01
Summe	-3.36E+00	2.77E+02	1.79E+03	1.49E+01	9.10E+02	1.13E+04

Tabelle 45: Jährliche Schwermetallfrachten bei Annahme  $k_p=1$

### Normierte jährliche Schwermetallfrachten bei Annahme $k_p=1$ .



Grafik 15: Normierte jährliche Schwermetallfrachten bei Berücksichtigung der Annahme dass die Wirksamkeit des Phosphors im KS jener des Phosphors im P-Dünger entspricht.

Auch bei dieser Annahme ergibt sich nur für das Element Cadmium eine negative Bilanz. Bei den anderen Schwermetallen ist die Belastung des Klärschlammes so groß dass die Substitution des Mineraldüngers nur eine untergeordnete Rolle spielt.

### 4.3.2. Klärschlamm substituiert SSP und TSP als Phosphordünger

Diese Hypothese dient dazu, zu sehen, wie sich die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen auswirkt, die sonst ausschließlich mit den relativ stark belasteten P-Düngern SSP und TSP gedüngt werden.

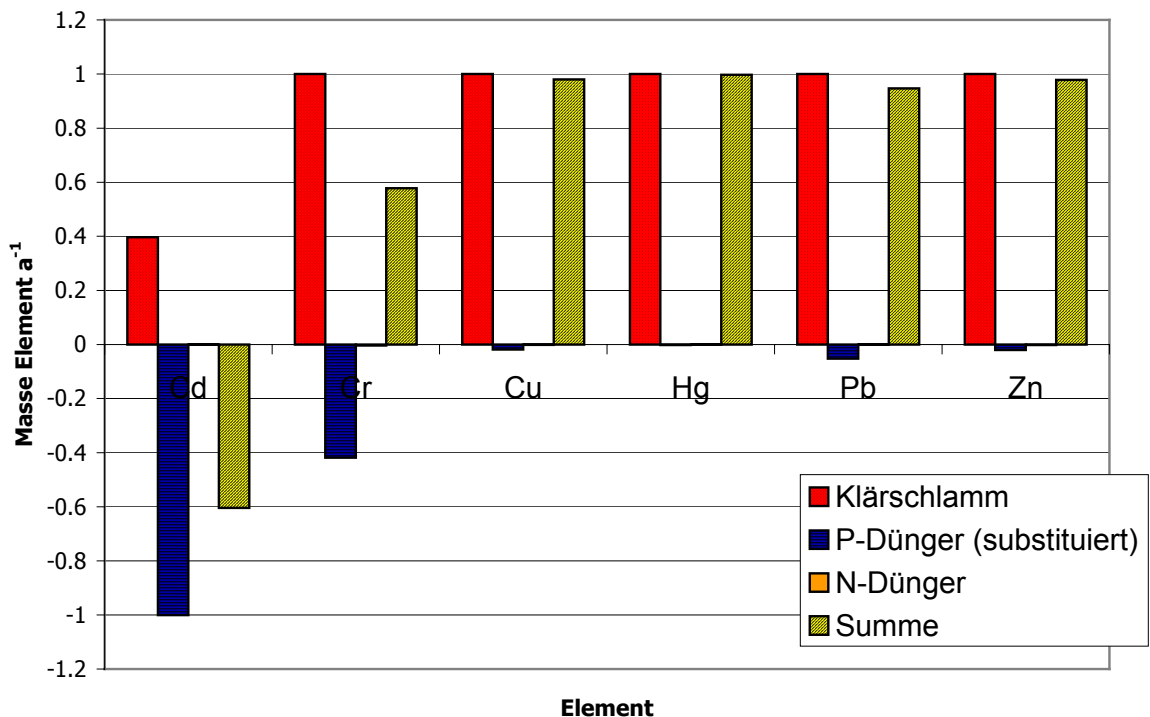
Zur Berechnung werden folgende Annahmen getroffen:

- Es wird angenommen, dass 25% des P-Bedarfs mit SSP gedeckt werden, die restlichen 75% mit TSP.
- Der im Klärschlamm enthaltene Phosphor kann 150Mg P aus mineralischem P-Dünger ersetzen.
- Die untersuchten P-Dünger SSP und TSP enthalten keinen Stickstoff. Daher kann der Stickstoff im KS 88.8Mg N aus mineralischem N-Dünger substituieren.

	<i>Cd</i> [kg]	<i>Cr</i> [kg]	<i>Cu</i> [kg]	<i>Hg</i> [kg]	<i>Pb</i> [kg]	<i>Zn</i> [kg]
Ausbringung von 8000Mg KS (TS)	1.27E+01	3.98E+02	1.82E+03	1.49E+01	9.35E+02	1.14E+04
Substitution von 150Mg P aus P-Dünger	-3.19E+01	-1.67E+02	-3.38E+01	-2.76E-02	-4.91E+01	-2.28E+02
Substitution von 88.8Mg N aus N-Dünger	-1.66E-02	-1.46E+00	-2.35E+00	-7.62E-03	-6.30E-01	-1.66E+01
Summe	-1.93E+01	2.30E+02	1.78E+03	1.48E+01	8.85E+02	1.12E+04

Tabelle 46: Jährliche Schwermetallfrachten bei Substitution von SSP / TSP

### Normierte jährliche Schwermetallfrachten bei Substitution von SSP / TSP.



Grafik 16: Normierte jährliche Schwermetallfrachten bei Berücksichtigung der Annahme, dass die Substitution von P-Dünger ausschließlich SSP und TSP betrifft.

Geht man davon aus, dass der Klärschlamm ausschließlich die beiden stärker schwermetallbelasteten P-Dünger, nämlich SSP und TSP substituiert dann, kann man beim Cadmium eine deutliche Verbesserung der Situation erkennen. Die Cadmiumfrachten die in den Boden gelangen, werden in diesem Fall mehr als halbiert.

Die Frachten der anderen Schwermetalle werden jedoch allesamt erhöht. Am vorteilhaftesten ist die Situation dabei noch für das Chrom, wo man immerhin eine nennenswerte Auswirkung der Substitution von Mineraldünger erkennen kann. Trotzdem sind die Frachten im KS mehr als doppelt so hoch wie jene im substituierten Mineraldünger.

Bei den Elementen Cu, Hg, Pb und Zn sind die Frachten im KS so hoch, dass die Substitution von Mineraldünger fast keinen Einfluss auf die Gesamtfrachten hat.

### 4.3.3. Klärschlamm substituiert MAP, DAP und ANP als Phosphordünger

Es wird angenommen, dass der KS ausschließlich die weniger stark belasteten P-Dünger MAP, DAP und ANP substituiert. Dieses Szenario dient dazu, zu sehen welchen Einfluss die Substitution von Mineraldüngern durch KS auf Feldern hat, die sonst mit den eher schwermetallarmen P-Düngern behandelt werden.

Zur Berechnung werden folgende Annahmen getroffen:

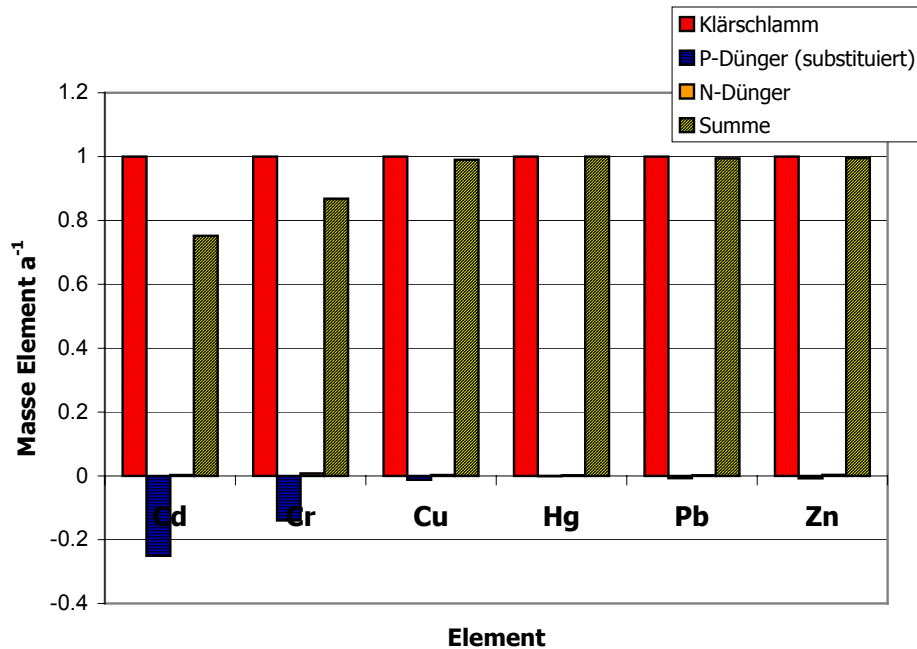
- Es wird angenommen dass 25% des P-Bedarfs mit Ammoniumphosphaten (MAP, DAP) gedeckt werden, die restlichen 75% mit ANP.
- Der im Klärschlamm enthaltene Phosphor kann 150Mg P aus mineralischem P-Dünger und 88.8Mg N aus mineralischem N-Dünger ersetzen.
- Durch die Substitution werden 172Mg Ammoniumphosphate und 1.17E+03Mg ANP ersetzt.
- Durch die Substitution der Mehrnährstoffdünger werden die Stickstofffrachten um ca. 282Mg verringert. Da der KS nur 88.8Mg N liefern kann müssen zusätzlich 193Mg N aus mineralischem N-Dünger ausgebracht werden.

Die Resultate der Berechnungen sind in der Tabelle 47 aufgeführt.

	<i>Cd</i> [kg]	<i>Cr</i> [kg]	<i>Cu</i> [kg]	<i>Hg</i> [kg]	<i>Pb</i> [kg]	<i>Zn</i> [kg]
Ausbringung von 8000Mg KS (TS)	1.27E+01	3.98E+02	1.82E+03	1.49E+01	9.35E+02	1.14E+04
Substitution von 150Mg P aus P-Dünger	-3.17E+00	-5.56E+01	-2.28E+01	-1.63E-02	-6.71E+00	-8.82E+01
Ausbringung von 193 Mg N aus N-Dünger	3.60E-02	3.1686567	5.1130597	0.016563	1.3682836	36.0074627
Summe	9.52E+00	3.46E+02	1.80E+03	1.49E+01	9.30E+02	1.14E+04

Tabelle 47: Jährliche Schwermetallfrachten bei Substitution von MAP, DAP und ANP

### Normierte jährliche Schwermetallfrachten bei Substitution von MAP, DAP und ANP



Grafik 17: Normierte jährliche Schwermetallfrachten bei Berücksichtigung der Annahme, dass die Substitution von P-Dünger ausschließlich Ammoniumphosphate (MAP,DAP) und ANP betrifft.

Wie zu erwarten war, wirkt sich die Substitution der nur schwach schwermetallbelasteten P-Dünger durch KS nachteilhaft auf sämtliche Schwermetallfrachten aus.

Wie in den vorherigen Szenarien werden durch die Substitution des P-Düngers lediglich die Cadmium- und Chromfrachten nennenswert beeinflusst. Da die untersuchten Dünger jedoch (bezogen auf den Nährstoffgehalt) weniger Cd und Cr enthalten als der KS ist die Bilanz auch für diese Metalle nachteilhaft.

Bei den Metallen Cu, Hg, Pb und Zn ergibt sich durch die Substitution des P-Düngers keine nennenswerte Reduktion der Frachten.

Auf Flächen, die mit den schwermetallarmeren P-Düngern (MAP, DAP oder ANP) gedüngt werden, würde sich eine Substitution der Dünger durch Klärschlamm nachteilhaft auf sämtliche Schwermetallfrachten auswirken und wäre aus dieser Sicht nicht empfehlenswert.

## **Anpassung des Bilanzierungsrahmens**

Man muss bei diesem Bilanzierungsansatz allerdings bedenken, dass bei der Berechnung lediglich die Schwermetallgehalte in den Endprodukten bilanziert wurden und alle vorgestellten Prozesse vernachlässigt wurden. Dies ist bei der Herstellung des Klärschlammes nicht von Bedeutung (Primärziel der Kläranlagen ist die Reinigung der Abwässer und nicht die Herstellung von Klärschlamm), wohl aber bei der Herstellung der mineralischen Dünger. Hier würde eine genauere Stoffflussanalyse welche die Schwermetallemissionen bei Herstellung, Bereitstellung, Ressourcenverbrauch u.s.w. berücksichtigen würde, vielleicht andere (weniger gute) Werte für die Schwermetallbelastung durch Mineraldünger liefern.

## 5. Schlussfolgerung

Der in Luxemburg anfallenden Klärschlamm erfüllt die aktuellen Richtlinien für die Verwendung in der Landwirtschaft. Durch eine strengere Selektion der Schlämme könnten die Vorgaben auch bei einer Verschärfung der Grenzwerte noch erfüllt werden.

Trotzdem geht die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen zwecks Substitution von Mineraldünger mit einer Erhöhung der Frachten an Cr, Cu, Hg, Pb und Zn die in den Boden gelangen, einher.

Der Gehalt an Cu, Hg, Pb und Zn im Klärschlamm ist im Vergleich mit dem Gehalt in den Mineraldüngern unverhältnismäßig hoch. Es ergibt sich keine nennenswerte Reduktion der Frachten durch die Substitution der Mineraldünger. Die Schwermetallfrachten von diesen Elementen, die schlussendlich in den Boden gelangen, entsprechen fast genau denen, die durch den Klärschlamm eingebracht wurden.

Beim Chrom kann man schon eine Auswirkung der Substitution von Mineraldünger auf die Bilanz erkennen. Trotzdem sind die Chromfrachten, die mit dem KS in den Boden gelangen, in allen untersuchten Fällen wesentlich höher als jene, welche durch die Substitution von Mineraldünger eingespart werden.

Das Cadmium ist das einzige der untersuchten Schwermetalle, bei dem durch Substitution des Mineraldüngers durch Klärschlamm eine Frachtenreduktion erreicht werden kann. Dies ist jedoch nur der Fall, wenn man entweder annimmt, dass die Düngewirksamkeit im KS und im Mineraldünger gleich ist, oder wenn man annimmt, dass der Klärschlamm ausschließlich eingesetzt wird, um die beiden höherbelasteten P-Dünger (SSP und TSP) zu ersetzen.

Geht man davon aus, dass die Düngewirksamkeit des Phosphors im Klärschlamm niedriger ist als jene im mineralischen P-Dünger (70%), dann ergibt sich keine Reduktion der Cd-Frachten. Die Substitution der weniger stark Cd-belasteten P-Dünger (MAP, DAP und ANP) geht mit einer starken Erhöhung der Cd-Frachten einher und ist aus dieser Sicht nicht empfehlenswert.



# ANHANG

---

## Anhang 1

Transportwege des Klärschlammes der ARA Bettembourg zur Verwertung in der Landwirtschaft.

<i>ARA</i>	<i>Lager</i>	<i>Weg [km]</i>	<i>Ort der Ausbringung</i>	<i>Weg [km]</i>	<i>Gesamtweg [km]</i>	<i>Masse [Mg]</i>
Bettembourg	Koerich	27.4			27.4	89.74
	Koerich	27.4	Koerich	3	30.4	459
	Koerich	27.4	Goetzingen	5.6	33	70
Bettembourg	Flaxweiler	31.1			31.1	510.14
	Flaxweiler	31.1	Flaxweiler	3 <sup>127</sup>	34.1	225
Bettembourg	Wormeldange	40.1			40.1	683.04
	Wormeldange	40.1	Wormeldange	3	43.1	3.5
Bettembourg	Niederdonven	39.6			39.6	90.09
Bettembourg	Oberdonven	34.4			34.4	119.3

Der mittlere Transportweg der aus diesen Daten errechnet wurde beträgt 34.4km.

Man muss allerdings sehen dass die Aufbringungskampagne des Klärschlammes für das berücksichtigte Jahr noch nicht abgeschlossen ist. In den Lagern liegt noch viel unverwerteter Klärschlamm. Da dieser zur Aufbringung auf die Felder noch einmal transportiert werden muss, ist der errechnete Transportweg zu kurz.

Der Weg zwischen dem Ort der Lagerung und dem Ort der Aufbringung ist jedoch normalerweise recht kurz, so dass der Einfluss auf den Gesamt-Transportweg nicht allzu gross ist.

---

<sup>127</sup> Für Transporte innerhalb eines Ortes wurde ein Transportweg von 3km angenommen.

## Anhang 2

Transportwege des Klärschlammes der ARA Pétange zur Verwertung in der Landwirtschaft.

<i>ARA</i>	<i>Lager</i>	<i>Weg [km]</i>	<i>Ausbringung</i>	<i>Weg [km]</i>	<i>Gesamtweg [km]</i>	<i>Menge [Mg]</i>
Pétange	Pétange	0	Lorentzweiler	30.5	30.5	16.9
Pétange	Garnich	11.9	Mondercange	13.3	25.2	227.26
Pétange	Garnich	11.9	Koerich	6.4	18.3	204.96
Pétange	Septfontaines	23.1	Larochette	25.9	49	261.9
Pétange	Septfontaines	23.1	Nommern	22.9	46	85
Pétange	Garnich	11.9	Bergem	13.1	25	37.5
Pétange	Garnich	11.9	Bettembourg	18	29.9	109
Pétange	Garnich	11.9	Reckange-sur-Mess	8.4	20.3	63.5
Pétange	Garnich	11.9	Steinfort	7.1	19	60
Pétange	Septfontaines	23.1	Koerich	4.8	27.9	175
Pétange	Septfontaines	23.1	Hobscheid	6	29.1	20
Pétange	Septfontaines	23.1	Koerich	4.8	27.9	95
Pétange	Septfontaines	23.1	Hobscheid	6	29.1	114
Pétange	Garnich	11.9	Koerich	6.4	18.3	142
Pétange			Steinfort	7.1	7.1	34
Pétange			Mamer	6.6	6.6	13
Pétange			Hobscheid	10.6	10.6	22.1
Pétange	Septfontaines	23.1	Hobscheid	6	29.1	31
Pétange	Schifflange	14.6	Hesperange	16.3	30.9	206.8
Pétange			Roeser	13.5	13.5	70.9
Pétange	Pétange	0	Roedgen	14	14	66
Pétange	Pétange	0	Reckange-sur-Mess	11.4	11.4	104
Pétange	Pétange	0	Consdorf	49	49	337.2
Pétange	Pétange	0	Erpeldange / Ettelbrück	45.8	45.8	243.78
Pétange	Septfontaines	23.1	Hesperange	23.7	46.8	50
Pétange	Septfontaines	23.1	Sanem	21.9	45	80
Pétange	Septfontaines	23.1	Heiderscheid	29.3	52.4	29
Pétange	Septfontaines	23.1	Steinfort	9.6	32.7	19.28

Der mittlere Transportweg der aus diesen Daten berechnet wurde beträgt 32.2km.

### Anhang 3

Transportwege des Klärschlammes der ARA Schiffflange zur Verwertung in der Landwirtschaft.

<i>ARA</i>	<i>Ort der Weg Ausbringung</i>	<i>Weg [km]</i>	<i>Masse [Mg]</i>
Schiffflange	Koerich	30.7	109.4
Schiffflange	Goetzen	27.4	171.8
Schiffflange	Goeblange	29.2	283.8
Schiffflange	Schieren	38.5	141.1
Schiffflange	Meysembourg	34.4	127.1
Schiffflange	Junglinster	26.9	163
Schiffflange	Alzingen	5.9	196.7
Schiffflange	Bivange	7.4	369
Schiffflange	Steinfort	31.4	256.4
Schiffflange	Dudelange	9.6	80.5
Schiffflange	Noertrange	11.1	486.6
Schiffflange	Landsweiler Reden	88.2	595.8

Der mittlere Transportweg der aus diesen Daten berechnet wurde beträgt 33.9km.

#### Anhang 4

Transportwege von den ARA mit der größten KS-Produktion zur Müllverbrennungsanlage in Leudelingen.

<i>ARA</i>	<i>Masse TS [Mg a<sup>-1</sup>]</i>	<i>Transportweg [km]</i>
Beggen	2930	15.3
Bettembourg	583	6.8
Bleesbrück	723	46.8
Bonnevoie	130	9.8
Echternach	157	44.1
Hobscheid	60	25.4
Kehlen	25	17.7
Mamer	166	13.6
Martelange	64	51.8
Mersch	247	28.3
Pétange	535	19.8
SIAS	366	25.1
	5986	

Der mittlere Transportweg, gewichtet nach Klärschlammanfall, beträgt 20.9km.

## Anhang5

Transportwege von den ARA mit der größten KS-Produktion zum Zementwerk in Rumelange.

<i>ARA</i>	<i>Masse TS [Mg a<sup>-1</sup>]</i>	<i>Transportweg [km]</i>
Beggen	2930	27.4
Bettembourg	583	10.1
Bleesbrück	723	57.9
Bonnevoie	130	21.2
Echternach	157	55.9
Hobscheid	60	40.9
Kehlen	25	33.2
Mamer	166	29.1
Martelange	64	59
Mersch	247	40.1
Pétange	535	22.2
SIAS	366	36.7
	5986	

Der mittlere Transportweg, gewichtet nach Klärschlammanfall, beträgt 31.2km.

## Anhang 6

Transportwege von den ARA mit der größten KS-Produktion zur Kompostierungsanlage Friedhaff.

<i>ARA</i>	<i>Masse TS [Mg a<sup>-1</sup>]</i>	<i>Transportweg [km]</i>
Beggen	2930	30.8
Bettembourg	583	48.4
Bleesbrück	723	0
Bonnevoie	130	38.5
Echternach	157	26.6
Hobscheid	60	36.3
Kehlen	25	31.1
Mamer	166	35.8
Martelange	64	38.3
Mersch	247	19.3
Pétange	535	56
SIAS	366	48.3
	5986	

Der mittlere Transportweg, gewichtet nach Klärschlammanfall, beträgt 32.0km.



## LITERATURVERZEICHNIS

---

ADEME(HRSG.) (1996a). *La valeur azotée des boues résiduares de stations d'épuration urbaines*. Connaître pour agir. ADEME Editions, Paris.

ADEME(HRSG.) (1996b). *La valeur phosphatée des boues résiduares de stations d'épuration urbaines*. Connaître pour agir. ADEME Editions, Paris.

ADEME(HRSG.) (2000). *Composts de boues de stations d'épuration municipales Qualité, performances agronomiques et utilisations*. Données et Références. ADEME Editions, Paris.

ADEME(HRSG.) (2001). *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture*. ADEME Editions, Paris.

ADMINISTRATION DE L'ENVIRONNEMENT (1999). *Plan national de gestion des déchets*.

ADMINISTRATION DE L'ENVIRONNEMENT (2002). *Plan national de gestion des déchets*. Version informatisée, [www.mev.etat.lu/admenv/dech/tablemat.htm](http://www.mev.etat.lu/admenv/dech/tablemat.htm), 2002.

AICHBERGER, K. (1990). *Situation of sewage sludge in Austria. Use in agriculture, national guidelines and laws, future aspects*. In: Proceedings of long term effects of sewage sludge and farm slurries application, Athens, Commission of the European Communities.

ALPHA MOBILE (2002). *Trocknung und Beseitigung von Klärschlamm. Technische Daten*. [www.alphamobile.ch/de/technische\\_daten.htm](http://www.alphamobile.ch/de/technische_daten.htm),

ANRED (1982). *La valorisation agricole des boues de station d'épuration*. Cahier technique.

ATV(HRSG.) (1996). *ATV-Handbuch Klärschlamm*. 4. Ernst & Sohn, Berlin.

BACCINI, P. ;VON STEIGER, B. (1993). *Die Stoffbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - eine Methode zur Früherkennung von Bodenveränderungen*. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.(156): 45-54.

BARBER, S. A. (1984). *Essai de définition de la fertilité du sol*. Bull. AFES(67): 210-217.

BRAUN, M.; HURNI, P., *et al.* (1994). *Phosphor- und Stickstoffüberflüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft*. Schriftenreihe der FAC Liebefeld. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern.

BUWAL(HRSG) (1991). *Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern*. Schriftenreihe Umwelt 162. BUWAL, Bern.

COKER, E. G. (1966). *The value of digsted sewage sludge: I) The effect of liquid sewage sludge on growth and composition of grass-clover swards in South-East England; II) Experiments on rye-grass in South-East England comparing sludge with fertilizers supplying equivalent nitrogen, phosphorus, potassium and water; III) The results of an experiment on barley*. J. Agric. Sci. Camb. **67**: 91-107.

COKER, E. G. (1979a). *Research and experience in the utilisation and disposal of sewage sludge in the U.K.* In: WP4 meeting, 26.09. - 28.09. 1979, Dijon, Commission of the European Communities: 382 - 394.

COKER, E. G. (1979b). *The utilisation of liquid digested sludge*. In: Utilisation of sewage sludge on land, Water research centre, Stevenage: 110-129.

COLIN, F. (1983). *Influence des traitements sur la qualité des boues*. In: Protection des sols et devenir des déchets, 11. 1983, La Rochelle (F), Ministère de l'environnement - ANRED: 307-316.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2001). *Interregional plan for the valorisation of sludge originated by wastewater treatment in the Saar-Lor-Be-Lux-region using qualified compost and treatment processes according to various local restrictions*. Commission of the European Communities, DG Enterprise, Innovation, Projects and Methodologies,

DE QUERVAIN, B. (1999). *Klärschlamm als alternativer Brennstoff in der Zementindustrie*. In: Informationsveranstaltung Cemsuisse Klärschlamm in den Schweizer Zementwerken, 22. September 1999, Baden (CH).

EDELMANN, W. ;SCHLEISS, K. (1999). *Gegenüberstellung der Ökobilanzen und ökonomischer Daten von Kompostierung, Vergärung und thermischer Behandlung biogener Abfälle*. In: Kasseler Abfallforum, Kassel.

EUROPEAN COMMISSION ENVIRONMENT DIRECTORATE-GENERAL (2000). *Working Document on Sludge - 3rd draft*. Brussels.

FARDEAU, J. C. (1986). *Phosphore du sol. Apport des approches isotopiques pour le raisonnement de la fertilisation phosphatée*. ENSAIA, Nancy (F).

FEHRENBACH, H. (2001). *Ökobilanzielle Betrachtung der Klärschlamm Entsorgung*. In: 2. Berliner Klärschlammtagung, Berlin: 19p.

FNDAE(HRSG.) (1990). *Élimination de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités*. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, France,

FRISCHKNECHT, R. (2002). *Electricity Mix Luxemburg (Persönliche Mitteilung)*.

FRISCHKNECHT, R.; BOLLENS, U., et al. (1996). *Ökoinventare für Energiesysteme Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*. 3. Auflage. Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), ETH Zürich  
Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherer Institut, Villigen/Würenlingen  
Bundesamt für Energie(Hrsg.), Zürich.

FURRER, O. J. B., R. (1978). *Wirksamkeit des Stickstoffs von verschiedenen Klärschlämmen im Vergleich zu Ammoniumnitrat*. In: Symposium européen sur la caractérisation et l'utilisation des boues résiduelles, 13.02. - 15.02. 1979, Cadarache: 247-252.

FURRER, O. J. S., W. (1981). *Influence of sewage sludge application on physical properties of soils and its contribution to the humus balance*. In: The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soil, 23/24.06.1981, CEC, München (D), D. Reidel Pub.: 65-76.

GAILLARD, G.; CRETZAZ, P., *et al.* (1997). *Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau*. Schriftenreihe FAT. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon (CH).

GROUPE CIMENTS LUXEMBOURGEOIS (2002). *Internetseite Groupe Ciments Luxembourgeois*. <http://195.35.81.30/sites/gcl/intermoselleS.ar.l01.cfm>, 2002.

GUIVARCH, A. (1999). *Valeur fertilisante phosphatée des boues résiduelles de stations d'épuration urbaines*. Rapport intermédiaire. ADEME, 27p.

HANKE, R.; HELLEMANN, K. M., *et al.* (2001). *Prozesstechnische Grundlagen für Konzept und Gestaltung von Bioabfallbehandlungsanlagen: Mikrobiologie und Seuchenhygiene*. In: Work-Shop zur Einweihung der Soil-Concept-Anlagen in Friedhaff (Diekirch), Colmar-Berg (L).

HERTER, U.; KÜLLING, D., *et al.* (2001). *Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft, Teil 1: Grobbeurteilung*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Zürich.

HUPPERICH, M. (1999). *Les métaux lourds dans les sols agricoles du Luxembourg*. Luxembourg, CUNLUX / FUL: 163.

IPCC (1995). *Radiative Forcing of Climate Change and An Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios*. Climate Change 1994. University Press, Cambridge.

ISWA(HRSG.) (1997). *Sludge treatment and disposal: Management approaches and experiences*. Environmental Issues Series. European Environment Agency, Kopenhagen.

LIMUS UMWELTECHNIK GMBH (2002a). *Brüden-Kondensation bei der Klärschlamm-trocknung mit integrierter Wärmerückgewinnung*. Webpage LIMUS Umwelttechnik GmbH, [www.limus.de/mikon.htm](http://www.limus.de/mikon.htm), 2002.

LIMUS UMWELTECHNIK GMBH (2002b). *Klärschlamm-Trocknung*. [www.limus.de/tro.htm](http://www.limus.de/tro.htm),

LINDENTHAL, T. (2000). *Phosphorvorräte in Böden, betriebliche Phosphorbilanzen und Phosphorversorgung im biologischen Landbau*. Wien, Universität für Bodenkultur: 290.

MAIBACH, M.; PETER, D., *et al.* (1995). *Ökoinventar Transporte Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsystemen für den Einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen*. SPP Umwelt. 1. INFRAS, Zürich (CH).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (1999). *Rapport d'activité 1999*. Administration de l'environnement,

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (2000). *Rapport d'activités 2000*. Administration de l'environnement,

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (2002). *Abwässer*. Internetseite der Administration de l'Environnement / Division des Eaux, [www.aev.etat.lu](http://www.aev.etat.lu), 2002.

NEUMÜLLER, O. A. (1985). *Römpps Chemie-Lexikon*. 8. Auflage. Franckh, Stuttgart.

ÖKO-INSTITUT (2000). *Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme GEMIS 4.01*. Darmstadt.

PATYK, A. ;REINHARDT, G. (1997). *Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen*. Vieweg Verlagsgesellschaft, Braunschweig/Wiesbaden.

RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1991). *Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21 Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. Amtsblatt(135): 40-52.*

RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1999). *Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 25 April 1999 über Abfalldeponien. Amtsblatt(182): 1-19.*

SCHEUREN, J. J. (1998a). *Modèle luxembourgeois de l'électricité.* Institut Supérieur de Technologie, Département Electrotechnique, Luxembourg. 93.

SCHEUREN, J. J. (1998b). *Modèle luxembourgeois de l'électricité. Revue technique luxembourgeoise 1998(2).*

SOIL-CONCEPT S.À.R.L. (1998). *Aspekte der Qualität, der Anwendung und der Vermarktung von Soil-Concept-Komposten.*

SOIL-CONCEPT, S. À. R. L. (2001). *Jahresbericht 2000.*

SOMMERHALDER, M. (1999). *Einsatz von Trockenklärschlamm in der Schweizer Zementindustrie Ökonomische und ökologische Grundlagen.* In: Informationsveranstaltung Cemsuisse Klärschlamm in den Schweizer Zementwerken, 22. September 1999, Baden (CH).

STATEC (1999). *Statistik des Aussenhandels.*

STATEC (2000a). *Annuaire Statistique du Luxembourg.*

STATEC (2000b). *Territoire: Utilisation du sol.*  
[www.statec.lu/html\\_fr/statistiques/luxembourg\\_en\\_chiffres/utilisation\\_des\\_sols.html](http://www.statec.lu/html_fr/statistiques/luxembourg_en_chiffres/utilisation_des_sols.html),

SYNDICAT INTERCOMMUNAL DE L'AGGLOMÉRATION CHARTRAINED (1991). *Effets de la déshydratation sur la composition en fertilisants des boues.* 8p.

TESTER, C. F. (1989). *Tall fescue growth in greenhouse, growth chamber and field plots amended with sewage sludge compost and fertilizer*. Soil Science **Vol. 148**(N°6): pp. 1013-1018.

TÜV RHEINLAND (1995). *Versuche zur Verbrennung von Klärschlamm zusammen mit Hausmüll in der Müllverbrennungsanlage der SIDOR*. Institut für Umweltschutz und Energietechnik, 12p.

UMWELTBUNDESAMT (1997). *Stickstoff- und Phosphorbilanzen in der Landwirtschaft*.

UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2000). *Der Zustand der Umwelt in Deutschland*. Daten zur Umwelt. 7. Ausgabe.

VAN DE KERKHOVE, J. M. (1990). *Evolution de la maturité de trois déchets urbains en cours de compostage*, Thèse Doctorat I.N.P.L. pp. 12-13, 69-73.

WAGNER, M. (2002). *Aktuelle Ansätze bei der Klärschlammbehandlung und -entsorgung*. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall **49**(2).

WEIBEL, T. ;STRITZ, A. (1995). *Ökoinventare und Wirkungsbilanzen von Baumaterialien: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Hochbaukonstruktionen*. ESU-Reihe 1/95. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich  
Bundesamt für Energiewirtschaft, Zürich.

WILMES, P. (2000). *L'inventaire des stations d'épuration au Luxembourg / Base de données réalisée lors du stage au CRTE/Luxcontrol pendant la période du 26 juin au 31 août 2000*.

WIRTH, W. ;GLOXHUBER, C. (1994). *Toxikologie*. 5. Auflage. Thieme, Stuttgart; New York.

ZIMMERMANN, P.; DOKA, G., *et al.* (1996). Klärschlamm Entsorgung und -verwertung. Ökoinventare von Entsorgungsprozessen. Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen, ETH. **1/96**.

