



TECHNISCHE UNIVERSITÄT
KAISERSLAUTERN

Schlussbericht

Perspektiven einer zukunftsfähigen Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz

September 2007

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt

Dipl.-Ing. C. Steinbrück

Postfach 3049

67653 Kaiserslautern

PD Dr.-Ing. habil. A. Welker

Dipl.-Ing. M. Dierschke



2	Bestandsanalyse der Klärschlammentsorgung in Rheinland-Pfalz	32
2.1	Abwasserreinigung und -beseitigung in Rheinland-Pfalz	32
2.2	Klärschlammaufkommen in Rheinland-Pfalz.....	34
2.3	Stand der Vorbehandlung von kommunalem Klärschlamm in Rheinland-Pfalz (auf Kläranlagenebene)	36
2.3.1	Stabilisierung	37
2.3.2	Entwässerung	37
2.3.3	Trocknung.....	38
2.3.4	Hygienisierung	39
2.4	Zusammensetzung der Klärschlämme.....	42
2.4.1	Nährstoffe	42
2.4.2	Schadstoffe.....	43
2.4.2.1	Anorganische Schadstoffe	43
2.4.2.2	Organische Schadstoffe.....	46
2.4.3	Fazit zur Zusammensetzung der Klärschlämme.....	48
2.5	Hauptentsorgungswege für Klärschlamm in Rheinland-Pfalz.....	53
2.5.1	Direkte landwirtschaftliche Verwertung.....	56
2.5.2	Nutzung im Landschaftsbau.....	57
2.5.3	Thermische Behandlung	59
2.5.3.1	Monoverbrennung.....	60
2.5.3.2	Mitverbrennung in Zementwerken.....	61
2.5.3.3	Mitverbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen	63
2.5.3.4	Mitverbrennung in Kohlekraftwerken	65
2.5.3.5	Sonstige thermische Behandlungsverfahren und -varianten.....	66
2.5.4	Deponierung	66
2.6	Vergleich mit Gesamtdeutschland und Baden-Württemberg.....	67
2.7	Entwicklungen und Tendenzen.....	72
3	Organisationsstrukturen der Klärschlammentsorgung.....	73
3.1	Eigenorganisation der Klärschlammentsorgung.....	74
3.2	Die Rolle von Dienstleistungsunternehmen bei der Klärschlammentsorgung.....	75
3.3	Zusammenschluss mehrerer Betreiber	76
3.4	Fazit	78

4	Thermische Behandlung von Klärschlamm	79
4.1	Eigenschaften von Klärschlamm als Brennstoff	81
4.2	Vorbehandlung bei einer thermischen Behandlung des Klärschlammes	84
4.2.1	Entwässerung	84
4.2.1.1	Mechanische Entwässerung	85
4.2.1.2	Klärschlammvererdung	86
4.2.1.3	Realisierte Anlagen	87
4.2.1.4	Wichtige Kriterien	88
4.2.1.5	Fazit	91
4.2.2	Klärschlamm-trocknung	91
4.2.2.1	Beschreibung des Prinzips	91
4.2.2.2	Konvektions- oder Direkt-trocknung	93
4.2.2.3	Indirekt- oder Kontakt-trocknung	97
4.2.2.4	Kombinationsanlagen zur Klärschlamm-trocknung	98
4.2.2.5	Strahlungs-/Konvektionstrockner	99
4.2.2.6	Realisierte Trocknungsanlagen	101
4.2.2.7	Wichtige Kriterien	101
4.2.2.8	Fazit	108
4.2.3	Förderung, Lagerung, Transport	108
4.3	Weitergehende thermische Behandlung von Klärschlamm	111
4.3.1	Monoverbrennung	113
4.3.1.1	Beschreibung des Prinzips	113
4.3.1.2	Realisierte Anlagen in Deutschland	116
4.3.1.3	Wichtige Kriterien:	118
4.3.1.4	Fazit	122
4.3.2	Klärschlamm-verbrennung	123
4.3.2.1	Beschreibung des Prinzips	123
4.3.2.2	Realisierte Anlagen in Deutschland	124
4.3.2.3	Wichtige Kriterien	125
4.3.2.4	Fazit	128
4.3.3	Mitverbrennung in Müllheizkraftwerken	129
4.3.3.1	Beschreibung des Prinzips	129
4.3.3.2	Realisierte Anlagen in Deutschland	130

4.3.3.3	Wichtige Kriterien	131
4.3.3.4	Fazit	134
4.3.4	Mitverbrennung in Zementwerken	135
4.3.4.1	Beschreibung des Prinzips	136
4.3.4.2	Realisierte Anlagen in Deutschland	137
4.3.4.3	Wichtige Kriterien:	138
4.3.4.4	Fazit	140
4.3.5	Mitverbrennung in Kohlekraftwerken	141
4.3.5.1	Beschreibung des Prinzips	141
4.3.5.2	Realisierte Anlagen in Deutschland	142
4.3.5.3	Wichtige Kriterien:	143
4.3.5.4	Fazit	149
4.3.6	Mitverbrennung in Biomassekraftwerken	150
4.3.6.1	Beschreibung des Prinzips	150
4.3.6.2	Realisierte Anlagen in Deutschland	151
4.3.6.3	Fazit Mitverbrennung Biomasseheizkraftwerke	151
4.4	Fazit zur thermischen Behandlung von Klärschlamm	152
5	Bewertung innovativer Ansätze zur Klärschlamm Entsorgung	153
5.1	Vorbehandlungsverfahren	154
5.1.1	Vergärung von kommunalen Klärschlämmen	154
5.1.1.1	Klärschlammbehandlung und Co-Vergärung in den Fermentationsanlagen kommunaler Kläranlagen	155
5.1.1.2	Mitbehandlung von Klärschlamm in landwirtschaftlichen Biogasanlagen	162
5.1.2	Klärschlamm desintegration	170
5.2	Techniken zur weitergehenden Entsorgung	174
5.2.1	Pyrolyse	174
5.2.2	Katalytische drucklose Verölung (KDV)	177
5.2.3	Niedertemperaturkonvertierung (NTK)	179
5.2.4	Flammlose Oxidation (FLOX)	182
5.3	Phosphorrückgewinnung	183
5.3.1	Phosphorressourcen und Phosphorbedarf	183
5.3.2	Preisentwicklung und Kostenstrukturen	185
5.3.3	Phosphatbedarf in Deutschland	186

5.3.4	Phosphorbilanz und Rückgewinnungspotenziale	187
5.3.5	Verfahren zur Phosphorrückgewinnung	189
5.3.5.1	Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser	189
5.3.5.2	Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Klärschlammbehandlung	191
5.3.5.3	Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche	194
5.3.6	Kosten der Phosphorrückgewinnung.....	197
5.3.7	Nutzung der Phosphate aus der Rückgewinnung.....	198
5.3.8	Fazit zur Phosphorrückgewinnung	200
6	Entsorgungsszenario „ohne Landwirtschaft“	201
6.1	Marktanalyse in Rheinland-Pfalz	202
6.1.1	Vorgehensweise und Beschreibung der Befragung.....	202
6.1.2	Ergebnisse der Befragung.....	204
6.1.2.1	Monoverbrennungsanlagen.....	204
6.1.2.2	Müllheizkraftwerke	208
6.1.2.3	Mitverbrennung in Zementwerken.....	211
6.1.2.4	Mitverbrennung in Kohlekraftwerken	214
6.2	Ermittlung des regionalen Potenzials zur thermischen Behandlung in Rheinland-Pfalz	218
6.2.1	Szenario 1 und 2: Ausstieg aus der Landwirtschaft sofort bzw. in fünf Jahren	218
6.2.2	Szenario 3 und 4: Ausstieg aus der Landwirtschaft und aus der landschaftsbaulichen Verwertung sofort bzw. in fünf Jahren	225
6.2.3	Ergebnis.....	231
7	Zusammenfassung und Fazit	232
8	Anhang.....	238
8.1	Literaturverzeichnis zum Schlussbericht.....	238
8.1.1	Fachliteratur.....	238
8.1.2	Gesetze, Verordnungen und Vorgaben	253
8.1.3	Internetdokumente	256
8.1.4	Persönliche Mitteilungen	265
8.1.5	Sonstige Dokumente.....	266

8.2 Stand der PFT-Belastung in kommunalen Klärschlämmen (Ergänzungsauftrag zum Forschungsprojekt „Perspektiven einer zukunftsfähigen Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz“)	267
8.2.1 Veranlassung	267
8.2.2 Wichtige Grundlagen über maßgebliche PFT-Verbindungen	267
8.2.2.1 Allgemeines und Stoffeigenschaften	267
8.2.2.2 Einsatzbereiche	269
8.2.2.3 Wirkungen	269
8.2.2.4 Vorgaben	270
8.2.3 Aufkommensdaten	272
8.2.3.1 Emissionskomponenten bei kommunalen Kläranlagen	273
8.2.3.1.1 Wichtige Herkunftsbereiche im Abwassersystem	273
8.2.3.1.2 PFT-Konzentrationen in Kläranlagenabläufen und in Klärschlämmen	274
8.2.3.2 Aufnahmekomponenten	275
8.2.3.2.1 Boden	275
8.2.3.2.2 Oberflächengewässer und Biota	276
8.2.3.2.3 Grundwasser und Trinkwasser	278
8.2.4 Fazit und Bewertung möglicher PFT-Belastungen im kommunalen Klärschlamm	279
8.2.5 Literaturverzeichnis	281
8.3 Ausgewählte Standorte von Solartrocknungsanlagen	284
8.4 Ausgewählte Standorte von Trocknungsanlagen	286
8.5 Ausgewählte Standorte von Klärschlammvererdungsanlagen	287

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Vorschläge für neue Grenzwerte für anorganische Schadstoffe hinsichtlich der Novellierung der Klärschlammverordnung im Vergleich zu derzeit existierenden Vorgaben; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; QLA,2006; Europäische Kommission, 2000; BMU und BMVEL, 2002; BMU, 2006a; EUWID Wasser Abwasser, Nrn. 5/2007 und 6/2007; BMU, o. J.]	7
Tabelle 1-2:	Vorschläge für neue Grenzwerte für organische Schadstoffe hinsichtlich der Novellierung der Klärschlammverordnung im Vergleich zu derzeit existierenden Vorgaben; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; QLA, 2006; Europäische Kommission, 2000; BMU, 2006a; Reifenstuhl, 2007].....	9
Tabelle 1-3:	Grenzwerte für Boden und Klärschlamm laut § 4 AbfKlärV [Quelle: AbfKlärV, 1992]	14
Tabelle 1-4:	Vergleich der Emissionsgrenzwerte für die thermische Behandlung mit und ohne Einsatz von Klärschlamm als Brennstoff [Quellen: 13. BImSchV, 2004; 17. BImSchV, 2003; LfU Baden-Württemberg, 2003; MUNLV NRW, 2005]	24
Tabelle 1-5:	Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV und die Bodengrenzwerte der derzeit existierenden AbfKlärV; in mg/kg TS [Quellen: BBodSchV, 1999; AbfKlärV, 1992]	30
Tabelle 2-1:	Detaillierte Darstellung der angewandten Reinigungsverfahren in öffentlichen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz [Quelle: StLA RLP, 2006].....	33
Tabelle 2-2:	Durchschnittliche Beschaffenheit von Primär- und Überschussschlamm [Quelle: Jardin, 2000].....	34
Tabelle 2-3:	Entwicklung der bundesweiten kommunalen Klärschlamm-mengen von 1957 bis 2004 in Mio. t Trockenmasse [Quellen: Köhlhoff, 1996, S. 82; StBA, 2006; BMU, o. J.].....	35
Tabelle 2-4:	Entwicklung der in Rheinland-Pfalz angefallenen Mengen an kommunalem Klärschlamm innerhalb der vergangenen fünf Jahre [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].....	35
Tabelle 2-5:	Konsistenz von Klärschlämmen in Abhängigkeit vom Wassergehalt [Quelle: Witte et al., 2000b].....	36
Tabelle 2-6:	Detaillierte Darstellung der angewandten Vorbehandlungsverfahren in öffentlichen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz [Quelle: StLA RLP, 2006].....	36
Tabelle 2-7:	Übersicht über die stationären Klärschlamm-trocknungsanlagen in Rheinland-Pfalz [Quelle: Hermann und Goldau, 2004].....	38
Tabelle 2-8:	Behandlungsverfahren und Anwendungsbereiche für qualitätsgesicherte Klärschlämme entsprechend ihrer hygienischen Eigenschaften [Quelle: QLA, 2006].....	40
Tabelle 2-9:	Gehalte an anorganischen Schadstoffen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme im Vergleich zur gültigen Klärschlammverordnung, den diskutierten Grenzwertvorschlägen des BMU und ausgewählten Beispielen für	

Gesamtdeutschland; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; BMU, 2006a; SGD Nord/Süd, 2006; DWA, 2005a; BMU, o. J.]	49
Tabelle 2-10: Gehalte an organischen Schadstoffen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme im Vergleich zur gültigen Klärschlammverordnung, den diskutierten Grenzwertvorschlägen des BMU und ausgewählten Beispielen; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; BMU, 2006a; SGD Nord/Süd, 2006; DWA, 2005a; MUNLV NRW, 2004; UBA, 2004]	52
Tabelle 2-11: Landkreise und kreisfreie Städte in Rheinland-Pfalz mit den höchsten, in der Landwirtschaft verwerteten Klärschlamm-mengen im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].....	56
Tabelle 2-12: Detaillierte Darstellung der Entwicklung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Rheinland-Pfalz [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]..	57
Tabelle 2-13: Landkreise und kreisfreie Städte in Rheinland-Pfalz mit den höchsten thermisch behandelten Klärschlamm-mengen im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].....	60
Tabelle 2-14: Brennstoffeinsatz bei der Zementherstellung in Deutschland [Quelle: VDZ, 2006a].....	61
Tabelle 2-15: Einsatz von Sekundärbrennstoffen bei der Zementherstellung in Deutschland [Quelle: VDZ, 2006a].....	62
Tabelle 2-16: Überblick über die derzeit in Betrieb befindlichen Müllheizkraftwerke in Rheinland-Pfalz [Quelle: verändert nach MUFV RLP, 2004].....	64
Tabelle 2-17: Detaillierte Darstellung der Entwicklung der Deponierung von Klärschlamm in Rheinland-Pfalz; Angabe in t TS [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].....	66
Tabelle 2-18: Vergleich der Nähr- und Schadstoffgehalte von landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen in Rheinland-Pfalz mit Baden-Württemberg im Jahr 2001 [Quelle: NBBW, 2005; SGD Nord/Süd, 2006].....	71
Tabelle 4-1: Eigenschaften von Brennstoffen [Quellen: Böhmer et al., 2001 ¹⁾ ; Both und Fehrenbach, 2005 ²⁾ ; Nowak, 1976 ³⁾ ; Urban und Friedel, 2000 ⁴⁾ ; Werther, 2003 ⁵⁾].....	81
Tabelle 4-2: Klärschlamm-entwässerungskosten 1994 [Quelle: Leschber et. al., 1996].....	89
Tabelle 4-3: Erreichbare TS-Gehalte nach einer Entwässerung [Kassner et al., 1996].....	90
Tabelle 4-4: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der einzelnen Trocknungsverfahren [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	102
Tabelle 4-5: Klärschlamm-trocknungskosten 1994 [Quelle: Leschber et al., 1996].....	105
Tabelle 4-6: Klärschlamm-transportkosten 1999 [Quelle: ATV-Arbeitsbericht, 1999].....	110
Tabelle 4-7: Kosten der Monoverbrennung aus [Quelle: Quicker und Faulstich, 2005]...	120
Tabelle 4-8: Kosten der Reststoffentsorgung bei einer thermischen Abfallbehandlung [Quelle: Auksutat, 2000].....	121

Tabelle 4-9:	Kosten der Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen aus [Quelle: Quicker und Faulstich, 2005].....	132
Tabelle 4-10:	Kosten bzw. Erlöse der Reststoffentsorgung bei einer thermischen Abfallbehandlung [Quellen: Auksutat, 2000; Griefse, 2002].....	133
Tabelle 4-11:	Kosten der Klärschlammmitverbrennung in Kohlekraftwerken [Quelle: Quicker und Faulstich, 2005].....	144
Tabelle 5-1:	Bioabfälle, die sich grundsätzlich zur Co-Vergärung mit Klärschlamm eignen [Quelle: Schmelz, 2002].....	157
Tabelle 5-2:	Schadstoffgrenzwerte für Bioabfälle zur Co-Vergärung nach den Vorgaben des „Merkblatt zur Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen“ im Vergleich zu den Grenzwerten der AbfKlärV [Quelle: Schmelz und Reipa, 2005].....	160
Tabelle 5-3:	Kosten der Co-Vergärung im Vergleich zu Kosten von konventionellen Bioabfallbehandlungsverfahren [Quelle: verändert nach Schmelz, 2002].....	160
Tabelle 5-4:	Komponenten der Jahreskosten einer Biogasanlage [Quelle: verändert nach Dohne und Loll, 1996].....	167
Tabelle 5-5:	Mechanische, chemische und thermische Verfahren zur Desintegration von Klärschlamm [Quelle: verändert nach Nickel und Neis, 2005].....	171
Tabelle 5-6:	Entwicklung des weltweiten Düngemittelverbrauchs seit 2001 in Mio. t Nährstoff [Quelle: Industrieverband Agrar, 2006b].....	185
Tabelle 5-7:	Beispiele für derzeit diskutierte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser [Quelle: verändert nach Gethke et al., 2007].....	191
Tabelle 5-8:	Beispiele für derzeit diskutierte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Schlammbehandlung [Quelle: verändert nach Gethke et al., 2007].....	193
Tabelle 5-9:	Beispiele für derzeit diskutierte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammmasche [Quelle: verändert nach Gethke et al., 2007].....	195
Tabelle 5-10:	Kostenmodell für Phostrip-Verfahren, Nachreinigung, P-Rückgewinnung und Solartrocknung des Produkts (Bezugsgröße: Kläranlage mit 45.000 EW und 250 I/E*d inklusive Fremdwasser) im Vergleich zu einer herkömmlichen Simultanfällung [Quelle: Berg und Donnert, 2005].....	197
Tabelle 6-1:	Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Monoverbrennungsanlagen.....	207
Tabelle 6-2:	Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Müllheizkraftwerken.....	210
Tabelle 6-3:	Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Zementwerken.....	213
Tabelle 6-4:	Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Kohlekraftwerken.....	216

Tabelle 6-5,a: Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur thermischen Behandlung, kurzfristig und zukünftig.....	219
Tabelle 6-6 a: Verteilung des landwirtschaftlich und bodenbezogen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig und zukünftig.....	226
Tabelle 8-1: Zusammenstellung verschiedener PFT-Vorgaben in Trinkwasser [Dieter, 2006].....	271
Tabelle 8-2: Zusammenstellung verschiedener PFT-Gehalte in Oberflächengewässern in NRW [Skutlarek et al., 2006].....	276
Tabelle 8-3: Zusammenstellung verschiedener PFT-Gehalte in Trinkwässern in NRW [Skutlarek et al., 2006].....	278

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Entwicklung der Anzahl der Kläranlagen nach dem Reinigungsverfahren in den Jahren 1996 bis 2006 [Quelle: MUFV RLP, 2005; MUFV RLP, 2007].	32
Abbildung 2-2a und 2-2b: Vergleichende Darstellung der Nährstoffgehalte in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	42
Abbildung 2-3a und 2-3b: Vergleichende Darstellung der anorganischen Schadstoffgehalte von Blei, Chrom und Nickel in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	44
Abbildung 2-4a und 2-4b: Vergleichende Darstellung der anorganischen Schadstoffgehalte von Kupfer und Zink in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	44
Abbildung 2-5a und 2-5b: Vergleichende Darstellung der anorganischen Schadstoffgehalte von Cadmium und Quecksilber in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	45
Abbildung 2-6a und 2-6b: Vergleichende Darstellung des organischen Schadstoffgehaltes von AOX in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	46
Abbildung 2-7a und 2-7b: Vergleichende Darstellung der organischen Schadstoffgehalte von PCBs in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	47
Abbildung 2-8a und 2-8b: Vergleichende Darstellung des organischen Schadstoffgehaltes von PCDD/-DF in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	47
Abbildung 2-9: Behandlungs- und Verwertungswege für kommunalen Klärschlamm in Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	53
Abbildung 2-10: Behandlungs- und Verwertungswege für kommunalen Klärschlamm in Rheinland-Pfalz im Jahr 2000 (ohne Zwischenlagerung) [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].	54
Abbildung 2-11: Darstellung der Verteilung der Entsorgungspfade für kommunalen Klärschlamm auf die Landkreise von Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006; eigene Darstellung].	55
Abbildung 2-12: Einsatzbereiche und gesetzliche Grundlagen bei Verwendung von Klärschlämmen im Landschaftsbau [Quelle: eigene Darstellung].	58

Abbildung 2-13: Wege der Klärschlamm Entsorgung in Deutschland im Jahr 2003; Angabe in t TS (Datenbasis: 1,1 Mio. t TS) [Quelle: DWA, 2005a].....	67
Abbildung 2-14: Entwicklung der bundesweiten Entsorgungswege für kommunalen Klärschlamm seit 1991 in Prozent des Gesamtanfalls [Quelle: DWA, 2005a].....	68
Abbildung 2-15: Entwicklung der rheinland-pfälzischen Entsorgungswege für kommunalen Klärschlamm seit 2000 in Prozent des Gesamtanfalls [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006].....	68
Abbildung 2-16: Wege der Klärschlamm Entsorgung in Baden-Württemberg im Jahr 2005 [Quelle: Umweltministerium BW, 2006].....	69
Abbildung 2-17: Entwicklung der Entsorgungswege von kommunalem Klärschlamm in Baden-Württemberg in den Jahren 2000 bis 2005; Mengenangaben in t TS und gerundet [Quelle: Umweltministerium BW, 2005; Umweltministerium BW, 2006; LfU BW, 2004].....	70
Abbildung 4-1: Verfahrensschritte der thermischen Klärschlammbehandlung [Quelle: eigene Darstellung].....	80
Abbildung 4-2: Berechneter unterer Heizwert von Klärschlämmen in Abhängigkeit vom Glühverlust und vom Trockensubstanzgehalt [Quelle: eigene Darstellung].....	82
Abbildung 4-3: Entwässerungsaggregate: a) Dekanter der Firma Huber [Huber, o. J.], b) Kammerfilterpresse der Firma protec [Protec, o. J.], c) Bandfilterpresse der Firma Passavant [Passavant-Geiger, o. J.].....	85
Abbildung 4-4: Verfahrensschema Vererdungsanlage [Ekoplant, o. J.].....	87
Abbildung 4-5: Kostenvergleich verschiedener Entwässerungsverfahren in der Gemeinde Bad Laer [Quelle: verändert nach IBT, 2004].....	89
Abbildung 4-6: Wärme- und Stoffübertragung bei der Klärschlamm Trocknung [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	92
Abbildung 4-7: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Bandtrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	93
Abbildung 4-8: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Centridry-Trocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	94
Abbildung 4-9: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Trommeltrocknungsanlage [ATV-DVWK, 2004].....	95
Abbildung 4-10: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Wirbelschichttrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	96
Abbildung 4-11: Bandtrockner der Firma Binder [Binder, o. J.], Trommeltrockner der Firma Stela [Stela, o. J.].....	96
Abbildung 4-12: Dünnschichttrockner der Firma Anro [Anro, o. J.].....	97
Abbildung 4-13: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Dünnschichttrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	97

Abbildung 4-14: Prinzipielles Verfahrensfließbild einer Scheibentrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004].....	98
Abbildung 4-15: Klärschlamm-trocknung im Klärwerk Nürnberg [Quelle: SE Nürnberg, o. J.].....	99
Abbildung 4-16: Solartrocknungsanlage mit „Wendewolf“ der Firma Ist [Quelle: IST, o. J.].....	99
Abbildung 4-17: Solartrocknungsanlage mit „Wendes Schwein“ der Firma Thermo-System [Quelle: Thermo-System, 2006].....	100
Abbildung 4-18: Rückstände bei Verbrennungsanlagen und deren weitere Entsorgungswege [Quelle: eigene Darstellung].....	112
Abbildung 4-19: Schematische Darstellung der beiden gebräuchlichen Wirbelschichtfeuerungen (Prinzip) [Quelle: Berger und Hein, 2003].....	114
Abbildung 4-20: Ausführungsbeispiel einer Wirbelschichtverbrennung [Quelle: ES+S GmbH, o. J.].....	114
Abbildung 4-21: Schema eines Etagenofens [Quelle: Vosteen Consulting, 2004].....	115
Abbildung 4-22: Schema einer Schlammverbrennungsanlage mittels Etagenofen zur [Quelle: Bayer Industry Services, o. J.].....	115
Abbildung 4-23: Prinzipskizze eines Etagenwirblers [Quelle: Vosteen Consulting, 2004]..	116
Abbildung 4-24: Prinzipskizze der thermischen Klärschlammbehandlung im Klärwerk Steinhäule [Quelle: ZVK Steinhäule, o. J.].....	117
Abbildung 4-25: Prinzipskizze der Vergasung [Quelle: eigene Darstellung].....	123
Abbildung 4-26: Prinzipskizze Müllheizkraftwerk [Quelle: Standardkessel GmbH, o. J.a].	129
Abbildung 4-27: AufstreuVorrichtung zur Klärschlammmitverbrennung in Müllheizkraftwerken [Quelle: Martin GmbH, o. J.].....	130
Abbildung 4-28: Energetische und stoffliche Verwertung bei der Zementherstellung [Quelle: eigene Darstellung].....	135
Abbildung 4-29: Optimale Zementzusammensetzung und stoffliche Zusammensetzung von Klärschlamm und anderen Ersatzrohstoffen [Quelle: Sievert, 2006].....	136
Abbildung 4-30: Zementherstellung [Quelle: Uni Wuppertal, o. J.].....	137
Abbildung 4-31: Prinzipskizze Braunkohlekraftwerk [Standardkessel GmbH, o. J.b].....	141
Abbildung 4-32: Prinzipskizze Kohlemühle [Quelle: GKM AG, 2000a].....	142
Abbildung 4-33: Schnitt durch einen Elektrofilter [Quelle: GKM AG, 2000b].....	145
Abbildung 4-34: Flugaschevermarktung 1997 - 2005 [Quelle: BVK, 2005].....	146
Abbildung 4-35: Prinzipskizze Rauchgasreinigungsanlage des Kohlekraftwerks Altbach-Deizsau [Quelle: EnBW, o. J.].....	148
Abbildung 4-36: Prinzipskizze Biomassekraftwerk [Quelle: Standardkessel GmbH, o. J.c].....	151

Abbildung 5-1:	Verfahrensablauf der Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen mit Verstromung im Blockheizkraftwerk [Quelle: Schmelz, 2003].....	156
Abbildung 5-2:	Biogaserträge der verschiedenen Grund- und Co-Substrate [Quelle: NawaRo kommunal, o. J.].....	163
Abbildung 5-3:	Schema einer landwirtschaftlichen Biogasanlage (Nassfermentation) mit Co-Fermentation [Quelle: Bioenergie, o. J.].....	164
Abbildung 5-4:	Anteile der einzelnen Bundesländer am Gesamtbestand der deutschen Biogasanlagen in Prozent [Quelle: Gronauer et al., 2004].....	165
Abbildung 5-5:	Desintegrationsverfahren [Quelle: verändert nach ATV-Arbeitsbericht, 2003].....	170
Abbildung 5-6:	Prinzipskizze der Pyrolyse [Quelle: eigene Darstellung].....	175
Abbildung 5-7:	Prinzipskizze der katalytischen drucklosen Verölung (KDV) [Quelle: eigene Darstellung].....	178
Abbildung 5-8:	Prinzipskizze der Niederdruckkonvertierung (NTK) [Quelle: eigene Darstellung].....	180
Abbildung 5-9:	Verteilung der weltweiten Phosphatvorräte bezogen auf eine Gesamtmenge der Reserven von 12,3 Mrd. t [Quelle: Die Zeit, 2005; eigene Darstellung].....	184
Abbildung 5-10:	Weltproduktion von Rohphosphat nach Förderländern im Jahr 2002 [Quelle: Wagner, 2005; eigene Darstellung].....	184
Abbildung 5-11:	Entwicklung des Düngemittelabsatzes in Deutschland seit 1999/2000 [Quelle: StBA und BMELV, 2006; eigene Darstellung].....	186
Abbildung 5-12:	Phosphormassenströme und Rückgewinnungspotenziale [bezogen auf den Einsatz bei jeweils einer Verfahrensvariante a), b) oder c)] für eine konventionelle Belebungsanlage mit anaerober Stabilisierung und nachgeschalteter Verbrennung unter durchschnittlichen Zulaufverhältnissen und unter Vernachlässigung von Rückbelastungen und Nebenströmen [Quelle: verändert nach Jardin, 2002].....	188
Abbildung 5-13:	Ablaufschema des Verfahrens zur thermochemischen Behandlung von Klärschlammaschen im Projekt SUSAN [Quelle: SUSAN, o. J.a].....	196
Abbildung 5-14:	Thermochemisches Verfahren zur Aufbereitung von Klärschlammaschen zu einem phosphorhaltigen Rohmaterial für die Düngemittelproduktion mit einem Rohofen (EU-Projekt SUSAN) [Quelle: SUSAN, o. J.b].....	196
Abbildung 6-1:	Lage der Monoverbrennungs- und -vergasungsanlagen in Rheinland-Pfalz und in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung].....	205
Abbildung 6-2:	Lage der Müllheizkraftwerke in Rheinland-Pfalz und in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung].....	209
Abbildung 6-3:	Lage der Zementwerke in Rheinland-Pfalz und in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung].....	212

Abbildung 6-4:	Lage der Kohlekraftwerke in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung].....	215
Abbildung 6-5:	(Mit-)verbrennungspotenzial der Anlagen in Rheinland-Pfalz und in räumlicher Nähe sowie die Verteilung der Klärschlämme aus landwirtschaftlicher Verwertung auf die Anlagen, kurzfristig und zukünftig [Quelle: eigene Darstellung].....	221
Abbildung 6-6:	Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig (Szenario 1) [Quelle: eigene Darstellung].....	223
Abbildung 6-7:	Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, mittelfristig (Szenario 2) [Quelle: eigene Darstellung].....	224
Abbildung 6-8:	Verteilung des bodenbezogen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig (Szenario 3) [Quelle: eigene Darstellung].....	228
Abbildung 6-9:	Verteilung bodenbezogen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, mittelfristig (Szenario 4) [Quelle: eigene Darstellung].....	229
Abbildung 6-10:	(Mit-)verbrennungspotenzial der Anlagen in Rheinland-Pfalz und in räumlicher Nähe sowie die Verteilung der Klärschlämme aus bodenbezogener Verwertung auf die Anlagen, kurzfristig und zukünftig [Quelle: eigene Darstellung].....	230
Abbildung 8-1:	Chemische Formel für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).....	268
Abbildung 8-2:	Darstellung der möglichen Quellen und Verteilungswege von PFT-Verbindungen in den wichtigsten Umweltkompartimenten und Komponenten der Siedlungsentwässerung; 1: NRW: illegale Ausbringung eines Düngers im Hochsauerlandkreis; 2. BAY: Industrielle Quelle (Industriepark Gendorf).....	272

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Vorgehensweise

Klärschlamm fällt als Produkt der kommunalen (und industriellen) Abwasserreinigung kontinuierlich an. Er kann nicht vermieden werden und ist daher fachgerecht sowie gemäß den gesetzlichen Vorgaben zu behandeln, zu verwerten oder zu beseitigen.

Die umweltgerechte Behandlung und Entsorgung von kommunalen Klärschlämmen stellt eine der zentralen Herausforderungen der Abwasser- und Abfallentsorgung dar. In den vergangenen Jahrzehnten gehörte neben der **stofflichen Verwertung in der Landwirtschaft** die Deponierung des stabilisierten und entwässerten Schlamms zu den wichtigsten Entsorgungsmethoden. Andere Verfahren, wie die thermische Klärschlammbehandlung, spielten dagegen nur eine untergeordnete Rolle.

Seit **Umsetzung der Abfallablagereverordnung/TA Siedlungsabfall** Mitte Juni 2005 scheidet die direkte **Deponierung** von Klärschlamm als Entsorgungspfad aus, da nur noch Stoffe abgelagert werden dürfen, die einen Glühverlust $< 5\%$ aufweisen. Um diese Vorgabe zu erfüllen, muss Klärschlamm einer vorherigen **thermischen Behandlung** unterzogen werden.

Aufgrund der darin enthaltenen Nährstoffe ist Klärschlamm in Rheinland-Pfalz, wie auch in vielen anderen Ländern, ein wichtiges Düngemittel. Durch die bodenbezogene Nutzung gelangen neben Nährstoffen und toxikologisch unbedenklichen Stoffen auch die unterschiedlichsten **anorganischen und organischen Schadstoffe** in den Boden. Diese sind in ihrer Wirkung auf den Boden und die Nahrungskette teilweise bisher kaum untersucht worden. Die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm als Düngesubstitut ist wegen dieser Schadstoffproblematik in die Kritik geraten und wird seit längerer Zeit kontrovers diskutiert. Einige Bundesländer, wie beispielsweise Bayern und Baden-Württemberg, haben sich deshalb schon jetzt für einen kompletten Ausstieg aus der bodenbezogenen Verwertung entschieden. Mit der **Novellierung der Klärschlammverordnung** sollen demnächst bundesweit die Schadstoffgrenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalen Klärschlämmen verschärft werden. Nach derzeitigem Kenntnisstand wird die Ausbringung hochwertigen Klärschlammes aber weiterhin möglich bleiben.

Vor diesem Hintergrund möchte das Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (MUFV) frühzeitig ein **Konzept für eine zukunftsfähige und umweltgerechte Klärschlammentsorgung** entwickeln, welches vor allem mögliche Alternativen zur landwirtschaftlichen Verwertung aufzeigen soll. An diesem Punkt setzt die vorliegende Studie an. Aufbauend auf einer umfangreichen Literaturrecherche, die schwerpunktmäßig die thermische Klärschlammbehandlung erfasst, sollen die gegenwärtigen und zukünftigen Klärschlammentsorgungsmöglichkeiten beschrieben werden.

Dazu wird in **Kapitel 1** die augenblickliche **politische und rechtliche Situation der Klärschlammentsorgung** auf europäischer und nationaler Ebene erläutert. Es wird auf die derzeitigen Entwicklungen hinsichtlich der Novellierung der EU-Klärschlammrichtlinie und der deutschen Klärschlammverordnung eingegangen und die existierenden gesetzlichen Regelungen in Deutschland beschrieben.

Um sich einen Überblick über den Stand der Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz zu verschaffen, wurde in **Kapitel 2** in einer grundlegenden **Bestandsanalyse** untersucht, wie sich die Entsorgungssituation für kommunalen Klärschlamm aus Kläranlagen in Rheinland-Pfalz gegenwärtig darstellt und wie sie sich über die letzten fünf Jahre hinweg entwickelt hat. Dabei wurde schwerpunktmäßig der Anfall an kommunalen Klärschlämmen und deren Zusammensetzung betrachtet. Als Datengrundlage dienten im Wesentlichen die Erfassungsbögen und statistischen Daten der beiden Struktur- und Genehmigungsdirektionen Nord und Süd, die für die Studie zur Verfügung gestellt wurden.

Anhand der aktuell verfügbaren Daten wurde auf Ebene der Landkreise bzw. kreisfreien Städte neben der Entwicklung der anfallenden Mengen und Zusammensetzungen auch die Entwicklung der einzelnen Entsorgungswege ermittelt und aufgezeigt. Die Entsorgungswege wurden insbesondere aufgeschlüsselt in:

- landwirtschaftliche Verwertung,
- sonstige stoffliche Verwertung (z. B. Landschaftsbau, Rekultivierung),
- thermische Behandlung (Mono- und Mitverbrennung) und
- Deponierung (bis Mitte 2005).

Zu Vergleichszwecken wurden im Laufe der Ausarbeitung aktuell verfügbare Zahlen für die Bundesrepublik Deutschland und für das an Rheinland-Pfalz angrenzende, benachbarte Bundesland Baden-Württemberg herangezogen. Außerdem wurden zukünftige Entwicklungen zu anfallenden Klärschlamm Mengen und deren -zusammensetzungen formuliert.

Um den Zusammenhang der einzelnen Entsorgungswege zu verdeutlichen, werden in **Kapitel 3** die Organisationsstrukturen der Klärschlamm Entsorgung erläutert. Dabei wird besonders die Rolle der Dienstleistungsbetriebe dargelegt, die bei der Vermarktung der anfallenden Schlämme als Zwischenhändler zwischen dem Kläranlagenbetreiber und den Entsorgungs- bzw. Behandlungsunternehmen (z. B. thermische Behandlungsanlagen) angesiedelt sind. Sie stellen damit einen entscheidenden Einflussfaktor bei der regionalen und überregionalen Verteilung der Klärschlamm Mengen dar.

Kapitel 4 der Studie widmet sich ausschließlich der **thermischen Behandlung von Klärschlamm**. Dabei werden neben den notwendigen Vorbehandlungsverfahren (Entwässerung, Trocknung), Lagerung und Transport schwerpunktmäßig die thermischen Behandlungsverfahren der Mono- und Mitverbrennung sowie Sonderverfahren nach ökonomischen, rechtlichen und technischen Kriterien beurteilt.

Nach dem gleichen Untersuchungsprinzip werden in **Kapitel 5** auch **innovative Ansätze in der Klärschlamm Entsorgung** recherchiert. Hier stehen vor allem neue Verfahren oder Verfahrenskombinationen zur Vorbehandlung und weitergehenden Entsorgung im Blickpunkt, die sich noch in kleinerem Maßstab in der Erprobung befinden und noch nicht großtechnisch umgesetzt werden. Darüber hinaus wird an dieser Stelle der Studie die **Rückgewinnung des Nährstoffs Phosphor** aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlamm asche in die Untersuchung mit einbezogen.

Kapitel 6 skizziert **Entsorgungsszenarien**, die beim Wegfall der landwirtschaftlichen und landschaftsbaulichen Verwertung möglicherweise eintreten **könnten**. Als Basis für die Szenarien dienen insbesondere eine selbst durchgeführte **Marktanalyse** und die in der Studie gewonnenen Erkenntnisse.

Innerhalb der Marktanalyse werden insbesondere folgende Punkte betrachtet, die durch eine Befragung von Anlagenbetreibern in Rheinland-Pfalz und in benachbarten Bundesländern recherchiert wurden:

- gesetzliche und betriebsinterne Anforderungen an den Klärschlamm als Inputmaterial,
- standortbezogene technische Anforderungen an die Behandlungsanlagen,
- kurz-, mittel- und langfristig verfügbare Kapazitäten zur Klärschlammbehandlung,
- Annahmepreise und Kosten der thermischen Behandlung (inklusive Entsorgungskosten der dabei anfallenden Outputmaterialien) und
- Einschätzungen der zukünftigen Marktentwicklung.

Als Ergebnis sollen sich bei der Marktanalyse regionale Verwertungspotenziale und Tendenzen für zukünftig mögliche Entsorgungslösungen des in Rheinland-Pfalz anfallenden kommunalen Klärschlammes abzeichnen, welche als Basis für die Entsorgungsszenarien genutzt werden.

Ausgangspunkte für die vier erarbeiteten Entsorgungsszenarien sind folgende Annahmen:

1. Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen ist grundsätzlich nicht mehr möglich.
2. Die gesamte bodenbezogene Klärschlammverwertung, z. B. neben dem Einsatz in der Landwirtschaft auch der Einsatz im Landschaftsbau, kann nicht mehr vollzogen werden.

Für jede dieser Annahmen wurden daraufhin zwei Szenarien entwickelt:

1. Der Wegfall erfolgt kurzfristig (z. B. innerhalb eines Jahres).
2. Der Wegfall erfolgt mittel- bis langfristig erst in einigen Jahren (z. B. innerhalb von 5 bis 10 Jahren).

Die sich daraus ergebenden vier Entsorgungsszenarien zeigen, welche Landkreise bzw. kreisfreien Städte, die eine große in der Landwirtschaft bzw. bodenbezogen verwertete Klärschlammmenge aufweisen, von den fiktiven Annahmen besonders betroffen wären. Die Szenarien enthalten darüber hinaus alternative Verwertungsmöglichkeiten in und außerhalb von Rheinland-Pfalz, die sich insbesondere auf die thermischen Behandlungsanlagen konzentrieren.

In einem abschließenden **Gesamtfazit** werden die bei der Studie gewonnenen Erkenntnisse zusammengefasst und Schlussfolgerungen formuliert.

1.2 Rechtliche und politische Rahmenbedingungen

Die rechtlichen Rahmenbedingungen der Klärschlamm Entsorgung sind, wegen der Schnittstelle zwischen Abwasserentsorgung und Abfallwirtschaft, als sehr weitreichend zu bezeichnen. Im Rahmen dieses Kapitels sollen lediglich **die wichtigsten, für den Untersuchungsrahmen notwendigen und** in der vorliegenden Studie **verwendeten** rechtlichen Regelungen näher vorgestellt und ihr Bezug zur Klärschlamm Entsorgung aufgezeigt werden. Zusätzlich werden auch die aktuellen politischen Entwicklungen in die Betrachtung einbezogen.

1.2.1 Europäische Ebene

Auf europäischer Ebene spielen hinsichtlich der Klärschlamm Entsorgung insbesondere folgende Richtlinien eine tragende Rolle:

- die EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG),
- die EG-Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG),
- die EG-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG) und
- die EG-Abfallrahmenrichtlinie (2006/12/EG).

Durch die Umsetzung der **EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser** wurde innerhalb der Gemeinschaft ein Ausbau der Abwasserbehandlungskapazitäten bewirkt, der allerdings auch mit einem erheblichen Anstieg der zu entsorgenden Klärschlamm mengen einher ging.

Die EG-Abwasserrichtlinie setzte fest, dass EU-weit bis spätestens Ende des Jahres 2005 alle Kommunen mit mehr als 2.000 Einwohnern (Einwohneräquivalente) mit einer Abwasser einleitung in Binnengewässer und von mehr als 10.000 Einwohnern (Einwohneräquivalente) mit einer Abwassereinleitung in Küstengewässer, mindestens zweistufige Verfahren zur Abwasserbehandlung einsetzen müssen [Bannick et al., 2002, S. 9].

Die Klärschlammrichtlinie der EG (**Richtlinie des Rates vom 12.06.1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft**) verfolgt das Ziel, die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft so zu reglementieren, dass schädliche Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tier und Mensch verhindert werden und gleichzeitig eine einwandfreie Verwendung von Klärschlamm gefördert wird [vgl. Art. 1 der Richtlinie 86/278/EWG]. Die EG-Klärschlammrichtlinie ist eine Sonderregelung des europäischen Abfallrechts, die keinen eigenen Abfallbegriff definiert, sondern sich am Abfallbegriff der **EG-Abfallrahmenrichtlinie** orientiert. Das Regelwerk ergänzt somit die Abfallrahmenrichtlinie.

Die Klärschlammrichtlinie kann als der erste Rechtsakt der EG zum Bodenschutz bezeichnet werden. Die Richtlinie beabsichtigt, durch strenge Vorsorgemaßnahmen, die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in ökologisch unbedenklicher Weise zu ermöglichen. Die Umsetzung der EG-Klärschlammrichtlinie in Deutschland erfolgte mit fast dreijähriger Verspä-

tung im Jahr 1992 durch eine neue Klärschlammverordnung. Diese geht über die Gemeinschaftsrichtlinie hinaus, indem auch die Belastung mit organischen Schadstoffen aufgegriffen wird.

Der umweltgerechte Umgang mit Schlämmen aus der Abwasserreinigung ist seit geraumer Zeit ein großer Diskussionspunkt. Auf europäischer Ebene gab es bezüglich der Novellierung der Klärschlammrichtlinie aus dem Jahr 1986 bisher lediglich Arbeitsunterlagen zum Thema „Schlämme“, die als verschiedene Entwürfe veröffentlicht wurden. Diese enthalten auch Grenzwertvorschläge für die im Klärschlamm vorkommenden Schadstoffe (siehe Tabelle 1-1 und Tabelle 1-2).

Die Europäische Kommission (Generaldirektion Umwelt) äußerte im Jahr 2001 die Absicht, offizielle Richtlinienentwürfe für eine Novelle der EG-Klärschlammrichtlinie von 1986 sowie für eine neue EG-Bioabfallrichtlinie vorzulegen. Diese Arbeiten hatte sie unterbrochen, um zunächst ein Strategiepapier zum Bodenschutz fertig zu stellen, in dessen Rahmen auch die Entwürfe für die vorher genannten Richtlinien vorgelegt werden sollen. In der Folge hat die Kommission im Rahmen der Strategie für Abfallvermeidung und -recycling angekündigt, im Jahr 2007 einen Vorschlag für die Novellierung der Klärschlammrichtlinie vorzulegen. In einem ersten Schritt wurden die Mitgliedstaaten um einen Bericht zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung gebeten. Zur Überarbeitung der Klärschlammrichtlinie wird die Kommission demnächst ihre orientierenden Besprechungen beginnen [BMU, 2007].

Die **Richtlinie der EG über die Verbrennung von Abfällen** (EG-Verbrennungsrichtlinie) ist Ende 2000 in Kraft getreten. Sie ist insbesondere für die thermische Klärschlammbehandlung von Bedeutung, da auf ihrer Grundlage die Neugestaltung der 17. BImSchV erfolgte. Ziel der Richtlinie ist es, die Umweltbelastungen durch die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen zu vermeiden oder zu minimieren [MUNLV NRW, 2005]. Sie definiert die Begriffe der Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlage und gibt Emissionsgrenzwerte sowie technische Anforderungen an die Anlagen vor. Die Richtlinie lässt die bis dahin praktizierte Mischungsrechnung nur noch in bestimmten Anwendungsfällen zu. Neu ist, dass für die Mitverbrennung von Abfällen in Zementwerken und Feuerungsanlagen dieselben Emissionsgrenzwerte für Schwermetalle, Dioxine und Furane gelten, wie bei Verbrennungsanlagen [MUNLV NRW, 2005]. Die Mischungsrechnung findet in diesem Fall keine Anwendung mehr.

1.2.2 Nationale Ebene

Ungeachtet der Entwicklungen auf der europäischen Ebene wird in Deutschland die Neufassung der Klärschlammverordnung aus dem Jahr 1992 diskutiert. Ende 2006 wurde der Fachöffentlichkeit im Rahmen einer Fachtagung ein **Eckpunktepapier des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)** vorgestellt, welches Grenzwertvorschläge für Schwermetalle und organische Schadstoffe enthält. Auf Basis dieses fachlichen Austauschs soll ein Referentenentwurf zur Novellierung der Klärschlammverordnung erarbeitet werden, der dann zur Anhörung gelangen soll.

Das Eckpunktepapier enthält insbesondere folgende Kernaussagen:

- Festhalten an dem Ziel, dass es langfristig zu keiner wesentlichen Schadstoffanreicherung in Böden kommen darf; schrittweise Umsetzung durch Anpassung an den Stand der Technik,
- Verschärfung der derzeit geltenden Grenzwerte der Klärschlammverordnung, die aber über den Schwellenwerten des Düngemittelkonzepts „Gute Qualität und sichere Erträge“ liegen (siehe Tabelle 1-1 und Tabelle 1-2),
- Einführung neuer Parameter für organische Schadstoffe,
- kritische und permanente Überwachung der Schadstoffgehalte,
- mögliche Erweiterung des Anwendungsbereichs der Klärschlammverordnung auf Flächen außerhalb der Landwirtschaft und auf den Gartenbau,
- Herausstellen der besonderen Bedeutung des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors und seiner zukünftigen Rückgewinnung,
- Möglichkeit für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen an einer anerkannten Gütesicherung teilzunehmen,
- Harmonisierung der Bodengrenzwerte für Schwermetalle mit der Bundes-Bodenschutzverordnung und der Bioabfallverordnung,
- Prüfung der Einführung von Anforderungen an die Materialhygiene oder erweiterte Auflagen an die Einarbeitung bzw. Anbaubeschränkungen.

Das Eckpunktepapier des BMU ist in der Fachwelt kontrovers diskutiert worden. Das zentrale Thema, und auch der häufigste Kritikpunkt, sind die Grenzwertvorschläge des BMU, die in Tabelle 1-1 für anorganische Schadstoffe und in Tabelle 1-2 für die organischen Schadstoffe dargestellt werden.

Tabelle 1-1 zeigt zunächst zwei der derzeit existierenden Vorgaben für Grenzwerte bzw. Anforderungen bezüglich anorganischer Schadstoffe bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen: die Grenzwerte der Klärschlammverordnung aus dem Jahr 1992 und die Anforderungen des 2003 umgesetzten **QLA-Gütesiegels** (siehe schraffierte Zeilen). Beide Vorgaben sind hinsichtlich der Schärfe der Grenzwerte sehr unterschiedlich. Die der Klärschlammverordnung liegen teilweise um das 4,5-fache über denen des QLA-Gütesiegels.

Das QLA-Gütesiegel ist ein von der DWA und der VDLUFA entwickeltes Zertifizierungs- bzw. Qualitätssicherungssystem für Klärschlämme, das strenge Anforderungen an die Gehalte an anorganische und organische Schadstoffe stellt. Die Teilnahme an der Zertifizierung ist freiwillig und bundesweit für Betreiber von Kläranlagen zugänglich. Gegenwärtig findet eine QLA-Zertifizierung vor allem in den nördlichen Bundesländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen statt. Weitere Informationen zum QLA-Gütesiegel finden sich auch in Kapitel 2.3.4.

Tabelle 1-1: Vorschläge für neue Grenzwerte für anorganische Schadstoffe hinsichtlich der Novellierung der Klärschlammverordnung im Vergleich zu derzeit existierenden Vorgaben; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; QLA, 2006; Europäische Kommission, 2000; BMU und BMVEL, 2002; BMU, 2006a; EUWID Wasser Abwasser, Nrn. 5/2007 und 6/2007; BMU, o. J.]

	[mg/kg TS]	Pb	Cd	Cr	Ni	Hg	Cu	Zn
Existierende Vorgaben	AbfKlärV (1992)	900	10	900	200	8	800	2.500
	QLA ¹⁾ -Gütesiegel (DWA+VDLUFA; 2003)	200	2,5	200	80	2,0	550	1.400
Vorschläge bis zum Eckpunktepapier des BMU 2006	Vorschlag „Arbeitsunterlage Schlämme“ der EU (3. Entwurf [2000]; mittelfristige Werte bis 2015; in Klammern langfristige Werte bis 2025)	500 (200)	5 (2)	800 (600)	200 (100)	5 (2)	800 (600)	2.000 (1.500)
	Vorschlag BMU/BMVEL Konzept „Gute Qualität und sichere Erträge“ (2002), Bodenart „Lehm“	60	0,9	45	45	0,5	70	390
	Vorschlag BMU (2006)	100	2	80	60	1,4	(600)	(1.500)
Reaktionen auf das Eckpunktepapier des BMU	Vorschlag BQSD (2007) ²⁾	500	5	600	200	5	800	2.000
	Vorschlag DWA (2007) ³⁾	300	3	250	100	2,5	600	1.500
	Qualitäten der in Deutschland landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme (Mittelwerte, Bezugsjahr 2003)	48	1,1	42	27	0,7	305	746

¹⁾ Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung

²⁾ Bundes-Qualitätsgemeinschaft Sero-Dünger

³⁾ Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall

Die vom BMU in seinem Eckpunktepapier veröffentlichten Grenzwertvorschläge sind in Tabelle 1-1 aufgeführt. Sie würden eine deutliche Verschärfung der Klärschlammverordnung darstellen, aber die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung unter strengen Grenzwerten weiter ermöglichen. Bei vielen Grenzwerten (z. B. Kupfer und Zink) steht noch nicht abschließend fest, ob und in welcher Größenordnung Änderungen vorgenommen werden. Aus diesem Grund sind diese Werte in Klammern gesetzt.

Es sind mittlerweile zahlreiche Stellungnahmen eingegangen, die das Eckpunktepapier und insbesondere die darin vorgeschlagenen Grenzwerte kritisch hinterfragen. Einige Verbände haben sogar eigene Grenzwertvorschläge erarbeitet. Beispielfolgendermaßen werden in Tabelle 1-1 die Vorschläge des BQSD (Bundes-Qualitätsgemeinschaft Sero-Dünger) und der DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) vorgestellt, die deutlich über den Vorschlägen des BMU liegen. Die BQSD spricht sich für eine weniger starke Verschärfung der Grenzwerte aus, um z. B. Qualitätssicherungssystemen die Möglichkeit zu geben, sich von den gesetzlichen Vorgaben abzusetzen. Zudem hält der Verband die Grenzwerte für fachlich nicht nachvollziehbar und kritisiert vor allem den Verzicht des integralen Ansatzes für alle Düngemittel [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 5/2007]. Gleiches wird von der DWA beanstandet. Außerdem könnten nach Untersuchungen der DWA [Reifenstuhl, 2007], bei Betrachtung der Mittelwerte, über die Hälfte der deutschen Kläranlagen (51,4%) die neuen Anforderungen nicht einhalten. Bei Einbeziehung der Maximalwerte sind es sogar 62,2% aller Anlagen. Aus diesem Grund drängt die DWA auch darauf, ggf. eine Regelung analog zu § 4 der Bioabfallverordnung zu verankern, die Grenzwertüberschreitungen in einem gewissen Ausmaß abfangen kann.

Zum Vergleich werden in Tabelle 1-1 auch aktuelle Daten aus [BMU, o. J.] aufgeführt, die das Niveau der anorganischen Schadstoffe in deutschen Klärschlämmen widerspiegeln (kariert unterlegt). Es handelt sich dabei um Mittelwerte aller landwirtschaftlich verwerteten bundesdeutschen Klärschlämme, die zeigen, dass diese die vorgeschlagenen Grenzwerte des BMU einhalten würden.

Tabelle 1-2 zeigt die Vorschläge des BMU zu den organischen Schadstoffen. Auch hier wurden zunächst wieder beispielhaft die derzeit existierenden Vorgaben in Form der Klärschlammverordnung und des QLA-Gütesiegels aufgelistet. Die Klärschlammverordnung erfasst gegenwärtig lediglich drei organische Schadstoffparameter; das QLA-Gütesiegel immerhin fünf.

Von Seite der EU wurden innerhalb der Arbeitsunterlage „Schlämme“ Vorschläge für Konzentrationsgrenzwerte für organische Verbindungen und Dioxine gemacht. Neben den in Deutschland bereits erfassten organischen Schadstoffen PCB, PCDD/-DF und AOX, enthält das Papier zusätzliche Diskussionswerte zu den Substanzen LAS, DEHP, Nonylphenol und PAK. Nach [Bergs, 2007] würde eine Einführung dieser Werte die Situation der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Deutschland verschärfen.

Tabelle 1-2: Vorschläge für neue Grenzwerte für organische Schadstoffe hinsichtlich der Novellierung der Klärschlammverordnung im Vergleich zu derzeit existierenden Vorgaben; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; QLA, 2006; Europäische Kommission, 2000; BMU, 2006a; Reifenstuhl, 2007]

	[mg/kg TS]	PCB ₆	PCDD/F	AOX	B(a)P bzw. PAK	DEHP	Moschus (Tonalid, Galaxolid)	DBT + MBT
Existierende Vorgaben	AbfKlärV (1992)	0,2 je Kongener	100 ng TE/kg TS	500	---	---	---	---
	QLA ¹⁾ - Gütesiegel (DWA+VDLUFA; 2003)	0,05 je Kongener	100 ng TE/kg TS	400	1 [B(a)P]	60	---	---
Vorschläge bis zum Eck- punktepapier des BMU 2006	Vorschlag „Ar- beitsunterlage Schlämme“ der EU (3. Entwurf [2000])	0,8 ²⁾	100 ng TE/kg TS	500	6 [PAK ₉]	100	---	---
	Vorschlag BMU	0,1 je Kongener	30 ng TE/kg TS	400	1 [B(a)P]	(100)	(15) (10)	(0,6)
Reaktionen auf das Eckpunktepapier des BMU	Vorschlag DWA (2007) ⁴⁾	0,1 je Kongener	30 ng TE/kg TS	400	2 [PAK]	100 ³⁾	kein Grenz- wert notwen- dig	kein Grenz- wert not- wendig

¹⁾ Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung

²⁾ Grenzwert für \sum PCB₇

³⁾ Vorsorgewert; Überprüfung bei gesicherter Datenlage

Das Eckpunktepapier des BMU sieht neben den Grenzwerten für die bisher schon erfassten organischen Schadstoffe zusätzliche Parameter vor (siehe Tabelle 1-2). Es handelt sich dabei um:

- die PAK-Verbindung Benzo(a)pyren (B(a)P),
- das Phthalat DEHP,
- die Moschusverbindungen Galaxolid und Tonalid sowie

- die Organozinnverbindungen Monobutylzinn (MBT) und Dibutylzinn (DBT).

Die Diskussionswerte für PCB, PCDD/-DF und AOX unterschreiten die Werte der Klärschlammverordnung sichtbar. Der Wert für B(a)P deckt sich mit dem Grenzwert nach dem QLA-Gütesiegel. Die Einführung von Grenzwerten für DEHP, Tonalid, Galaxolid, MBT und DBT wird vom BMU noch geprüft, weshalb die angegebenen Werte nur vorläufige Daten darstellen.

Von der DWA wurden, als Reaktion auf die im Eckpunktepapier veröffentlichten Diskussionswerte, eigene Vorstellungen hinsichtlich von Konzentrationsgrenzwerten für organische Schadstoffe geäußert. Bezüglich PCB, PCDD/-DF und AOX decken sich die Ansichten des Verbands mit denen des BMU. Ein Grenzwert für B(a)P wird von der DWA generell befürwortet. Diese favorisiert aber die Einführung eines Grenzwertes für die Stoffgruppe der PAK [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 6/2007]. Für die Moschusverbindungen Tonalid und Galaxolid sowie die Organozinnverbindungen MBT und DBT ist nach Meinung der DWA kein Grenzwert notwendig. Für DEHP schlägt die DWA einen Vorsorgewert vor, der nach einer flächendeckenden Untersuchung der Substanz gegebenenfalls korrigiert werden kann.

Inwiefern sich die neuen Grenzwerte für organische Schadstoffe einschränkend auswirken werden, bleibt abzuwarten, da bisher keine flächendeckenden Untersuchungen zu Gehalten in Klärschlämmen vorliegen.

Ergänzend sei an dieser Stelle auf die Schadstoffgruppe der Perfluorierten Tenside (PFT) hingewiesen, die während der Ausarbeitung der vorliegenden Studie zunehmend in den Mittelpunkt des Forschungsinteresses gerückt ist, da sie in verschiedenen deutschen Klärschlämmen nachgewiesen wurde. Neben Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen, wo bereits Untersuchungen durchgeführt worden sind, findet jetzt auch eine Reihe von Messungen in rheinland-pfälzischen Kläranlagen statt. Nähere Informationen zum Thema PFT befinden sich in Kapitel 8.2 im Anhang dieser Studie.

Im Folgenden sollen kurz die derzeit existierenden Rechtsgrundlagen der Klärschlammbehandlung, -verwertung und -entsorgung aufgezeigt werden. Zur besseren Übersicht erfolgt eine Unterteilung in die Rubriken Allgemeines Abfallrecht, Klärschlammverordnung, Düngemittelrecht, Immissionsschutzrecht, Wasserrecht und sonstiges Recht.

1.2.2.1 Allgemeines Abfallrecht

1.2.2.1.1 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) trat 1996 in Kraft und löste damit das Abfallgesetz (AbfG) von 1986 ab. Es ist der Versuch, die deutsche Abfallwirtschaft am Leitbild „Nachhaltiges Wirtschaften“ der Rio-Konferenz von 1992 zu orientieren und die Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen zu fördern [Jäger, 2001]. Mit dem KrW-/AbfG waren zwei grundlegende Änderungen des bisherigen Abfallrechts verbunden: Der erweiterte Abfallbegriff der EG-Abfallrahmenrichtlinie hielt Einzug, was den Anwendungsbereich des Gesetzes vergrößerte und die Entsorgungsverantwortung wurde neu

strukturiert. Dadurch werden jetzt auch Wirtschaftsgüter und Reststoffe erfasst, die vorher nicht unter den Abfallbegriff fielen. Der Kern des Gesetzes ist allerdings die konzeptionelle Neuorientierung der Abfallwirtschaft und die Umstrukturierung der Entsorgungszuständigkeiten, wonach die Entsorgungsverantwortung in erster Linie bei den privaten Abfallerzeugern und -besitzern und damit nicht mehr ausschließlich in der öffentlichen Hand liegt.

Das Gesetz unterscheidet Abfälle zur Verwertung und Abfälle zur Beseitigung. Nach § 4 Abs. 1 Satz 1 KrW-/AbfG sind Abfälle in erster Linie zu vermeiden [KrW-/AbfG, 1994]. Klärschlämme als Rückstände der Abwasserreinigung sind nur in einem geringen Umfang innerhalb der Kläranlageninternen Optimierung zu vermeiden. Die Möglichkeiten der Vermeidung und Verminderung des Schlammanfalls sind daher gegenwärtig als gering einzuschätzen.

Nach § 4 Abs. 1 Satz 2 KrW-/AbfG sind Abfälle in zweiter Linie entweder stofflich zu verwerten oder zur Energiegewinnung (energetische Verwertung) zu nutzen [KrW-/AbfG, 1994]. Bei der stofflichen Verwertung unterscheidet man die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Rohstoffen aus Abfällen sowie die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck. Eine stoffliche Verwertung von Klärschlämmen erfolgt überwiegend in der Landwirtschaft, dem Landschaftsbau und zu Rekultivierungszwecken. Für alle genannten Verwertungsformen existieren verschiedene weitergehende gesetzliche Regelungen.

Der Vorrang der Verwertung nach § 5 Abs. 2 Satz 2 KrW-/AbfG entfällt, wenn die Beseitigung des Abfalls die umweltverträglichere Lösung darstellt (§ 5 Abs. 5 KrW-/AbfG) [KrW-/AbfG, 1994].

Wenn Klärschlämme gemäß KrW-/AbfG als Abfälle zur energetischen Verwertung im Sinne von § 4 Abs. 4 des Gesetzes genutzt werden sollen, müssen sie die typischen Merkmale wie Regelbrennstoffe aufweisen. Das KrW-/AbfG schreibt in § 6 Abs. 2 vor, dass (sofern gesetzlich nicht anders bestimmt) eine energetische Verwertung nur zulässig ist, wenn [vgl. KrW-/AbfG, 1994]:

- der (untere) Heizwert des Abfalls, ohne Vermischung mit anderen Stoffen, mindestens 11.000 kJ/kg beträgt,
- ein Feuerungswirkungsgrad von mindestens 75% erzielt wird,
- entstehende Wärme selbst genutzt oder an Dritte abgegeben wird und
- die im Rahmen der Verwertung anfallenden weiteren Abfälle möglichst ohne weitere Behandlung abgelagert werden können.

Ein zusätzlicher Vorbehandlungsaufwand, um dem Hauptzweck der energetischen Verwertung gerecht zu werden, muss aus energetischer Sicht angemessen sein, da sonst keine Wertschöpfung stattfindet.

Da Klärschlamm ein eher schlechter Brennstoff ist (siehe auch Kapitel 4.1), kommt es in der Praxis häufig vor, dass Klärschlämme (insbesondere nach der Schlammfäulung) trotz Entwässerung und Trocknung auf über 90% TS keinen Heizwert von größer 11 MJ/kg erreichen.

Die Nutzung von Klärschlamm als Sekundärbrennstoff zur Energiegewinnung, also für Verbrennungs- und Mitverbrennungszwecke, regelt als materielles Recht die 17. BImSchV (siehe Kapitel 1.2.2.4.3).

§ 8 KrW-/AbfG knüpft die Verbindung vom Abfallrecht zum Düngemittelrecht. Auf seiner Grundlage können durch Rechtsverordnung Anforderungen an die Kreislaufwirtschaft im Bereich der landwirtschaftlichen Düngung festgelegt werden [Härtel, 2002, S. 106]. Damit soll eine ordnungsgemäße und schadlose Verwertung sichergestellt werden.

Das KrW-/AbfG trifft auch Aussagen über die Zulassung von Abfallentsorgungsanlagen. Nach § 27 Abs. 1 KrW-/AbfG ist das Behandeln, Lagern und Ablagern von Abfällen zur Beseitigung nur in dafür zugelassenen Anlagen gestattet [KrW-/AbfG, 1994]. Die Genehmigungspflicht von Abfallentsorgungsanlagen mit Ausnahme von Deponien richtet sich nach dem Immissionsschutzrecht.

1.2.2.1.2 Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi)

Während die Zukunft der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen von der Klärschlammverordnung und deren Neugestaltung abhängt, sind die sonstigen Entsorgungsmöglichkeiten maßgeblich von der im Juni 2005 umgesetzten Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall beeinflusst worden, die eine Ablagerung unbehandelter biologisch abbaubarer sowie organikhaltiger Siedlungsabfälle auf Deponien nicht mehr zulässt.

Ende der 80-er Jahre standen wachsende Abfallmengen immer geringeren Entsorgungskapazitäten gegenüber. Die Akzeptanz der Bevölkerung für den Bau von Entsorgungsanlagen war jedoch gleichzeitig gering. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen auf Deponien mit unzureichender Abdichtung zu Verunreinigungen von Böden, Grund- und Oberflächenwasser sowie zur Emittierung von klimaschädlichem Deponiegas geführt hatte.

Aus diesem Grund wurde 1993 vom Bundesrat die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) verabschiedet. Ziel dieser Verwaltungsvorschrift war es, die Ablagerung von unbehandelten Abfällen auf Deponien zu beenden und eine einheitliche, umweltverträgliche und langfristig sichere Entsorgung von Siedlungsabfällen sicherzustellen [Radde, 2006]. Durch die Festlegung von strengen Deponiezuordnungskriterien kamen eigentlich nur noch thermische Verfahren als Vorbehandlung für eine Ablagerung in Frage, während mechanisch-biologische Verfahren ausgeschlossen wurden. Die TA Siedlungsabfall sah außerdem einen 12-jährigen Ausnahmetatbestand zur Weiterführung der Ablagerung von unbehandelten Abfällen vor, von dem rege Gebrauch gemacht wurde. Um die umweltpolitischen Zielsetzungen der TA Siedlungsabfall und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes nicht zu gefährden, wurde in einem zweiten Schritt die Abfallablagerungsverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.1.3) erlassen.

Mit der Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall am 1. Juni 2005 ist die Ablagerung von unbehandelten Abfällen auf Deponien untersagt. Seither müssen Siedlungsabfälle vorbehandelt werden, damit deren organische Bestandteile vor der Ablagerung bereits mineralisiert sind. Diese Maßnahme soll verhindern, dass aus den Abfällen über längere Zeiträume unkontrolliert Schadstoffe in den Boden, die Luft oder das Wasser entweichen können.

Durch die nun geforderte Vorbehandlung ergeben sich aber Kapazitätsprobleme bei den entsprechenden Anlagen, da etwa fünf Millionen Tonnen Abfälle pro Jahr nicht mehr direkt

auf die Deponien verbracht werden können [Henghuber, 2006]. Zum jetzigen Zeitpunkt kann in einer ersten Bilanz ein Jahr nach der Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall geschlussfolgert werden, dass Müllverbrennungsanlagen (MVA) und mechanisch-biologische Anlagen (MBA) zum Teil bis an die Belastungsgrenzen ausgelastet sind.

Das trifft vor allem die Entsorgung von hausmüllähnlichem Abfall aus Gewerbebetrieben, der bisher kostengünstig auf Deponien verbracht wurde und jetzt gleichfalls einer Vorbehandlung unterzogen werden muss. In diesem Sektor ist für die Entsorgung eine Preissteigerung um das drei- bis vierfache zu verzeichnen [Köhly, 2006]. Durch die Neuplanung bzw. den Bau von zusätzlichen Kapazitäten wird spätestens 2009/2010 aber wieder mit Überkapazitäten gerechnet [Henghuber, 2006].

Durch die Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall darf auch Klärschlamm nicht mehr ohne eine thermische Vorbehandlung auf Deponien verbracht werden. In Rheinland-Pfalz steht die Deponierung von Klärschlämmen allerdings schon seit vielen Jahren als Entsorgungsweg nicht mehr zur Diskussion und kann deshalb vernachlässigt werden (siehe auch Kapitel 2.5.4). Weiterhin hat die volle Auslastung der Müllheizkraftwerke in Folge der TASI dazu geführt, dass Klärschlamm derzeit nur noch in geringerem Umfang in diesen Anlagen mitverbrannt wird (siehe auch Kapitel 2.5.3.3 und 4.3.3).

1.2.2.1.3 Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)

Mit der 2001 verabschiedeten Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) wurde die TA Siedlungsabfall ergänzt und der Weiterentwicklung des Standes der Technik in der Abfallbehandlung Rechnung getragen [Radde, 2006]. Vorbehandlungen mittels mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren wurden in der AbfAbIV unter strengen Randbedingungen zugelassen. Da die AbfAbIV als Rechtsverordnung konzipiert worden ist, werden betroffene Abfallbesitzer und Betreiber von Deponien unmittelbar rechtlich verpflichtet.

Die AbfAbIV lässt über den 1. Juni 2005 hinaus keine Ausnahmen mehr für eine Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen zu. Bereits erteilte Ausnahmen wurden beendet.

1.2.2.2 Klärschlammverordnung (AbfKlärV)

Das wichtigste Regelwerk bezüglich der Klärschlammverwertung in Deutschland ist die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) aus dem Jahr 1992. Sie ist insbesondere für die landwirtschaftliche Verwertung von Bedeutung. Durch die Klärschlammverordnung wurde erstmals ein bundeseinheitlicher Rahmen für die Verwertung von Klärschlämmen geschaffen, um den Eintrag von im Klärschlamm vorhandenen Schadstoffen zu minimieren, Anreicherungen zu vermeiden und den Nutzen von Klärschlamm als Düngemittel in den Vordergrund zu stellen. Die deutsche Klärschlammverordnung ist die Umsetzung der EG-Klärschlammrichtlinie in nationales Recht.

Im Detail enthält die Klärschlammverordnung folgende Regelungen [vgl. Witte et al., 2000a]:

- Konzentrationsbegrenzung von Schwermetallen und anthropogenen organischen Verbindungen im Klärschlamm,

- Festlegung von Schwellenwerten der Bodenbelastung,
- Frachtbegrenzung möglicher Schadstoffkomponenten,
- Nährstoffbegrenzung,
- Begrenzung der Aufbringungsmenge auf 5 t TS/ha in drei Jahren,
- Minimierungsgebot von Schadstoffen,
- Ausschluss von Flächen mit Gefährdungsrisiko,
- Kontrolle und Dokumentation sowie
- Einhaltung der Düngeverordnung.

Der Klärschlammverordnung unterliegen einerseits die Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen, die Klärschlamm für die bodenbezogene Verwertung abgeben oder abgeben wollen und andererseits diejenigen, die Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufbringen wollen (§ 1 Abs. 1 AbfKlärV) [AbfKlärV, 1992].

Die Klärschlammverordnung definiert verschiedene Voraussetzungen für das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden. Nach § 3 Abs. 1 AbfKlärV darf Klärschlamm nur so aufgebracht werden, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird und die Aufbringung nach Art, Menge und Zeit auf den Nährstoffbedarf der Pflanzen unter Berücksichtigung der im Boden verfügbaren Nährstoffe und organischen Substanz sowie der Standort- und Anbaubedingungen ausgerichtet wird [AbfKlärV, 1992]. Um diese Anforderungen zu erfüllen, muss sowohl der Klärschlamm wie auch der Boden in festgelegten Abständen auf bestimmte Parameter untersucht werden (siehe § 3 Abs. 2 bis 10).

Die Klärschlammverordnung regelt auch Aufbringungsverbote und anderweitige Beschränkungen bei der Aufbringung von Klärschlamm (siehe § 4 AbfKlärV). Ein Kernpunkt sind dabei die festgelegten Bodengrenzwerte (§ 4 Abs. 8 und 9 AbfKlärV) und die Klärschlammkonzentrationsgrenzwerte (§ 4 Abs. 10 bis 13) (siehe Tabelle 1-3).

Tabelle 1-3: Grenzwerte für Boden und Klärschlamm laut § 4 AbfKlärV [Quelle: AbfKlärV, 1992]

[mg/kg TM]	Grenzwerte Boden	Grenzwerte Klärschlamm
Schwermetalle:		
Blei	100	900
Cadmium	1,5 (1)	10 (5)
Chrom	100	900
Kupfer	60	800
Nickel	50	200
Quecksilber	1	8
Zink	200 (150)	2.500 (2.000)
Organische Schadstoffe:		
AOX	---	500
PCB ₆	---	0,2 je Kongener
PCDD/-DF (ng TE/kg TM)	---	100

() für leichte Böden mit Tongehalt unter 5% und Böden mit pH-Wert zwischen 5 und 6

Weitere bedeutsame Einschränkungen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, die sich aus § 4 AbfKlärV ergeben, sind [AbfKlärV, 1992]:

- absolute Aufbringungsverbote, wie z. B. von Rohschlamm und industriellem Klärschlamm sowie bei Dauergrünland, Gemüse- und Obstanbauflächen;
- zeitlich beschränkte Aufbringungsverbote, wie z. B. bei Ackerflächen zum Anbau von Feldfutter, Zuckerrüben sowie Silo- und Grünmais;
- Verbote mit Ausnahmemöglichkeit, wie z. B. bei landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden in Naturschutzgebieten, Naturdenkmälern, Nationalparks, geschützten Landschaftsbestandteilen und Böden in den Zonen I und II von Wasserschutzgebieten;
- an die Überschreitung der Bodengrenzwerte bzw. Klärschlammkonzentrationsgrenzwerte geknüpfte Verbote.

Die AbfKlärV hat eine enge Beziehung zum Düngemittelrecht, da Klärschlämme und Klärschlammgemische als Sekundärrohstoffdünger im Sinne des Düngemittelgesetzes (siehe Kapitel 1.2.2.3.1) gelten. Zudem bestimmt § 1 Abs. 2 AbfKlärV, dass die Vorschriften des Düngemittelrechts zusammen mit denen des Abfallrechts nebeneinander Anwendung finden.

1.2.2.3 Düngemittelrecht

Düngemittel sind nach Definition von § 1 Nr. 1 des Düngemittelgesetzes „... Stoffe, die dazu bestimmt sind, unmittelbar oder mittelbar Nutzpflanzen zugeführt zu werden, um ihr Wachstum zu fördern, ihren Ertrag zu erhöhen oder ihre Qualität zu verbessern ...“ [DMG, 1977].

Man unterscheidet in der Praxis generell drei Arten von Düngemitteln:

- Handelsdünger (gewerblich hergestellter Dünger; überwiegend mineralisch),
- Wirtschaftsdünger (im landwirtschaftlichen Betrieb anfallende tierische und pflanzliche Reststoffe, wie z. B. Stallmist, Gülle, Jauche)
- und Sekundärrohstoffdünger (z. B. Abwasser, Klärschlamm, Biokompost).

Das deutsche Düngemittelrecht besteht im Wesentlichen aus dem Düngemittelgesetz (DMG) und seinen Durchführungsverordnungen: z. B. Düngemittelverordnung (DMV) und Düngerverordnung (DüngeV). Auf europäischer Ebene korrespondiert damit die Düngemittelverordnung der EU, welche aber ausschließlich Mineraldünger (mit Ausnahme von Kalkdünger) erfasst [Industrieverband Agrar, 2006a].

1.2.2.3.1 Düngemittelgesetz (DMG)

Regelungen für das in Verkehr bringen von Düngemitteln gibt es in Deutschland schon seit fast 90 Jahren. Das Düngemittelgesetz in seiner heutigen Struktur wurde 1962 geschaffen. Das derzeit aktuelle Düngemittelgesetz beschäftigt sich auf der einen Seite mit der Zulassung von Düngemitteln zum Zweck des in Verkehr bringen und andererseits mit der Anwendung von Düngemitteln. Es gilt für mineralische, organische und organisch mineralische Düngemittel. Nach § 1a DMG dürfen Düngemittel nur „nach guter fachlicher Praxis“ verwen-

det werden, was in der Düngeverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.3.2) zusätzlich konkretisiert wird [DMG, 1977].

Nach § 1a Abs. 2 DMG gehört zur „guten fachlichen Praxis“, dass die Düngung nach Art, Menge und Zeit auf den Bedarf der Pflanzen und des Bodens unter Berücksichtigung der im Boden verfügbaren Nährstoffe und organischen Substanz sowie der Standort- und Anbaubedingungen ausgerichtet wird [DMG, 1977]. Es handelt sich dabei um eine Legaldefinition, die nicht abschließend ist.

Kernpunkt des DMG sind die sog. Düngemitteltypen, die eine Standardisierung von Düngemitteln im Interesse der Landwirtschaft bezwecken und den Aspekt der Umweltverträglichkeit berücksichtigen. Die Zulassung von Düngemitteln wird durch die Düngemittelverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.3.3) konkretisiert, wo alle zugelassenen Düngemitteltypen in einer Liste aufgeführt werden.

Nach § 1 Nr. 2a des Düngemittelgesetzes (DMG) handelt es sich bei Klärschlamm und Klärschlammgemischen um einen Sekundärrohstoffdünger [DMG, 1977]. Der Begriff des Sekundärrohstoffdüngers wurde erst mit der Änderung des DMG im Jahr 1996 eingeführt. Bis zu diesem Zeitpunkt zählte Klärschlamm nicht zu den Düngemitteln und seine Aufbringung in der Landwirtschaft fiel unter das Abfallrecht [Härtel, 2002, S. 85]. Durch die Neufassung des DMG unterliegen Klärschlämme und Klärschlammgemische nun dem Düngemittelrecht und unterliegen nach § 2 Abs. 1 DMG als Sekundärrohstoffdünger der Typenzulassung [Härtel, 2002, S. 128]. Auch § 1 Abs. 2 AbfKlärV bestimmt, dass Abfallrecht und Düngemittelrecht nebeneinander Anwendung finden, wobei die AbfKlärV die schadstoffbezogenen Vorgaben enthält und das DMG eher die nährstoffbezogenen Aspekte thematisiert. Ein weiteres Beispiel für die Verknüpfung der Klärschlammverordnung mit dem Düngemittelrecht ist § 3 Abs. 1 Satz 2 AbfKlärV.

1.2.2.3.2 Düngeverordnung (DüngeV)

Mit der Düngeverordnung wurden in Deutschland erstmals einheitliche Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Ausbringung von Düngemitteln geschaffen und die Nitratrichtlinie der EU in nationales Recht umgesetzt. Die DüngeV konkretisiert den im Düngemittelrecht verwendeten Begriff der „guten fachlichen Praxis“ und gilt für alle landwirtschaftlich genutzten Böden, jedoch nicht für Forstflächen, Haus- und Nutzgärten. Sie ist im Jahr 2006 novelliert worden.

Die DüngeV begründet allgemeine Grundsätze für die Anwendung von Düngemitteln und besondere Grundsätze für die Anwendung von bestimmten Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. Die Regelungen gelten allerdings nach [MLUV Brandenburg, 2006] nur für Düngemittel mit denen wesentliche Nährstoffmengen an Stickstoff und Phosphat aufgebracht werden, oder Düngemittel mit wesentlichen Nährstoffgehalten an Stickstoff und Phosphat in der Trockenmasse.

§ 3 Abs. 1 bis 3 DüngeV enthält Grundsätze für die Düngebedarfsermittlung [vgl. MLUV Brandenburg, 2006; DüngeV, 2006]:

- Die Ermittlung des Düngebedarfs der Kulturen an Stickstoff und Phosphat muss schlagweise¹ bzw. für vergleichbare Bewirtschaftungseinheiten² erfolgen.
- Der Düngebedarf ist grundsätzlich **vor** der Aufbringung von Stickstoff und Phosphat zu ermitteln.
- Es ist der Nachweis zu erbringen, dass die angebaute Kultur einen Nährstoffbedarf hat.
- Die Bedarfsermittlung hat so zu erfolgen, dass ein Gleichgewicht zwischen dem voraussichtlichen Nährstoffbedarf und der Nährstoffversorgung gewährleistet ist. Zur Beurteilung werden dafür die sich aus dem Nährstoffvergleich des Betriebs ergebenden Nährstoffsalden (§§ 5 und 6 DüngeV) herangezogen. Weitere Faktoren, die bei der Ermittlung des Düngebedarfs zu berücksichtigen sind: Ertragsniveau des Standorts, Nährstoffnachlieferung des Bodens, Humusgehalt des Bodens, Anbaubedingungen, über andere Bewirtschaftungsmaßnahmen zugeführte Nährstoffmengen.
- Die Stickstoffgehalte und die Stickstoffnachlieferung aus dem Boden sind für jeden Schlag durch bestimmte Untersuchungen zu ermitteln. Für Phosphor ist die Nährstoffnachlieferung aus dem Boden für jeden Schlag ab 1 Hektar mindestens alle sechs Jahre zu ermitteln.

§ 3 Abs. 4 bis 10 DüngeV enthält grundsätzliche Anwendungsvorschriften [vgl. MLUV Brandenburg, 2006; DüngeV, 2006]:

- Der Aufbringungszeitpunkt und die Menge der eingesetzten Düngemittel sind so zu wählen, dass die Nährstoffe zeitgerecht in einer dem Nährstoffbedarf der Pflanzen entsprechenden Menge zur Verfügung stehen.
- Die Aufbringung ist verboten bei:
 - überschwemmten Böden,
 - wassergesättigten Böden,
 - durchgängig gefrorenen Böden oder
 - durchgängig mit mindestens 5 cm Schnee bedeckten Böden.
- Bei Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsstoffen mit wesentlichen Stickstoff- und Phosphatgehalten ist ein direkter Eintrag bzw. ein Abschwemmen von Nährstoffen in oberirdische Gewässer und auf benachbarte Flächen zu vermeiden. Zu diesem Zweck enthält die DüngeV spezielle Abstandsregelungen. So ordnet § 3 Abs. 6 Nr. 1 beispielsweise an, dass zwischen dem Rand der Ausbringungsfläche und der Böschungsoberkante des jeweiligen oberirdischen Gewässers mindestens 3 m Abstand liegen müssen. Ähnliches definiert Abs. 7 für Ackerflächen mit starker Neigung (> 10%) in Richtung eines Oberflächengewässers innerhalb von 20 m zur Böschungsoberkante. Danach dürfen Düngemittel innerhalb von 10 m nur direkt in den Boden eingebracht werden.

¹ Ein Schlag ist nach DüngeV eine einheitlich bewirtschaftete, räumlich zusammenhängende und mit einer Pflanzenart oder mit Pflanzenarten mit vergleichbaren Nährstoffansprüchen bewachsene oder zur Bestellung vorgesehene Fläche.

² Die Bewirtschaftungseinheit umfasst mehrere Schläge, die vergleichbare Standortverhältnisse aufweisen und einheitlich bewirtschaftet werden.

- Die Ausbringungsgerätschaften müssen den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen (Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen sind technisch festgelegt, praxiserprobt, bewährt und entsprechen den sicherheitstechnischen Anforderungen).

Während die bisherige DüngeV Auflagen und Bedingungen bei der Anwendung über die Stoffgruppenzugehörigkeit definierte, sind diese in der Fassung von 2006 nun von Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffverfügbarkeiten abhängig [Schneichel, 2007]. Damit werden mehr Düngemittel als bisher von den Auflagen erfasst.

Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung hat das zur Folge, dass z. B. mehr Klärschlämme von der Sperrfrist (1. November bis 31. Januar) betroffen sind als bisher. Die Sperrfrist gilt für alle Düngemittel mit wesentlichem Gehalt an verfügbarem Stickstoff, außer Festmist ohne Geflügelkot (§ 4 Abs. 4). Bei Klärschlämmen wird vorwiegend der Gehalt an Ammoniumstickstoff für die Bestimmung herangezogen, da dieser besonders gut pflanzenverfügbar ist [Schneichel, 2007]. Dieser Gehalt ist deshalb für die Düngung von Bedeutung, weil eine Aufbringung von Klärschlämmen mit hohen Gehalten an verfügbaren Pflanzennährstoffen in der kalten Jahreszeit zu einem Nährstoffverlust führen würde, der laut DüngeV vermieden werden soll. Während Flüssigschlämme normalerweise immer von der Sperrfrist betroffen sind, kann bei stark gekalkten Schlämmen, wegen des bereits entwichenen Ammoniumstickstoffs, eine Aufbringung innerhalb der Frist unter Umständen möglich sein [Schneichel, 2007].

Eine Besonderheit der DüngeV ist die Ermittlung des Düngebedarfs durch die Bestimmung der im Boden verfügbaren Nährstoffmengen an Stickstoff und Phosphat und die dadurch bedingte Begrenzung der aufzubringenden Nährstoffmenge. Die Zusammensetzung von Klärschlämmen hinsichtlich ihrer Gehalte an Pflanzennährstoffen (insbesondere Gesamtstickstoff, Ammoniumstickstoff und Phosphat) muss vor deren Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen festgestellt werden (§ 4 Abs. 1 DüngeV) [DüngeV, 2006]. Die Ausbringungsmenge für organisch-mineralische Düngemittel auf Ackerland ist pro Hektar nach § 4 Abs. 5 DüngeV im Herbst auf maximal 40 kg/ha Ammoniumstickstoff und 80 kg/ha Gesamtstickstoff begrenzt [DüngeV, 2006].

Durch den betrieblichen Nährstoffvergleich und die daraus entstehenden Nährstoffbilanzen je Düngejahr³ ergibt sich für jeden Betrieb eine Flächenbilanz, die an die zuständige Stelle weiterzuleiten ist und einer Bewertung unterzogen wird. Wenn der Nährstoffvergleich, bezogen auf den Mittelwert für drei Düngejahre, bestimmte Mengen für Stickstoff (z. B. 90 kg/ha N_{ges.} für die Düngejahre 2006, 2007 und 2008) nicht überschreitet, wird angenommen, dass die Anforderungen an die Düngebedarfsermittlung und die Düngemittelanwendung eingehalten wurden. Ähnliches gilt für Phosphat.

1.2.2.3.3 Düngemittelverordnung (DMV)

Die Düngemittelverordnung konkretisiert die Zulassung von Düngemitteln nach dem Düngemittelgesetz (DMG). Sie regelt das in Verkehr bringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. Seit der Änderung der Verordnung in den 90-er

³ Das Düngejahr umfasst einen Zeitraum von 12 Monaten, auf den sich die Bewirtschaftung des überwiegenden Teils der landwirtschaftlich genutzten Fläche, insbesondere die dazugehörige Düngung, bezieht.

Jahren regelt die DMV auch, welche Anforderungen an Klärschlämme und Bioabfälle in Düngemitteln gestellt werden, damit diese in Verkehr gebracht werden dürfen. Die DMV wurde 2003 umfassend novelliert. Alle zugelassenen Düngemitteltypen werden in einer Liste aufgeführt, die stark gestrafft und neu systematisiert worden ist. Insbesondere die Zahl der organischen Düngemitteltypen und Sekundärrohstoffdünger wurde von bisher 27 auf nur noch einen einzigen Düngemitteltyp zusammengefasst [Schneichel, 2005].

Düngemittel, die Klärschlamm enthalten, müssen einem in der DMV zugelassenen Düngemitteltyp entsprechen und mit einer düngemittelrechtlichen Kennzeichnung versehen sein [DMV, 2003]. Die Typenbezeichnung ist dabei abhängig von den Gehalten an den Nährstoffen Gesamtstickstoff, Gesamtphosphat und Gesamtkaliumoxid, von der Zugabe mineralischer Stoffe und vom Trockenmassegehalt [LfL Bayern, 2006]. Bei der Klärschlammdüngung sind die tatsächlichen Nährstoffgehalte zu berücksichtigen und bei der Nährstoffsaldierung zu verwenden. Mittlere Gehaltsangaben sind nicht ausreichend. Die Anwendung der mit dem Klärschlamm ausgebrachten Nährstoffe unterliegt der Düngeverordnung (Kapitel 1.2.2.3.2).

Die DMV unterscheidet Klärschlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser und Klärschlämme anderer Herkunftsbereiche [Schneichel, 2007]. Damit sind auch Schlämme, Flotate und Fugate aus der Nahrungsmittelindustrie (z. B. Molkereiabwässer aus der betriebseigenen Abwasserbehandlung) als Ausgangsstoffe zugelassen. Nach [Schneichel, 2005] sind auch diese letztgenannten Stoffe Klärschlämme im Sinne der Klärschlammverordnung.

In Tabelle 11 Nr. 46 der Anlage 2 der Düngemittelverordnung werden insbesondere folgende Anforderungen an kommunale Klärschlämme genannt, die über die Regelungen des Abfallrechts hinaus gehen [LEJ NRW, 2006; DMV, 2003]:

- Der Klärschlamm darf nur aus der Behandlung von kommunalem Abwasser stammen.
- Die Mischung von Schlämmen verschiedener Anlagenbetreiber und unterschiedlicher regionaler Herkünfte ist auszuschließen.
- Die Aufbereitung des Klärschlammes darf ausschließlich mit Stoffen erfolgen, die einer notwendigen Behandlung dienen. Bei einer Hygienisierung ist das Hygienisierungsverfahren anzugeben.
- Indirekteinleitungen von Tierkörperbeseitigungsanstalten und Schlachtbetrieben sind nur erlaubt, wenn spezifisches Risikomaterial nicht enthalten ist.
- Rechen-, Sandfanggut und Inhalte von Fettabscheidern dürfen im Klärwerk nicht rückgeführt werden.

Nach § 2 Nr. 3 und § 3 Abs. 1 Nr. 5 DMV müssen Klärschlämme, die als Ausgangsstoffe verwendet werden, die Anforderungen der Klärschlammverordnung bezüglich der stofflichen Zusammensetzung und Behandlung erfüllen [DMV, 2003]. Darüber hinaus werden in der DMV auch weitergehende konkrete Anforderungen an die stoffliche Zusammensetzung der als Ausgangsstoff verwendeten Klärschlämme definiert [LEJ NRW, 2006; DMV, 2003]:

- Fremdstoffe mit einem Siebdurchgang von > 2 mm dürfen einen Anteil von 0,5% in der Trockenmasse nicht überschreiten.
- Steine mit einem Siebdurchgang von > 5 mm dürfen einen Anteil von 5% in der Trockenmasse nicht überschreiten.

- Es dürfen keine Verunreinigungen enthalten sein, die zu Pflanzenschäden oder Verletzungen von Menschen oder Tieren beitragen können.
- Bei einem C : N -Verhältnis von $> 30 : 1$ ist im Rahmen der Hinweise zur sachgerechten Anwendung auf eine mögliche Stickstofffestlegung im Boden oder im Substrat hinzuweisen.
- Das Düngemittel muss so homogenisiert und ggf. zerkleinert sein, dass eine ausreichende Verteilgenauigkeit gewährleistet ist.

Die Regelungen der „alten“ DMV von 1999, können noch bis zum Ende der Übergangsregelung im Dezember 2007 angewendet werden. Danach tritt die 2003 verabschiedete Novelle an ihre Stelle. Gegenwärtig ist eine erneute Änderung der DMV für das Jahr 2007 vorgesehen, zu der ein Arbeitspapier vorliegt [Schneichel, 2007]. Bezüglich der Anforderungen an kommunale Klärschlämme sind weitere Konkretisierungen vorgesehen.

1.2.2.4 Immissionsschutzrecht

1.2.2.4.1 Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG)

Das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) dient nach § 1 Abs. 1 in erster Linie dazu, Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen [BImSchG, 1990].

Gemäß § 4 Abs. 1 BImSchG bedürfen solche Anlagen einer Genehmigung, die in besonderem Maße geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen hervorzurufen oder in anderer Weise die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft zu gefährden, erheblich zu benachteiligen oder erheblich zu belästigen [BImSchG, 1990]. Ortsfeste Abfallentsorgungsanlagen zur Lagerung und Behandlung von Abfällen werden sogar ausdrücklich als genehmigungsbedürftig angegeben.

Die Genehmigungsbedürftigkeit ist vom Erreichen einer bestimmten Anlagengröße oder Durchsatzmenge abhängig. Bei einer Unterschreitung besteht daher die Möglichkeit, dass eine Abfallverwertungsanlage lediglich einer baurechtlichen Genehmigung bedarf. Welches Genehmigungsverfahren bei welchem Anlagentyp bzw. Anlagengröße und Durchsatzmenge Anwendung findet, regelt die 4. BImSchV (siehe Kapitel 1.2.2.4.2).

Nach § 6 Abs. 1 BImSchG sind die in § 5 BImSchG formulierten Betreiberpflichten vom Anlagenbetreiber zu erfüllen, um den Anspruch auf Genehmigung aufrecht zu erhalten [BImSchG, 1990]. Dazu gehören z. B. die Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen, die Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen, die Abfallvermeidung und -verwertung sowie der sparsame und effiziente Einsatz von Energie. Neben den Betreiberpflichten muss der Antragsteller auch die Anforderungen von Rechtsverordnungen erfüllen, welche auf der Grundlage des § 7 BImSchG von der Bundesregierung zur Konkretisierung der Betreiberpflichten erlassen worden sind [Schmidt und Müller, 1999, S. 70 f.]. Dazu gehören beispielsweise die Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe

(17. BImSchV; siehe Kapitel 1.2.2.4.3) und die Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen (13. BImSchV).

1.2.2.4.2 Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV)

Die Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV) regelt abschließend, welche Anlagen einer Genehmigung nach dem Bundesimmissionsschutzrecht bedürfen und welches Genehmigungsverfahren (förmliches Verfahren nach § 10 BImSchG oder vereinfachtes Verfahren nach § 19 BImSchG) zur Anwendung kommt. Die Verordnung bestimmt darüber hinaus auch, auf welche Anlagenteile und Verfahren sich das Genehmigungserfordernis erstreckt (§ 1 Abs. 2 der 4. BImSchV).

Hinsichtlich der Klärschlamm Entsorgung ist die 4. BImSchV einschlägig, wenn es um die genehmigungsrechtliche Zulassung von Klärschlammbehandlungsanlagen geht, die unter das BImSchG fallen [4. BImSchV, 1997]. Sofern ein Genehmigungserfordernis besteht, sind größere Anlagen oder Anlagenteile fast immer nach dem förmlichen Verfahren zuzulassen.

Für die Klärschlamm Entsorgung ist insbesondere der 8. Abschnitt des Anhangs der Verordnung relevant, der auf die Verwertung und Beseitigung von Abfällen und sonstigen Stoffen eingeht. Der Abschnitt bezieht sich sowohl auf thermische Abfallbehandlungsanlagen (Abschnitte 8.1a bis 8.3), wie Müllheizkraftwerke, Biomasseheizkraftwerke und sonstige Anlagen (Abschnitte 8.4 bis 8.11), wie beispielsweise Kompostwerke. Anlagen zur Lagerung und zum Umschlagen von Abfällen behandeln die Abschnitte 8.12 bis 8.15. Für die Klärschlammverwertung ist dort der Abschnitt 8.13 relevant, der sich auf die zeitweilige Lagerung von Schlämmen bezieht.

1.2.2.4.3 Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV)

Die Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV) wurde 2003 grundlegend novelliert, um die Vorgaben der europäischen Abfallverbrennungsrichtlinie (2000/76/EG) in nationales Recht umzusetzen. Sie ist für die thermische Behandlung von Klärschlamm eine entscheidende Größe.

Die 17. BImSchV gilt für Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen, in denen feste, flüssige und gasförmige Abfälle eingesetzt werden und definiert insbesondere Anforderungen (z. B. an Anlieferung, Lagerung, Feuerung, Messung und Überwachung) und Emissionsgrenzwerte (siehe §§ 5 und 5a sowie Anhang II 17. BImSchV) für diese Anlagen. Da die **thermische Klärschlammbehandlung** in fast allen Fällen in Form von Monoverbrennung oder Mitverbrennung stattfindet, sind die Emissionsgrenzwerte für die betroffenen Anlagen relevant, **sobald Klärschlamm** als Sekundärbrennstoff in bestimmten Mengen **eingesetzt wird**.

In § 5 Abs. 1 der 17. BImSchV werden die Emissionsgrenzwerte angegeben, die von Anlagen einzuhalten sind, welche ausschließlich Abfälle als Brennstoffe einsetzen (z. B. Klärschlammmonoverbrennungsanlagen, Müllheizkraftwerke) oder Mitverbrennungsanlagen, die einen bestimmten Anteil der Feuerungswärmeleistung aus Abfallbrennstoffen beziehen (z. B. Zementwerke, Kohlekraftwerke) [17. BImSchV, 2003].

Die Festlegung bzw. Ermittlung von Emissionsgrenzwerten für Mitverbrennungsanlagen wird in Anhang II geregelt. Mit der Neuregelung der 17. BImSchV im Jahr 2003 werden nun an Mitverbrennungsanlagen vergleichbare Anforderungen wie an Verbrennungsanlagen gestellt [MUNLV NRW, 2005]. Die Anwendung der Mischungsrechnung, auf die nach der europäischen Abfallverbrennungsrichtlinie verzichtet werden soll, wird jetzt auf wenige Anwendungsfälle beschränkt.

In Anhang II der 17. BImSchV werden drei Kategorien von Mitverbrennungsanlagen unterschieden [17. BImSchV, 2003]:

- Anlagen zur Herstellung von Zementklinker oder Zementen sowie Anlagen zum Brennen von Kalk,
- Feuerungsanlagen für feste, flüssige und gasförmige Brennstoffe sowie
- sonstige Anlagen.

Für die thermische Behandlung von Klärschlamm sind besonders die Regelungen für Zementwerke und Feuerungsanlagen wesentlich.

Ein Vergleich der Emissionsgrenzwerte zwischen 17. BImSchV und 13. BImSchV ist in Tabelle 1-4, jeweils bezogen auf die unterschiedlichen Möglichkeiten der thermischen Abfallbehandlung, dargestellt. Die Anteile an der Feuerungswärmeleistung beziehen sich auf die Summe der Abfälle, die als Sekundärbrennstoffe genutzt werden. Da Klärschlamm in den meisten Fällen nicht der einzige Sekundärbrennstoff ist, der von den Anlagen eingesetzt wird, liegt dessen Anteil unterhalb der hier angegebenen maximalen Anteile.

Für die Monoverbrennung und Müllheizkraftwerke gelten die nach § 5 der 17. BImSchV festgelegten strengsten Grenzwerte [17. BImSchV, 2003]. Bei der Mitverbrennung werden hinsichtlich der Gültigkeit der Emissionsgrenzwerte zwei Fälle unterschieden: Anlagen, die bis

zu 25% der jeweils gefahrenen Feuerungswärmeleistung einer Verbrennungslinie aus Mitverbrennungsstoffen beziehen und Anlagen, die das mit mehr als 25% tun.

Ein Sonderfall sind Zementwerke, die trotz eines Anteils von Mitverbrennungsstoffen von mehr als 25% nur die geringeren Grenzwerte einhalten müssen. Erst bei Überschreitung eines Anteils von 60% bei den Mitverbrennungsstoffen müssen die strengeren Grenzwerte eingehalten werden, die aber durch Ausnahmeregelungen bei bestimmten Parametern relativiert werden.

Auch für die Mitverbrennung von Abfällen in Kohlekraftwerken gelten, sofern der Anteil der Mitverbrennungsstoffe 25% nicht übersteigt, abweichend die nicht so strengen Anforderungen des Anhangs II, Abschnitt II.2 [17. BImSchV, 2003]. Bei einem Anteil von mehr als 25% würden allerdings auch hier die Grenzwerte des § 5 der 17. BImSchV Anwendung finden.

In der Praxis bewegt sich der Anteil an kommunalen und industriellen Klärschlämmen an der Feuerungswärmeleistung gegenwärtig weit unter den rechtlich möglichen Anteilen für die Mitverbrennung von Abfällen. So liegt er bei Kohlekraftwerken z. B. bei maximal 5% der Feuerungswärmeleistung. Da Klärschlamm in den meisten Anlagen nicht den einzigen Sekundärbrennstoff darstellt, wird der im Regelfall einzuhaltende Anteil von maximal 25% durch andere Abfallbrennstoffe ergänzt. Meistens sind technische Einschränkungen dafür verantwortlich, dass nur ein begrenzter Anteil an Klärschlamm eingesetzt wird (siehe Kapitel 4.3).

Die in Tabelle 1-4 aufgelisteten Emissionsgrenzwerte werden von den betroffenen Anlagen in der Regel ohne Probleme eingehalten.

Tabelle 1-4: Vergleich der Emissionsgrenzwerte für die thermische Behandlung mit und ohne Einsatz von Klärschlamm als Brennstoff [Quellen: 13. BImSchV, 2004; 17. BImSchV, 2003; LfU Baden-Württemberg, 2003; MUNLV NRW, 2005]

	17. BImSchV von 2003			13. BImSchV von 2004
Geltungsbereich	z. B. Monoverbrennungsanlagen, Müllheizkraftwerke, Kohlekraftwerke, Zementwerke	z. B. Zementwerke	z. B. Kohlekraftwerke	z. B. Kohlekraftwerke mit einer Feuerungswärmeleistung > 50 MW
Anteil der Abfälle an der Feuerungswärmeleistung	Abfallanteil an der Feuerungswärmeleistung > 25% (bzw. > 60% bei Zementwerken) ¹⁾	Abfallanteil an der Feuerungswärmeleistung < 25% (bzw. < 60% Zementwerken) ²⁾	Abfallanteil an der Feuerungswärmeleistung < 25% ³⁾	ohne Einsatz von Abfällen nach 17. BImSchV als Brennstoff ³⁾
Emissionsgrenzwerte in mg/m³ (Tagesmittelwerte):				
Gesamtstaub	10 ⁴⁾	20	10 20 ⁹⁾	20 20 - 30 ¹³⁾
Gesamtkohlenstoff	10 ⁵⁾	10 ⁵⁾	10	kein Grenzwert
Chlorwasserstoff	10	10	20 100 ¹⁰⁾	kein Grenzwert
Fluorwasserstoff	1	1	1 10 ¹¹⁾	kein Grenzwert
Schwefeldioxid	50 ⁵⁾	50 ⁵⁾	200 - 1.300 ¹²⁾	200 - 1.200 ¹⁴⁾
Stickstoffdioxid	200 ⁴⁾	500	200 - 500 ¹²⁾	200 - 500 ¹⁴⁾
Kohlenmonoxid	50	< 50 ⁷⁾	150 oder 200 ¹²⁾	150 - 250 ¹⁵⁾
Quecksilber	0,03 ⁵⁾	0,03 ⁵⁾	0,03	0,03
∑ Cd, Tl	0,05 ⁶⁾	0,05 ⁶⁾	0,05 ⁶⁾	kein Grenzwert
∑ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	0,5 ⁶⁾	0,5 ⁶⁾ 0,05 ^{6) 8)}	0,5 ⁶⁾ 0,05 ^{6) 8)}	kein Grenzwert
PCDD/-DF	0,1 ng TE/m ^{3 6)}	0,1 ng TE/m ^{3 6)}	0,1 ng TE/m ^{3 6)}	0,1 ng TE/m ^{3 6)}

¹⁾ Tagesmittelwerte bezogen auf 11 Vol.-% O₂ und Abgas im Normzustand

²⁾ Tagesmittelwerte bezogen auf 10 Vol.-% O₂ und Abgas im Normzustand

³⁾ Tagesmittelwerte bezogen auf 6 Vol.-% O₂ und Abgas im Normzustand

⁴⁾ Mischgrenzwert für Zementwerke auf Antrag des Betreibers möglich

⁵⁾ Ausnahmen bei rohstoffbedingten Emissionen bei Zementwerken möglich

⁶⁾ Mittelwert über die Probenahmezeit

⁷⁾ wird von der Genehmigungsbehörde individuell festgelegt

⁸⁾ ∑ As, Cd, Co, Cr, B(a)P

⁹⁾ für bestehende Anlagen bis Anfang 2010 zulässig

¹⁰⁾ für Wirbelschichtfeuerungsanlagen

¹¹⁾ für bestehende Anlagen mit besonderer Rauchgasentschwefelung

¹²⁾ je nach Feuerungswärmeleistung, Kohleart und Art der Feuerung

¹³⁾ bei Altanlagen je nach Feuerungswärmeleistung

¹⁴⁾ je nach Feuerungswärmeleistung, Kohleart, Art der Feuerung und Alter der Anlage

¹⁵⁾ je nach Feuerungswärmeleistung und Alter der Anlage

Aus Tabelle 1-4 wird ersichtlich, dass bei einem geringen Anteil von Abfällen an der Feuerungswärmeleistung geringere Grenzwerte einzuhalten sind als bei einem hohen Anteil. Bei den Zementwerken ist die Regelung hinsichtlich der möglichen Anteile an der Feuerungswärmeleistung etwas großzügiger gefasst.

Auffällig ist, dass die Kohlekraftwerke, trotz eines möglichen Abfallanteils von bis zu 25% an der Feuerungswärmeleistung, teilweise anspruchlosere Grenzwerte (z. B. bei SO₂, CO) einhalten müssen. Lediglich die Grenzwerte für Schwermetalle sowie Dioxine und Furane sind, unabhängig vom Mitverbrennungsanteil für Abfall, für alle Anlagen gleich.

Im Vergleich zu den Anforderungen, die durch die 13. BImSchV an Kohlekraftwerke gestellt werden, zeigt sich eine annähernde Übereinstimmung mit den Grenzwerten für Kohlekraftwerke nach der 17. BImSchV. Eine Ausnahme bilden die Schwermetalle (ohne Quecksilber) sowie TOC, HCl und HF, für die in der 13. BImSchV zumindest für Kohlekraftwerke keine Grenzwerte vorhanden sind [13. BImSchV, 2004].

1.2.2.4 Technische Anleitung Luft (TA Luft)

Bei der TA Luft handelt es sich um eine allgemeine Verwaltungsvorschrift des Bundes, die sich nicht an den einzelnen Bürger, sondern an die betroffenen Verwaltungsbehörden wendet. Sie konkretisiert die allgemeinen gesetzlichen Anforderungen des Bundesimmissionschutzgesetzes und regelt detailliert, wie emittierende Anlagen zu errichten und zu betreiben sind [Hansmann, 2004, Vorwort]. Die TA Luft soll insbesondere Immissionswerte, Emissionswerte und Verfahren zur Ermittlung der Immissionen und Emissionen festlegen.

Seit dem 1. Oktober 2002 gilt die novellierte und umfangreich geänderte Fassung der TA Luft von 1986. Der wesentliche Anlass für die grundlegende Änderung resultierte aus der IVU-Richtlinie und der Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie (inklusive deren Tochterrichtlinien) der EU. Eine bedeutende Neuerung der TA Luft ist die Ausdehnung der Anwendung auch auf nicht genehmigungsbedürftige Anlagen [Terfort und Winters, 2004].

Die TA Luft gliedert sich im Wesentlichen in einen Teil über „Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen“ (Nr. 4) und einen Teil über „Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen“ (Nr. 5) [TA Luft, 2002]. Der erstgenannte Teil enthält insbesondere Immissionswerte, die den Begriff der „schädlichen Umwelteinwirkung“ konkretisieren sollen und nach ihrer unterschiedlichen Zweckbestimmung (z. B. Schutz der menschlichen Gesundheit, Schutz vor erheblichen Nachteilen) differenziert werden. Die Aussagekraft der Werte ist dabei aber sehr unterschiedlich. Der zweite Teil enthält insbesondere Emissionswerte, die den Begriff des „Standes der Technik“ konkretisieren sollen.

Die TA Luft ist innerhalb der Klärschlammbehandlung insbesondere für die thermische Behandlung relevant. In der Praxis ist sie aber nur von untergeordneter Bedeutung, da sie den spezialgesetzlichen Regelungen der 17. BImSchV (siehe Kapitel 1.2.2.4.3) in Bezug auf die allgemeinen Anforderungen zur Emissionsbegrenzung (5.2) sowie die Messung und Überwachung der Emissionen (5.3) untergeordnet wird [Hansmann, 2004, S. 220]. Die TA Luft ist somit nur einschlägig, wenn es sich um Anlagen handelt, die nicht in den Anwendungsbereich solcher Regelungen fallen. Das ist vor allem bei kleineren Anlagen oder Anlagen mit einem geringen Durchsatz der Fall.

Die TA Luft enthält im Abschnitt „Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen“ (Nr. 5) generell einen separaten Abschnitt (5.4.8 Verwertung und Beseitigung von Abfällen und sonstigen Stoffen), der Sonderregelungen für die Behandlung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen (einschließlich zeitweiliger Lagerung) mittels mechanischen, biologischen und thermischen Anlagen enthält. Sofern es sich dabei allerdings um eine Verbrennungsanlage bzw. bestimmte biologische Abfallbehandlungsanlagen handelt, sind vorrangig die 17. BImSchV bzw. die 30. BImSchV zu beachten [Hansmann, 2004, S. 420].

1.2.2.5 Wasserrecht

1.2.2.5.1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz (LWG)

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) erfasst oberirdische Gewässer, Küstengewässer und das Grundwasser. Es enthält in § 1a Abs. 2 i. V. m. § 34 WHG eine allgemeine Sorgfaltspflicht hinsichtlich Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, um eine Verunreinigung des Wassers oder sonstige nachteilige Veränderungen zu vermeiden [WHG, 2002].

Bei der Aufbringung von Klärschlamm im Rahmen der landwirtschaftlichen Düngung bedarf es keiner wasserrechtlichen Erlaubnis nach § 7 WHG. Solange eine landwirtschaftliche Düngung ordnungsgemäß, d. h. nach guter fachlicher Praxis im Sinn der Düngeverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.3.2) erfolgt, ist sie grundsätzlich als erlaubnisfrei zu betrachten. Diese Regelung wird durch § 25 Abs. 1 Nr. 3 LWG Rheinland-Pfalz untermauert, wo die landwirtschaftliche Düngung von den Benutzungstatbeständen ausgenommen wird, wenn keine wesentliche Beeinträchtigung der Gewässer zu besorgen ist. Die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen unterliegt generell der AbfKlärV.

Konkreten Bezug auf Klärschlamm nimmt das WHG in § 18a, wo in Abs. 1 bestimmt wird, dass das Entwässern von Klärschlamm ein Bestandteil der Abwasserbeseitigung ist [WHG, 2002]. Die Abwasserbeseitigung hat wiederum so zu erfolgen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Darüber hinaus begründet § 18a WHG i. V. m. § 52 LWG Rheinland-Pfalz die Pflicht zur Abwasserbeseitigung durch Körperschaften des öffentlichen Rechts oder andere Träger.

Das Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz nimmt in seinem sechsten Teil Bezug auf die Abwasserbeseitigung. Neben einer Definition des Abwasserbegriffs enthält § 51 in seinem dritten Absatz auch eine Definition des Begriffs Abwasserbehandlungsanlage, wozu auch Einrichtungen zur Aufbereitung von Klärschlämmen zur ordnungsgemäßen Verwertung und Entsorgung zu rechnen sind.

1.2.2.5.2 Indirekteinleiterverordnungen der Länder (allgemein)

Nach [DWA, 2004] werden als Indirekteinleiter Industrie- und Gewerbebetriebe oder vergleichbare Einrichtungen bezeichnet, deren nicht häusliches Abwasser über eine öffentliche Abwasseranlage in ein Gewässer eingeleitet wird.

Die Indirekteinleiterverordnungen der Länder machen eine Genehmigungspflicht zur Ableitung von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen von der Überschreitung vorgegebener Konzentrations- und Frachtwerte bestimmter Abwasserinhaltsstoffe abhängig [BVDM, 2007]. Sie gelten bereits für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung.

In vielen Bundesländern, wie auch in Rheinland-Pfalz, sind **keine** eigenständigen Indirekteinleiterverordnungen (mehr) vorhanden, da diese **ins Landeswassergesetz integriert** worden sind (z. B. § 55 LWG Rheinland-Pfalz). Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich deshalb auf die Indirekteinleiterverordnungen **in ihrer ursprünglichen Form** und erläutern kurz deren **Grundsätze**.

Anforderungen an die Beschaffenheit und Inhaltsstoffe des Abwassers werden in den Indirekteinleiterverordnungen unter anderem in Form von Einleitungsverboten für bestimmte Inhaltsstoffe oder durch Richtwerte festgelegt. Für bestimmte Herkunftsbereiche orientieren sich die Bundesländer dabei an den Anhängen der Abwasserverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.5.3). Einleitungsverbote können insbesondere für Stoffe bestehen, welche die Funktionsfähigkeit der öffentlichen Abwasseranlage bzw. die Reinigungsleistung der öffentlichen Abwasserbehandlungsanlage beeinträchtigen. Dazu gehören z. B. feste Abfälle (Müll, Schutt, Asche), erhärtende Stoffe (Zement, Kalk, Gips), feuergefährliche Stoffe (Benzin), Öle und Fette, Giftstoffe sowie Tierfäkalien [DWA, 2005b].

Für die Klärschlammverwertung und -entsorgung sind die Indirekteinleiterverordnungen bzw. die in die Landeswassergesetze integrierten Regelungen, insofern relevant, dass deren Vorgaben bei der Einleitung von Prozessabwässern aus der **(außerhalb der kommunalen Kläranlagen stattfindenden)** Klärschlammbehandlung (z. B. Abwasser aus der Klärschlamm-trocknungsanlage eines Industriebetriebs) in öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen eingehalten werden müssen. Die Vorgaben stellen dahingehend ein Kriterium für die Outputmaterialien aus der Klärschlammbehandlung dar, welches einzuhalten ist.

1.2.2.5.3 Abwasserverordnung (AbwV)

Die Abwasserverordnung (AbwV) richtet sich nicht an den Direkteinleiter von Abwässern selbst, sondern an die für die Einleitungserlaubnis zuständige Behörde. In der die Direkteinleiter bindenden Erlaubnis werden entsprechend § 1 Abs. 2 AbwV nur die Parameter aufgenommen, die im Abwasser zu erwarten sind.

Der Anwendungsbereich der AbwV erstreckt sich nach § 1 Abs. 1 AbwV auf die Bestimmung der **Anforderungen**, die **bei der Erteilung einer Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer** aus den in den Anhängen bestimmten Herkunftsbereichen **mindestens** festzusetzen sind [AbwV, 2002]. Laut § 5 AbwV beziehen sich diese Anforderungen auf die Stelle, an der das Abwasser in das Gewässer eingeleitet wird und, soweit in den Anhängen

zu dieser Verordnung bestimmt, auch auf den Ort des Anfalls oder der Vermischung der Abwässer mit anderen Abwässern.

Nach § 7a Abs. 1 WHG muss von den Bundesländern gewährleistet werden, dass eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser nur erteilt werden darf, wenn die Fracht an Schadstoffen des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist [WHG, 2002].

Die AbwV bestimmt neben allgemeinen Anforderungen für alle Branchen (z. B. Verdünnungsverbot) in 57 Anhängen für bestimmte Herkunftsbereiche spezifische Fracht- und Konzentrationswerte, die sofern nichts anderes bestimmt wird, für die Einleitstelle in das Gewässer gelten.

Für die Klärschlammverwertung und -entsorgung ist die Abwasserverordnung in sofern relevant, dass deren Vorgaben bei der Einleitung von **Abwässern**, die **aus Prozessen der Klärschlammbehandlung** stammen (z. B. Entwässerung, Abwässer aus der thermischen Klärschlammbehandlung), in Gewässer **mindestens eingehalten** werden müssen. Die Vorgaben stellen dahingehend ein Kriterium für die Outputmaterialien aus der Klärschlammbehandlung (soweit nicht kläranlagenintern) dar. Welche Anforderungen im Einzelfall von den Anlagen einzuhalten sind, wird von den zuständigen Behörden in Anlehnung an die AbwV festgelegt.

1.2.2.6 Sonstiges Recht

1.2.2.6.1 Bundes-Bodenschutz-Gesetz (BBodSchG) und Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

Da Klärschlamm auf vielfältige Art und Weise (**außerhalb** der **landwirtschaftlichen** Bodennutzung) im Rahmen der **landschaftsbaulichen** Klärschlammverwertung auf Böden aufgebracht und in Böden eingetragen wird, werden im Hinblick auf einen vorsorgenden Bodenschutz durch das BBodSchG und die BBodSchV Anforderungen an die Auf- und Einbringung von Materialien in Böden gestellt. Diese Anforderungen erstrecken sich insbesondere auf die Auf- und Einbringung von Produkten, die Klärschlamm enthalten, wie beispielsweise Klärschlammkomposte und aus Klärschlamm hergestellte Erden [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 141 f.].

Das BBodSchG formuliert zunächst generelle Anforderungen an den Bodenschutz. Zum Beispiel ist zunächst § 6 BBodSchG (Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in Böden) von Bedeutung, der insbesondere die Ermächtigungsgrundlage für § 12 BBodSchV bildet [BBodSchG, 1998]. Dieser Paragraph bildet die Basis für Rechtsverordnungen des Bundes, die hinsichtlich der Schadstoffgehalte und sonstiger Eigenschaften insbesondere Verbote, Beschränkungen, Material- und Bodenuntersuchungen sowie Maßnahmen zur Vorbehandlung bestimmen können.

In § 7 BBodSchG wird eine Vorsorgepflicht angeordnet, die alle Grundstückseigentümer und -besitzer verpflichtet Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen, die durch ihre Nutzung auf dem Grundstück oder in dessen Einwirkungsbereich hervorgerufen werden können [BBodSchG, 1998].

Das BBodSchG wird durch die BBodSchV ergänzt, die unter anderem Prüf-⁴, Maßnahme-⁵ und Vorsorgewerte⁶ für Böden sowie Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien festsetzt [BBodSchV, 1999].

Für die **landschaftsbauliche** Klärschlammverwertung ist insbesondere § 12 BBodSchV bedeutsam. Da dieser Paragraph einen rechtlich komplexen Themenbereich umfasst, ist mittlerweile von den Länderarbeitsgemeinschaften Boden, Abfall, Wasser und dem Länderausschuss Bergbau eine Vollzugshilfe erarbeitet worden.

§ 12 BBodSchV unterscheidet in Abs. 1 und 2 zwei verschiedene Fallgruppen: die **Herstellung** einer durchwurzelbaren Bodenschicht⁷ mit bestimmten Materialien und das **Auf- und Einbringen** von Materialien **auf oder in** eine durchwurzelbare Bodenschicht [BBodSchV, 1999]. Zur **Herstellung** einer durchwurzelbaren Bodenschicht dürfen nach Abs. 1 Gemische von Bodenmaterial⁸ mit Klärschlamm im Sinne der AbfKlärV verwendet werden. Dabei sind die **qualitätsbezogenen** Anforderungen der **AbfKlärV** zu beachten. Mit dieser Regelung werden die materialbezogenen Anforderungen der AbfKlärV auf den Regelungsbereich des Bodenschutzrechts übertragen [LABO et al., 2002]. Es ist dabei unerheblich, ob das Gemisch vor Ort oder in einer Anlage hergestellt wird. Bei der Herstellung einer durchwurzelbaren Schicht im Rahmen von Rekultivierungsvorhaben⁹ muss nach [LABO et al., 2002] das dafür verwendete Material **auch** die Anforderungen nach § 12 Abs. 2 BBodSchV (z. B. nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen) erfüllen.

Für das **Auf- und Einbringen** von Materialien **auf oder in** eine durchwurzelbare Bodenschicht, kommen nach § 12 Abs. 2 BBodSchV mehr Materialien in Betracht, als im Anwendungsbereich von Abs. 1. Auch in dieser Fallkonstellation darf ein Gemisch von Bodenmaterial mit Klärschlamm nach AbfKlärV verwendet werden, wenn die **stofflichen Anforderungen der Klärschlammverordnung** eingehalten werden.

Die für Maßnahmen im Sinne von § 12 BBodSchV verwendeten Gemische von Bodenmaterialien mit Klärschlämmen im Sinne der AbfKlärV sind insbesondere nach folgenden Kriterien zu beurteilen [LABO et al., 2002]:

- stoffliche Qualitätsanforderungen der AbfKlärV,
- stoffliche Anforderungen der BBodSchV (z. B. Einhaltung der Vorsorgewerte des Bodens gemäß Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV; siehe Tabelle 1-5) und

⁴ Prüfwerte sind Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.

⁵ Maßnahmewerte sind Werte für Einwirkungen und Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind.

⁶ Vorsorgewerte sind Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht.

⁷ Die durchwurzelbare Schicht ist die Bodenschicht, die von den Pflanzenwurzeln in Abhängigkeit von den natürlichen Standortbedingungen durchdrungen werden kann. Sie schließt in der Regel den humosen Oberboden (Mutterboden) und den Unterboden ein.

⁸ Bodenmaterial ist nach § 2 Nr. 1 BBodSchV „Material aus Böden im Sinne von § 2 Abs. 1 des BBodSchG und deren Ausgangssubstraten einschließlich Mutterboden, das im Zusammenhang mit Baumaßnahmen oder anderen Veränderungen der Erdoberfläche ausgehoben, abgeschoben oder behandelt wird“.

⁹ Rekultivierungsvorhaben sind Vorhaben mit dem Ziel oder dem Ergebnis der Wiederherstellung einer belebten, begrünungsfähigen, künftig pflanzentragenden, durchwurzelbaren Bodenschicht.

- allgemeine Anforderungen aus dem Abfallrecht (z. B. Nutzung der stofflichen Eigenschaften des Klärschlammes; Schadlosigkeit der Verwertung im Sinne des KrW-/AbfG).

Tabelle 1-5: Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV und die Bodengrenzwerte der derzeit existierenden AbfKlärV; in mg/kg TS [Quellen: BBodSchV, 1999; AbfKlärV, 1992]

Böden	Cd	Pb	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
Bodenart Ton	1,5	100	100	60	1	70	200
Bodenart Lehm /Schluff	1	70	60	40	0,5	50	150
Bodenart Sand	0,4	40	30	20	0,1	15	60
Bodengrenzwerte AbfKlärV	1,5	100	100	60	1	50	200

Werden Klärschlämme für die Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht oder auf bzw. in eine durchwurzelbare Bodenschicht eingebracht, müssen sowohl die nach AbfKlärV vorgegebenen Schadstoffparameter, wie auch die relevanten Nährstoffparameter bestimmt werden (vgl. § 12 Abs. 7 BBodSchV), da zu hohe Schad- und Nährstoffeinträge in den Boden vermieden werden sollen. Diese Anforderung entspricht damit auch dem Grundgedanken der Düngerverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.3.2). Die Werte können ggf. bereits erstellten Untersuchungsunterlagen entnommen werden.

Werden Materialien in oder auf Böden **bestehender landwirtschaftlicher Nutzflächen** auf bzw. eingebracht, richtet sich die **Bemessung der Nährstoffzufuhr** laut [LABO et al., 2002] **nach dem Düngemittelrecht und nicht nach der BBodSchV**. Bei der Rekultivierung für eine landwirtschaftliche Folgenutzung und andere außerhalb der landwirtschaftlichen Nutzung liegenden Bereiche bestimmt der Nährstoffbedarf der (Folge-)Vegetation und der Versorgungszustand des Bodens am Ausbringungsort die Höhe der als bedarfsgerecht anzusehenden Nährstoffzufuhr [LABO et al., 2002].

1.2.2.6.2 Klärschlamm-Entschädigungsfonds-Verordnung (KlärEV)

Die Klärschlamm-Entschädigungsfonds-Verordnung soll an dieser Stelle ergänzend genannt werden. Das DMG sieht in § 9 Abs. 1 vor, einen gesetzlichen Entschädigungsfonds einzurichten, aus dem die durch landbauliche Verwertung von Klärschlämmen entstehenden Personen- und Sachschäden einschließlich ihrer Folgeschäden zu ersetzen sind [Härtel, 2002, S. 145 f.]. 1999 trat deshalb die Klärschlamm-Entschädigungs-Verordnung (KlärEV) der Bundesregierung in Kraft, die den ersten gesetzlichen Fonds im deutschen Umweltrecht darstellt.

Die Beiträge dieses Fonds werden durch alle Hersteller von Klärschlamm geleistet, soweit diese Klärschlamm zur landbaulichen Verwertung abgeben [KlärEV, 1998]. Die Beitragshöhe liegt derzeit bei etwas mehr als 10 € pro Tonne Trockenmasse (früher 20 DM/t TM). Verwaltet wird der Fonds durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Der Fonds dient dazu, Landwirten die Restrisiken der Verwendung von Klärschlamm (z. B. Entdeckung neuer Schadstoffe) zu nehmen.

1.3 Fazit

Die Darstellung der rechtlichen Grundlagen zeigt, dass die Klärschlamm Entsorgung von einer Vielzahl von Gesetzen, Verordnungen und Vorgaben geprägt ist. Das ist nicht zuletzt dadurch bedingt, dass sie sich an der Schnittstelle zwischen Abfallwirtschaft und Abwasserentsorgung bewegt.

Bezüglich der bodenbezogenen Verwertung steht vor allem die Klärschlammverordnung im rechtlichen und auch politischen Blickpunkt. Sie ist das maßgebliche Instrument für die Nutzung von Klärschlamm als Düngesubstitut in der Landwirtschaft. Da die darin verankerten Grenzwerte nicht mehr zeitgemäß sind, steht eine Novellierung der Klärschlammverordnung unmittelbar bevor. Auch die europäischen Regelungen in Form der EU-Klärschlammrichtlinie stehen vor einem Umbruch.

Neben der Klärschlammverordnung sind in Deutschland auch insbesondere das Düngemittelrecht (Düngemittelgesetz, Düngemittelverordnung, Düngeverordnung) und das Bodenschutzrecht (Bundes-Bodenschutz-Gesetz, Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung) für die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen relevant. Diese formulieren zusätzliche Anforderungen an die Nutzung als Düngemittel bzw. als Bodensubstrat.

Die thermische Behandlung von Klärschlämmen gewinnt in Deutschland immer mehr an Bedeutung. Im rechtlichen Sinn tritt daher insbesondere die 17. BImSchV in den Vordergrund, welche unmittelbar Anforderungen an die Mono- bzw. Mitverbrennung von Abfällen stellt. Mit ihrer kürzlich erfolgten Novellierung werden jetzt konkrete Grenzwerte an thermische Behandlungsanlagen, wie beispielsweise Zementwerke und Kohlekraftwerke benannt, die Abfälle als Sekundärbrennstoffe einsetzen.

Insgesamt wurde gezeigt, dass große Verflechtungen zwischen den verschiedenen Rechtsbereichen, welche die Klärschlamm Entsorgung mittelbar oder unmittelbar regeln, und den letztendlichen Verwertungs- und Behandlungswegen für Klärschlamm vorhanden sind. Gerade bei der bodenbezogenen Verwertung bestehen allerdings zunehmend Unsicherheiten bezüglich der Schadstoffproblematik. Diese ist seit Jahren Gegenstand der politischen und wissenschaftlichen Diskussion und wird jetzt in der Novellierung der Klärschlammverordnung ihren Niederschlag finden.

Hinsichtlich der Novellierung besteht gegenwärtig die Tendenz zu gemäßigten Veränderungen, die kein faktisches Aufbringungsverbot für Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen zur Folge haben sollen. Dennoch ist damit zu rechnen, dass nach der neuen Gesetzesvorlage Klärschlämme mit höheren Schadstoffbelastungen nicht mehr ausgebracht werden dürfen und damit zumindest eine Einschränkung erfolgt.

Während einige Bundesländer, wie Baden-Württemberg und Bayern, aus der bodenbezogenen Verwertung aussteigen wollen und die thermische Behandlung der anfallenden Klärschlämme bevorzugen, findet sich in Rheinland-Pfalz weiterhin ein hoher landwirtschaftlicher Verwertungsanteil. Wie sich die Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz zum jetzigen Zeitpunkt darstellt, wird in Kapitel 2 genauer betrachtet.

2 Bestandsanalyse der Klärschlammmentsorgung in Rheinland-Pfalz

2.1 Abwasserreinigung und -beseitigung in Rheinland-Pfalz

Seit der massiven Förderung des Baus von Abwassersystemen im Jahr 1972 hat sich die Anschlussquote an das öffentliche Kanalnetz und an kommunale Kläranlagen in Rheinland-Pfalz stark erhöht. Im Jahr **2006** wurden die Abwässer von **98,7% der Wohnbevölkerung** von Rheinland-Pfalz **in kommunalen, mechanisch-biologischen Abwasserbehandlungsanlagen behandelt** [MUFV RLP, 2007]. Seit den 70er Jahren erfolgte bei der Klärtechnik nach und nach eine Abkehr von der rein mechanischen Abwasserbehandlung hin zur mechanisch-biologischen bzw. physikalisch-chemischen Reinigung.

Durch die Verbesserung der Abwasserreinigung konnte auch die Gewässergüte erhöht werden. Um eine Eutrophierung von Gewässern zu vermeiden, wurde 1991 die Verringerung von Stickstoff- und Phosphorgehalten (Nährstoffelimination) im Ablauf der Kläranlagen je nach Größenklasse gesetzlich vorgeschrieben. Die Nachrüstung größerer Kläranlagen wurde 2003 abgeschlossen [MUFV RLP, 2005].

Anhand der Anzahl der Kläranlagen und der dazugehörigen Reinigungsverfahren lassen sich für Rheinland-Pfalz folgende Entwicklungstendenzen ausmachen (siehe Abbildung 2-1).

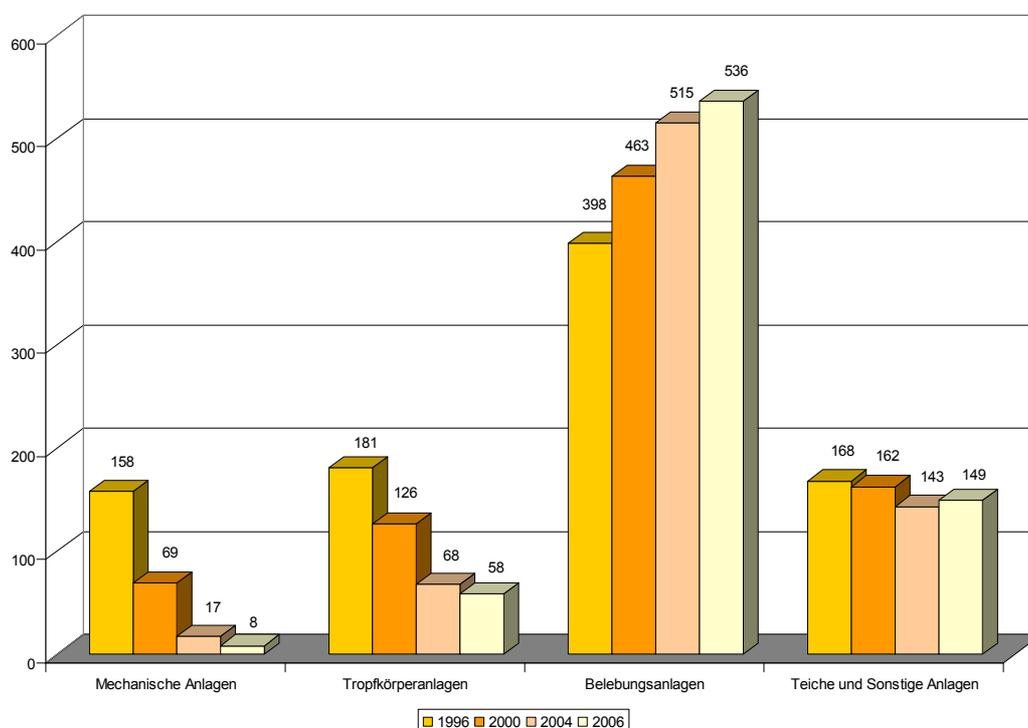


Abbildung 2-1: Entwicklung der Anzahl der Kläranlagen nach dem Reinigungsverfahren in den Jahren 1996 bis 2006 [Quelle: MUFV RLP, 2005; MUFV RLP, 2007]

Es ist zu erkennen, dass sich die Anzahl der Kläranlagen mit rein mechanischer Reinigung und mit Tropfkörpern zu Gunsten der Belebungsanlagen stark verringert hat. Bei letzteren ist

in den vergangenen zehn Jahren eine Zunahme zu erkennen. Die Anzahl der Kläranlagen, welche für die Reinigung Teiche und sonstige Verfahren einsetzen, hat sich über den gleichen Zeitraum gesehen kaum verändert.

Laut [MUFV RLP, 2007] wurden im Jahr **2006 751 kommunale Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Gesamtausbaupazität von ca. 7,2 Mio. Einwohnerwerten (EW)** betrieben. Auf Grund der Siedlungsstruktur von Rheinland-Pfalz mit vielen ländlichen Regionen und wenigen Ballungsräumen ergibt sich, dass der größte Anteil der Ausbaupazität bei den Kläranlagen der Größenklasse 4 (> 10.000 EW - 100.000 EW) liegt, obwohl diese nur etwa 20% der Anlagenzahl einnehmen. Die meisten Anlagen (80%) besitzen dagegen die Ausbaugröße der Klassen 1 bis 3 (< 10.000 EW).

Tabelle 2-1 zeigt die Entwicklung der Reinigungsverfahren in öffentlichen Kläranlagen ab 1991. Die Daten können von denen des MUFV differieren. Die Darstellung zeigt, dass 2004 der Großteil der Kläranlagen mechanisch-biologische Behandlungsverfahren mit zusätzlicher Denitrifikation und/oder Phosphorentfernung nutzte.

Im Jahr **2006** wurde in **Rheinland-Pfalz** lediglich noch in 8 Anlagen eine rein mechanische Reinigung durchgeführt, während in allen anderen kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen eine mechanisch-biologische Reinigung erfolgte. Eine weitergehende Abwasserbehandlung mit Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination führten 435 Anlagen durch [MUFV RLP, 2007].

Tabelle 2-1: Detaillierte Darstellung der angewandten Reinigungsverfahren in öffentlichen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz [Quelle: StLA RLP, 2006]

Öffentliche Kläranlagen in Rheinland-Pfalz		1991	1995	1998	2001	2004
Öffentliche Kläranlagen	Anzahl	981	918	845	809	777
Behandlungsverfahren						
nur mechanisch	Anzahl	240	166	91	56	20
biologisch ohne Zusatzverfahren	Anzahl	589	464	343	288	233
biologisch mit Zusatzverfahren	Anzahl	152	288	411	465	524
davon mit:						
Denitrifikation *	Anzahl	54	166	282	347	415
Phosphor-Entfernung *	Anzahl	77	184	236	267	310
Denitrifikation und Phosphor-Entfernung *	Anzahl	25	112	178	226	278

* Mehrfachzählungen möglich

Die Reinigungsleistung der rheinland-pfälzischen Kläranlagen befindet sich schon seit Jahren auf einem sehr hohen Niveau. Im Jahr 2006 erfolgte in Anlagen ab 2.000 EW ein BSB₅-Frachtabbau von insgesamt bis zu 98% und ein CSB-Frachtabbau von insgesamt bis zu 95%. Die Abbauleistungen steigen dabei mit der Größenklasse der Kläranlagen [MUFV RLP, 2007].

Die Stickstoffelimination in Kläranlagen konnte durch die erforderlichen Nachrüstungen seit 1991 um fast 50% gesteigert werden. Für 2006 ergibt sich daher ein Gesamtstickstoffabbau von 81% sowie für Anlagen ab 2.000 EW von 82%. Ein ähnliches Bild findet sich bei der Phosphorelimination. Im Jahr 2006 wurde in Kläranlagen ab 2.000 EW eine Gesamtelimination von 89% erreicht [MUFV RLP, 2007].

2.2 Klärschlammaufkommen in Rheinland-Pfalz

Prinzipiell ist die anfallende Klärschlammmenge abhängig von der Anschlussgröße der Kläranlage, der Belastung des Abwassers sowie von der Verfahrenstechnik der Kläranlage. In kommunalen Kläranlagen fallen drei Arten von Klärschlämmen an [vgl. Eder, 2004, S. 4]:

- Primärschlamm: Schlamm aus der mechanischen Abwasserreinigung (Vorklärbecken),
- Sekundär- oder Überschussschlamm: Schlamm aus der biologischen Reinigungsstufe (Nachklärbecken),
- Tertiärschlamm: Fällungsschlamm, z. B. im Nachklärbecken (gemeinsam mit Sekundärschlamm) oder im Fällungsbecken.

Der überwiegende Teil (ca. 80%) des Klärschlamms fällt als Primär- und Sekundärschlamm an. Die Menge des Primärschlamms wird dabei maßgeblich durch die Absetzeigenschaften des Abwassers und die Aufenthaltszeit im Vorklärbecken bestimmt [Jardin, 2000]. Die Menge des Überschussschlamms (Sekundärschlamm) ist stark von der jeweils eingesetzten Klärtechnik abhängig. In Anlagen mit Belebungsverfahren ist der Anfall geringfügig höher als bei Festbettverfahren. Zudem ist Überschussschlamm eine Senke für eine Vielzahl nicht abbaubarer Verbindungen.

Tabelle 2-2 zeigt die im Hinblick auf die Düngewirkung des Klärschlamms sowie bezüglich einer möglichen Phosphorrückgewinnung relevanten Parameter von Primär- und Überschussschlamm. Die höheren Konzentrationen von Stickstoff (N) und Phosphor (P) bei Überschussschlamm liegen in physiologischen Einlagerungen von Biomasse (bei N) bzw. in der Ausschleusung von Phosphor in fester Form aus dem biologischen Reinigungsprozess begründet [Jardin, 2000].

Tabelle 2-2: Durchschnittliche Beschaffenheit von Primär- und Überschussschlamm [Quelle: Jardin, 2000]

Parameter	Einheit	Bereich		Typischer Wert
		von	bis	
Primärschlamm				
Glühverlust (GV)	%	65	75	70
N/oTR	mg N/g oTR	25	50	35
P/oTR	mg P/g oTR	7	13	10
Überschussschlamm				
Glühverlust (GV)	%	55	70	¹⁾
N/oTR	mg N/g oTR	90	120	100
P/oTR	mg P/g oTR	25	80	²⁾

¹⁾ in Abhängigkeit von Schlammalter (t_{TS}) und der hydraulischen Aufenthaltszeit in der Vorklärung ($t_{a,vk}$)

²⁾ in Abhängigkeit vom Umfang der P-Elimination

Die bundesweite Klärschlammmenge aus kommunalen Kläranlagen ist nach einem Anstieg bis Ende der 80er Jahre wieder rückläufig (siehe Tabelle 2-3). Die für das Jahr 2001 angegebene Menge des Statistischen Bundesamtes liegt um etwa 130.000 t TS über der Menge, die durch das Umweltbundesamt im Rahmen des Deutschen Klärschlammberichts an die EU-Kommission weitergegeben wurde. Die Tendenz des Rückgangs der Mengen innerhalb

der letzten Jahre ist jedoch sowohl beim Statistischen Bundesamt, wie auch beim Bericht des Umweltbundesamtes an die EU-Kommission gegeben. Die genauen Ursachen für diese Entwicklung werden in den herangezogenen Quellen jedoch nicht benannt.

Tabelle 2-3: Entwicklung der bundesweiten kommunalen Klärschlammengen von 1957 bis 2004 in Mio. t Trockenmasse [Quellen: Köhlhoff, 1996, S. 82; StBA, 2006; BMU, o. J.]

1957	1963	1969	1975	1983	1988	1991	1998	2001	2002	2003	2004
0,60*	1,17*	1,56*	1,90*	2,50*	2,70*	2,77	2,46	2,43	---	---	2,26
Deutscher Klärschlammbericht an die EU-Kommission [BMU, o. J.]								2,30	2,21	2,17	k. A.

* nur alte Bundesländer

In Rheinland-Pfalz betrug das kommunale Klärschlammaufkommen im Jahr 2005 95.688 t TS [MUFV RLP, 2006] (siehe Tabelle 2-4). Auf die SGD Nord entfielen 2005 49.056 t TS und auf die SGD Süd 46.612 t TS. Somit lag die Gesamtmenge an Klärschlamm in der SGD Süd im Jahr 2005 um 2.444 t TS unter der SGD Nord.

Eine Darstellung der Entwicklung über die vergangenen fünf Jahre ist in Tabelle 2-4 zu sehen. Es ist zu erkennen, dass der Gesamtanfall nach einem Rückgang im Jahr 2002 erneut leicht ansteigt. Die anfallende Menge an kommunalem Klärschlamm war in der Vergangenheit in der SGD Süd in den meisten Fällen geringer oder nur unwesentlich höher, als in der SGD Nord.

Der Klärschlammanteil der kreisfreien Städte Frankenthal, Ludwigshafen sowie der Stadt Bobenheim-Roxheim wird weder in den Daten der SGD Nord noch in den Daten des Statistischen Landesamtes erfasst, da diese Abwässer komplett in der betriebseigenen Kläranlage der BASF AG in Ludwigshafen mitbehandelt werden und der dabei entstehende Klärschlamm in der werksinternen Monoklärschlammverbrennungsanlage thermisch behandelt und danach entsorgt wird. Der kommunale Klärschlammanteil in der Kläranlage der BASF AG beträgt ca. 18% am Gesamtanfall [Domschke, 2006].

Tabelle 2-4: Entwicklung der in Rheinland-Pfalz angefallenen Mengen an kommunalem Klärschlamm innerhalb der vergangenen fünf Jahre [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

	2001	2002	2003	2004	2005
SGD Nord (t TS)	47.507	43.255	45.781	48.663	49.056
SGD Süd (t TS)	45.378	44.190	46.692	46.346	46.632
RLP Gesamt (t TS)	92.885	87.445	92.473	95.009	95.688

Im Verhältnis zu allen deutschen Bundesländern ordnet sich Rheinland-Pfalz beim Aufkommen an kommunalen Klärschlämmen ins Mittelfeld ein. Spitzenreiter bei den anfallenden Mengen sind Nordrhein-Westfalen (564.861 t TS im Jahr 2004) und die beiden großen Flächenstaaten Baden-Württemberg (291.130 t TS im Jahr 2004) und Bayern (288.422 t TS im Jahr 2004) [StBA, 2006].

2.3 Stand der Vorbehandlung von kommunalem Klärschlamm in Rheinland-Pfalz (auf Kläranlagenebene)

Klärschlamm fällt als Rückstand des Reinigungsprozesses in allen Kläranlagen an. Um ihn einer Verwertung zuführen zu können muss er allerdings einer entsorgungswegorientierten Vorbehandlung mit verschiedenen Verfahren unterzogen werden. Diese sind notwendig, damit der Klärschlamm in seiner Beschaffenheit und seinen Eigenschaften den unterschiedlichen Anforderungen der einzelnen Entsorgungswege gerecht wird und damit durch seinen Verbleib auf Dauer keine negativen Folgewirkungen entstehen.

Die Schlammbehandlung ist eine Folge von Teilschritten, die eine Prozesskette bilden. Ein wesentlicher Schritt ist dabei die Abtrennung des Schlammwassers, die in der Regel durch eine Kombination von Eindickung, Konditionierung, Entwässerung und ggf. thermische Verfahren erzielt wird. Durch die Schlammwasserabtrennung ändert sich die Konsistenz von Klärschlamm, was in Tabelle 2-5 dargestellt wird.

Tabelle 2-5: Konsistenz von Klärschlämmen in Abhängigkeit vom Wassergehalt [Quelle: Witte et al., 2000b]

Wassergehalt	Beschaffenheit
> 85 %	flüssig und pumpfähig
75-65 %	i. a. stichfest, noch plastisch, breiartig und schmierend
< 65-60 %	krümelig-fest, nicht mehr schmierend
< 40-35 %	streufähig, beständig-fest
< 15-10 %	staubförmig

Tabelle 2-6 zeigt einen Überblick über die Entwicklung der einzelnen Vorbehandlungsverfahren auf Ebene der kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz.

Tabelle 2-6: Detaillierte Darstellung der angewandten Vorbehandlungsverfahren in öffentlichen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz [Quelle: StLA RLP, 2006]

Klärschlammbehandlung in kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz (ohne rein mechanische Anlagen)			
Bezugsjahr		2001	2004
Anzahl kommunaler Kläranlagen		809	777
davon mit Klärschlammbehandlung		659	671
Anlagen mit biologischer Stabilisierung		597	619
	anaerob	237	223
	aerob	373	406
Anlagen mit chemischer Behandlung		71	68
Anlagen mit thermischer Behandlung		12	10
Anlagen mit Hygienisierung		10	8
Anlagen mit Entwässerung, Eindickung und Konditionierung		312	319
Anlagen mit sonstigen Behandlungsverfahren		43	32
Anlagen ohne Behandlung		94	86

2.3.1 Stabilisierung

In einem ersten Schritt wird der Klärschlamm mit dem Ziel der Reduzierung organischer Substanzen und der Gesamtschlammmenge stabilisiert. Dadurch wird die Geruchsintensität und Gasbildung verringert sowie die Entwässerbarkeit gesteigert. Die biologische Stabilisierung von Klärschlamm kann unter anaeroben und/oder aeroben Bedingungen (ein- oder zweistufig) erfolgen, wobei unterschiedliche Temperaturen zum Einsatz kommen. Bei der anaeroben Stabilisierung (Fermentation) besteht die Möglichkeit das Faulgas zum Zweck der Energiegewinnung zu nutzen.

Laut [DWA, 2005a] findet auf das gesamtdeutsche Gebiet bezogen zu 31% eine einstufige Faulung statt und zu 40% eine simultane aerobe Stabilisierung. Während vor allem größere Anlagen die Fermentation nutzen, verwenden kleinere Kläranlagen mit einer geringen Behandlungskapazität das aerobe Stabilisierungsverfahren. Die aerobe Stabilisierung birgt jedoch die Nachteile, dass die Schlämme eine schlechte Lagerfähigkeit besitzen und schlechter entwässerbar sind. 17% der Kläranlagen führen keine Stabilisierung durch und geben den anfallenden Klärschlamm z. B. an andere Abwasserbehandlungsanlagen ab.

In Rheinland-Pfalz bietet sich ein ähnliches Bild (siehe Tabelle 2-6). Die Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung überwiegen und haben in ihrer Anzahl gegenüber 2001 leicht zugenommen. Die Anzahl der Anlagen mit anaerober Stabilisierung ist gegenüber 2001 gesunken.

2.3.2 Entwässerung

Die Entwässerung verfolgt das Ziel, den Klärschlamm in seinem Volumen zu reduzieren, um einen Transport unter wirtschaftlichen Bedingungen möglich zu machen. Entwässerter Schlamm ist außerdem besser handhabbar und lässt sich einfacher lagern. Durch den Entzug von Wasser wird der Heizwert gesteigert, was im Hinblick auf eine thermische Behandlung von großer Bedeutung ist.

Die Entwässerung erfolgt z. B. maschinell mit Hilfe von Dekantern, Zentrifugen, Band- oder Kammerfilterpressen. Nach einer maschinellen Entwässerung enthält der Klärschlamm einen Trockenrückstand (TR) von ca. 20-45%.

Die von der DWA im Jahr 2003 bundesweit durchgeführte Klärschlammhebung [DWA, 2005a] hat ergeben, dass fast 57% der Abwasserbehandlungsanlagen keine Entwässerung durchführen bzw. die Entwässerung durch Dritte vornehmen lassen. Es handelt sich dabei hauptsächlich um kleinere Anlagen. Die, bezogen auf die Anzahl der Kläranlagen, am häufigsten eingesetzten Entwässerungsverfahren sind Zentrifugen und Kammerfilterpressen (zusammen 25%).

Um die Entwässerbarkeit des Klärschlammes zu verbessern, wird häufig eine vorgeschaltete Schlammkonditionierung eingesetzt, die unter Zugabe von Additiven vorgenommen wird. Man unterscheidet anorganische (z. B. Eisen- und Aluminiumsalze, Kalk, Kohle) und organische (z. B. organische Polymere) Flockungs- und Flockungshilfsmittel (siehe auch Kapitel 4.2.1). Die anorganischen Additive haben für eine evtl. nachfolgende Verbrennung den

Nachteil, dass sie den Ascheanteil im entwässerten Schlamm erhöhen. Laut [DWA, 2005a] nutzen 66% der bundesweiten Kläranlagen, die eine Entwässerung durchführen, ausschließlich feste und flüssige Polymere als Hilfsstoffe. In vielen Anlagen wird auch eine Kombination unterschiedlicher Hilfsstoffe verwendet.

Knapp die Hälfte (47,5%) der kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, die eine Klärschlammbehandlung durchführen, nutzen eine mechanische Entwässerung, Eindickung und Konditionierung (siehe Tabelle 2-6).

2.3.3 Trocknung

Die Trocknung des vorher entwässerten Klärschlammes verfolgt die gleichen Ziele wie die Entwässerung. Auch hier soll noch einmal eine Mengenreduzierung erfolgen. Die Trocknung wird eingesetzt, wenn allein eine Entwässerung des Klärschlammes für die nachfolgende Entsorgung nicht ausreichend ist.

Bei der Trocknung wird dem Klärschlamm das noch verbliebene Wasser entzogen, was sehr energieaufwendig ist. Die technischen Trocknungsverfahren werden in direkte (Konvektionstrockner) und indirekte (Kontaktstrockner) Verfahren unterschieden. Was den Trocknungsgrad betrifft, stellen die einzelnen Entsorgungswege unterschiedliche Anforderungen an den Klärschlamm. Beispielsweise sind bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen in Zementwerken Trocknungsgrade von 90% TS und mehr notwendig, da eine Trocknung im Werk meistens nicht möglich ist (siehe auch Kapitel 4.2.2).

Die bundesweite Klärschlammhebung der DWA [DWA, 2005a] hat ergeben, dass 96% der befragten Kläranlagen keine Trocknung des anfallenden Klärschlammes vornehmen. Die verbleibenden Anlagen nutzen zu 3% die thermische Trocknung (entspricht 20% der Behandlungskapazität) und zu 1% die solare Trocknung. Die thermische Trocknung findet vor allem bei größeren Kläranlagen statt. In Rheinland-Pfalz existieren nach Angaben von [Hermann und Goldau, 2004] die in Tabelle 2-7 angegebenen stationären Trocknungsanlagen, die insgesamt nur über eine sehr geringe Durchsatzkapazität verfügen. Ausführliche Daten zu den Trocknungsanlagen in Rheinland-Pfalz befinden sich in Kapitel 8.4.

Tabelle 2-7: Übersicht über die stationären Klärschlamm-trocknungsanlagen in Rheinland-Pfalz [Quelle: Hermann und Goldau, 2004]

Standort	Trocknungssystem	Durchsatz t TS/a	% TR nach der Trocknung
Bruchmühlbach-Miesau	Kaltlufttrockner	600	88
Enkenbach-Alsenborn	Kaltlufttrockner	220	85
Höhr-Grenzhausen	Kaltlufttrockner	Anlage außer Betrieb	80
Landstuhl	Kaltlufttrockner	Anlage außer Betrieb	80-90
Sinzig	Scheibentrockner	350	95
Waldenburg	Solartrockner, Bandfilter	100-130	75
Wallmerod	Kaltlufttrockner	Anlage in Planung	90

2.3.4 Hygienisierung

Unbehandelter Klärschlamm enthält diverse pathogene Keime, die bei der landwirtschaftlichen Verwertung auf Mensch und Tier übertragen werden können. Aus diesem Grund stellt Klärschlamm ein gewisses Hygienierisiko dar. Die derzeit gültige Klärschlammverordnung sieht bisher nur begrenzte „Hygienemaßnahmen“ in Form von Aufbringungsverboten, z. B. auf Dauergrünland vor.

Ziel der Hygienisierung von Klärschlamm ist die Reduzierung und Inaktivierung von Krankheitserregern und pathogenen Keimen mit dem Ziel, eine Verbreitung durch die landwirtschaftliche Verwertung mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen [Philipp et al., 2006].

Die von der DWA durchgeführte bundesweite Klärschlammhebung im Jahr 2003 [DWA, 2005a] ergab, dass fast 90% der Kläranlagen keine Hygienisierung vornehmen. Lediglich etwa 10% der Anlagen führten eine Entkeimung des Schlammes mit Kalk oder mittels Pasteurisierung durch, wobei letztgenanntes aber mit einem Anteil von 0,3% nur eine untergeordnete Rolle spielt.

In Rheinland-Pfalz nahmen im Jahr 2004 lediglich 8 von 777 Kläranlagen eine Hygienisierung des Klärschlammes vor (siehe Tabelle 2-6).

Mit der Novellierung der EU-Klärschlammrichtlinie und der deutschen Klärschlammverordnung sollen erstmals weitergehende hygienische Anforderungen an die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung gestellt werden. Einen ersten Schritt macht dabei bereits das QLA-Gütesiegel, welches eine gemeinsame Entwicklung des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) und der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (jetzt DWA) ist.

Es handelt sich bei dem Gütesiegel um ein freiwilliges Gütesicherungssystem, was neben der Einhaltung bestimmter Qualitätsanforderungen auch eine schrittweise Verbesserung der landbaulichen Klärschlammverwertung zum Ziel hat [Brod et al., 2003].

Die QLA-Zertifizierung der Klärschlämme durch einen unabhängigen Sachverständigen erfolgt in bis zu drei Kategorien [vgl. QLA, 2006]:

- Kategorie „Ausgangsstoffe“: Anforderungen an Indirekteinleiterkontrollen (Qualitätssicherungsbeauftragter), Klärwerksbetrieb und Einsatzstoffe auf Kläranlagen;
- Kategorie „Endprodukte“: Qualitätsanforderungen an den Klärschlamm (Gleichförmigkeit der Nährstoffgehalte, Schwermetallgehalte, Gehalte an organischen Schadstoffen, Hygieneanforderungen);
- Kategorie „Anwendungskonzeption“: Anforderungen an eine landbauliche Verwertung (Dünge- und Vorsorgeberatung, flächenbezogene Dokumentation).

In der Kategorie „Endprodukte“ werden für das Gütesiegel besondere Anforderungen an die Schadstoffe gestellt, die strenger sind als die der noch gültigen Klärschlammverordnung (vgl. Tabelle 1-1 und Tabelle 1-2). Daneben müssen gütegesicherte Klärschlämme hinsichtlich ihrer Nährstoffgehalte mindestens die Anforderungen an die Gleichförmigkeit entsprechend der Düngemittelverordnung (siehe Kapitel 1.2.2.3.3) einhalten.

Die Gütesicherung nach QLA fordert in Bezug auf die jeweiligen hygienischen Eigenschaften der Schlämme die Einhaltung bestimmter Anforderungen an die verwendeten Applikations-

techniken [Brod et al., 2003]. Man unterscheidet dabei drei Kategorien von Klärschlämmen: konventionell stabilisierte Schlämme, nach hohem Standard entseuchte Schlämme mit Keimreduzierung und nach höherem Standard entseuchte Schlämme mit Keiminaktivierung. Tabelle 2-8 zeigt die verschiedenen Behandlungsverfahren und die möglichen Anwendungsgebiete der Klärschlämme mit QLA-Gütesiegel in den drei genannten Kategorien.

Tabelle 2-8: Behandlungsverfahren und Anwendungsbereiche für qualitätsgesicherte Klärschlämme entsprechend ihrer hygienischen Eigenschaften [Quelle: QLA, 2006]

	Konventionell stabilisierte Schlämme	Nach hohem Standard entseuchte Schlämme mit Keimreduzierung	Nach höherem Standard entseuchte Schlämme mit Keiminaktivierung
Behandlungsverfahren	z. B. simultan aerobe Stabilisierung; mesophile anaerobe Faulung	z. B. aerob thermophile Stabilisierung ¹⁾ ; thermophile anaerobe Faulung ²⁾ ; Kalkkonditionierung ³⁾	z. B. aerob thermophile Stabilisierung ⁵⁾ ; anaerob thermophile Faulung ⁶⁾ ; Wärmebehandlung von Flüssigschlamm ⁷⁾
Hygienekriterium der Behandlungsverfahren	keine gesonderten Hygieneanforderungen	Reduktion von Salmonella senftenberg _{W775} ⁴⁾ um mindestens fünf Zehnerpotenzen	Reduktion von Salmonella senftenberg _{W775} um mindestens fünf Zehnerpotenzen <u>und</u> Senkung der Embryonierungsrate von exponierten Ascaris suum-Eiern ⁸⁾ um 99,9%
Beispiele für Anwendungsbereiche:			
Grünland, Weideland	Nein	Nein	Ja
Feldfutterpflanzen	Nein	Ja, nur vor Aussaat und bei unverzüglicher Einarbeit oder Eindringen	Ja
Ackerland	Ja, nur bei unverzüglicher Einarbeitung oder Eindringung	Ja, nur bei unverzüglicher Einarbeitung / Eindringen oder als Kopfdüngung	Ja
Parks, Grünflächen, Stadtgärten, der Öffentlichkeit zugängliche städtische Bereiche	Nein	Nein	Ja, nur gut stabilisierte und geruchlose Schlämme
Rekultivierungsflächen	Ja, kein Zugang für die Öffentlichkeit während zehn Monaten nach der Ausbringung	Ja, kein Zugang für die Öffentlichkeit während zehn Monaten nach der Ausbringung	Ja

¹⁾ bei mind. 55°C bei einer mittleren Aufenthaltszeit von 20 Tagen

²⁾ bei mind. 53°C bei einer mittleren Aufenthaltszeit von 20 Tagen

³⁾ unter Gewährleistung eines homogenen Kalk/Schlammgemisches

⁴⁾ humanpathogenes Bakterium, welches als Prüforganismus zur Seuchenhygiene z. B. bei Kompostierungs- und Vergärungsanlagen verwendet wird und durch ausreichend hohe Temperaturen inaktiviert werden kann

⁵⁾ eine Charge während 20 Stunden bei mind. 55°C ohne Zugabe oder Entnahme während der Behandlung

⁶⁾ eine Charge während 20 Stunden bei mind. 53°C ohne Zugabe oder Entnahme während der Behandlung

⁷⁾ während mind. 30 Minuten bei 70°C mit anschließender mesophiler anaerober Faulung bei 35°C bei mittlerer Aufenthaltszeit von 12 Tagen

⁸⁾ extrem widerstandsfähige und humanpathogene Eier des Schweinespulwurms; häufigster Parasit in der Schweinehaltung

Tabelle 2-8 zeigt die für die jeweilige Klärschlammkategorie anzuwendenden Behandlungsverfahren und deren Hygienekriterien. Nach „höherem Standard entseuchte“ Klärschlämme werden als „seuchenhygienisch unbedenklich“ eingestuft [Brod et al., 2003]. Sie wurden in der Tabelle optisch getrennt, da für derartig behandelte Klärschlämme in [Europäische Kommission, 2000] Anwendungsbereiche benannt werden, die gegenüber den gesetzlichen Vorgaben der AbfKlärV einen weitergehenden Einsatz von Klärschlamm zuließen (z.B. bei Dauergrünland, Gemüseanbauflächen). Erst bei einer Umsetzung der Vorschläge der EU innerhalb der Novellierung der Klärschlammrichtlinie und/oder der Neufassung der AbfKlärV, könnten diese Anwendungsbereiche entsprechend in die QLA-Gütesicherung übernommen werden.

Darüber hinaus decken sich die Anwendungsbereiche nach dem QLA-Gütesiegel mit denen nach AbfKlärV erlaubten Bereichen. Auf Waldflächen (in Tabelle 2-8 nicht angegeben) ist eine Verwendung von Klärschlamm weder nach AbfKlärV noch nach QLA-Gütesiegel möglich.

Das Gütesiegel der QLA erfreut sich zunehmender Beliebtheit bei den deutschen Entsorgungsunternehmen. Vor allem die nördlichen Bundesländer sind bei der Zertifizierung der dort anfallenden Klärschlämme aktiv, was auch in dem hohen Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung begründet sein dürfte. Führend ist Niedersachsen, wo bereits etwa 15% der landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme QLA-zertifiziert sind [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 41/2006a].

Die Kosten für die Zertifizierung nach QLA in den Kategorien 1 und 2 belaufen sich nach bisherigen Erfahrungen auf 1,65 € bis 5,80 € pro t TS, je nach Größe der Kläranlage [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 41/2006b]. Den größten Anteil daran haben die zusätzlichen Analysekosten. Je größer die Kläranlage bzw. je höher die anfallenden Klärschlammengen, umso geringer fallen insbesondere die Analysekosten aus, da sich diese auf eine größere Menge an Klärschlamm verteilen.

In Rheinland-Pfalz findet bisher keine QLA-Zertifizierung von Klärschlämmen für die landwirtschaftliche Verwertung statt. Die Einführung eines eigenen Zertifizierungssystems ist jedoch möglich.

2.4 Zusammensetzung der Klärschlämme

Klärschlamm enthält neben einer Reihe von Nährstoffen auch unterschiedliche anorganische und organische Schadstoffe. Bei der Untersuchung der Schad- und Nährstoffgehalte der kommunalen Klärschlämme in Rheinland-Pfalz wurden nur die Daten der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme erfasst, da diese nach § 7 Abs. 8 AbfKlärV jährlich an die zuständigen Behörden, in diesem Fall die Struktur- und Genehmigungsdirektionen Nord und Süd, übermittelt werden müssen. Die an das Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz zu übermittelnden Daten wurden im Rahmen dieser Studie von den Struktur- und Genehmigungsdirektionen Nord und Süd für die Jahre 2000 bis 2005 zur Verfügung gestellt.

Bei den aufgeführten Werten handelt es sich um Mittelwerte (gewogenes arithmetisches Mittel) aus Flüssigschlämmen und entwässerten Schlämmen. Die Nährstoffgehalte wurden auf zwei Dezimalstellen gerundet. Die bei der Darstellung der PCB-Gehalte in den Abbildung 2-7 verwendeten Werte haben auf Grund von Berechnungen vier Dezimalstellen. Die Erfassung durch die Struktur- und Genehmigungsdirektionen erfolgt dagegen nur mit zwei Dezimalstellen.

2.4.1 Nährstoffe

Klärschlamm enthält zu einem erheblichen Teil pflanzenverfügbare Nährstoffe in Form von Stickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium und Calcium, weshalb auch eine Verwendung als preisgünstiges Düngemittel in der Landwirtschaft erfolgt.

Bei den Gehalten an Nährstoffen in den kommunalen Klärschlämmen des Landes Rheinland-Pfalz konnte festgestellt werden, dass sich die Parameter Stickstoff (N_{ges}), Ammoniumstickstoff (NH_4) und Phosphat (P_2O_5) in den vergangenen Jahren geringfügig erhöht haben (siehe Abbildung 2-2). Es fällt auf, dass die Schlämme der SGD Nord über den Untersuchungszeitraum hinweg betrachtet geringfügig mehr Phosphat enthalten, als die der SGD Süd. Die Gehalte an Stickstoff haben sich dagegen nahezu parallel auf dem gleichen Niveau entwickelt.

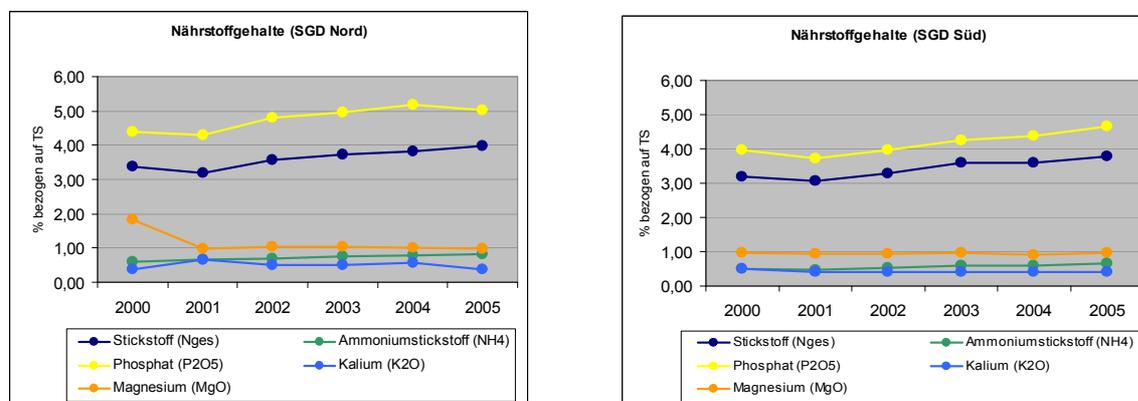


Abbildung 2-2a und 2-2b: Vergleichende Darstellung der Nährstoffgehalte in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Die weiteren Nährstoffparameter Kalium (K_2O) und Magnesium (MgO) stagnieren sowohl bei den Schlämmen der SGD Nord, wie auch bei denen der SGD Süd auf nahezu gleichbleibender Höhe. Bei den Klärschlämmen der SGD Süd sind die Gehalte an Kalium und Magnesium innerhalb des Zeitraums 2000 bis 2005 konstanter als bei der SGD Nord.

2.4.2 Schadstoffe

Die Schadstoffgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen sind ein Kernpunkt der aktuellen Diskussion um die Novellierung der Klärschlammverordnung (siehe auch Kapitel 1.2.2). Insbesondere die organischen Schadstoffe sind, aufgrund fehlender flächendeckender Untersuchungen, Parameter mit hohem Risikopotenzial.

Die Grenzwerte für organische und anorganische Schadstoffparameter, die auf Grundlage der gültigen Klärschlammverordnung ständig zu untersuchen sind, werden sowohl bei der SGD Nord wie auch der SGD Süd um ein Vielfaches unterschritten.

2.4.2.1 Anorganische Schadstoffe

Die Gehalte an anorganischen Schadstoffen in rheinland-pfälzischen Klärschlämmen sind bei nahezu allen Parametern zurückgegangen.

Auffallend ist vor allem der Rückgang des **Bleigehalts**, welcher sich in den letzten Jahren bei der SGD Nord von 78,8 mg/kg TS auf 59,4 mg/kg TS vermindert hat (siehe Abbildung 2-3). Das entspricht einer Verringerung von mehr als 24%. Gleiches konnte bei der SGD Süd festgestellt werden, wo der Bleigehalt von 68,2 mg/kg TS auf 47,6 mg/kg TS abgenommen hat, was einem Rückgang von etwa 30% entspricht (siehe Abbildung 2-3). Der Rückgang der Bleigehalte in den Klärschlämmen ist in den letzten Jahren auch deutschlandweit zu verzeichnen gewesen. Eine Ursache dafür ist unter anderem die Einführung des bleifreien Benzins für Kraftfahrzeuge in den 80-er Jahren.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **Blei** von 900 mg/kg TS wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord im Mittel **um das 15-fache und** von der SGD Süd im Mittel **um das fast 19-fache unterschritten**.

Ähnlich verhält es sich mit den Parametern **Chrom** und **Nickel** (siehe Abbildung 2-3). Die Gehalte an Chrom haben sich bei der SGD Nord um ca. 10,8 mg/kg TS (Rückgang von 21%) und bei der SGD Süd um ca. 10,3 mg/kg TS (Rückgang von über 22%) verringert. Beim Parameter Nickel ist nur eine geringfügige Reduktion eingetreten, die sich bei der SGD Nord bei 3,2 mg/kg TS bewegt. Bei der SGD Süd ist nach einem leichten Rückgang bis ins Jahr 2004 (Rückgang von 5,8 mg/kg TS bzw. ca. 20%) 2005 wieder eine minimale Erhöhung aufgetreten.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **Chrom** von 900 mg/kg TS wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord im Mittel **um das 22-fache und** von der SGD Süd im Mittel **um das 25-fache unterschritten**. Der **Grenzwert für Nickel** von 200 mg/kg TS (AbfklärV) wurde im gleichen Jahr von der SGD Nord und der SGD Süd **um durchschnittlich das 7-fache unterschritten**.

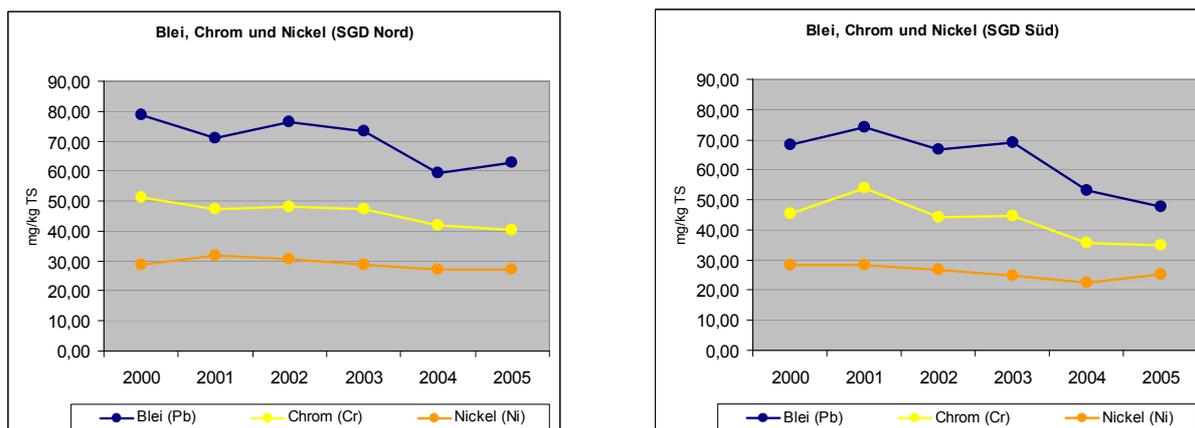


Abbildung 2-3a und 2-3b: Vergleichende Darstellung der anorganischen Schadstoffgehalte von Blei, Chrom und Nickel in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Die beiden anorganischen Substanzen **Kupfer** und **Zink** sind einerseits Spurennährstoffe, aber andererseits in hohen Konzentrationen schädlich. Sie zeigten über die letzten Jahre (2000 bis 2005) betrachtet keine großen Veränderungen (siehe Abbildung 2-4). Der Zinkgehalt stagniert auf nahezu gleichbleibendem Niveau, lag aber insgesamt bei der SGD Nord um bis zu 104 mg/kg TS (2004) über den Gehalten des Klärschlammes in der SGD Süd. Die Gehalte an Kupfer sind die einzigen der untersuchten anorganischen Schadstoffparameter, die sich seit dem Jahr 2000 minimal erhöht haben. So stieg der Kupfergehalt der Klärschlämme in der SGD Nord um ca. 23 mg/kg TS (Anstieg um mehr als 10%). In den untersuchten Schlämmen der SGD Süd stieg der Kupfergehalt von 2000 bis 2005 um ca. 12 mg/kg TS, was einem Anstieg von etwa 5% entspricht. Das für Rheinland-Pfalz ermittelte Bild stimmt insgesamt mit dem allgemeinen Trend für Gesamtdeutschland überein.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **Zink** von 2.500 mg/kg TS wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord und von der SGD Süd durchschnittlich **um etwa das 3-fache unterschritten**. Auch der **Grenzwert für Kupfer** von 800 mg/kg TS (AbfklärV) wurde im gleichen Jahr von der SGD Nord und der SGD Süd **um ca. das 3-fache unterschritten**.

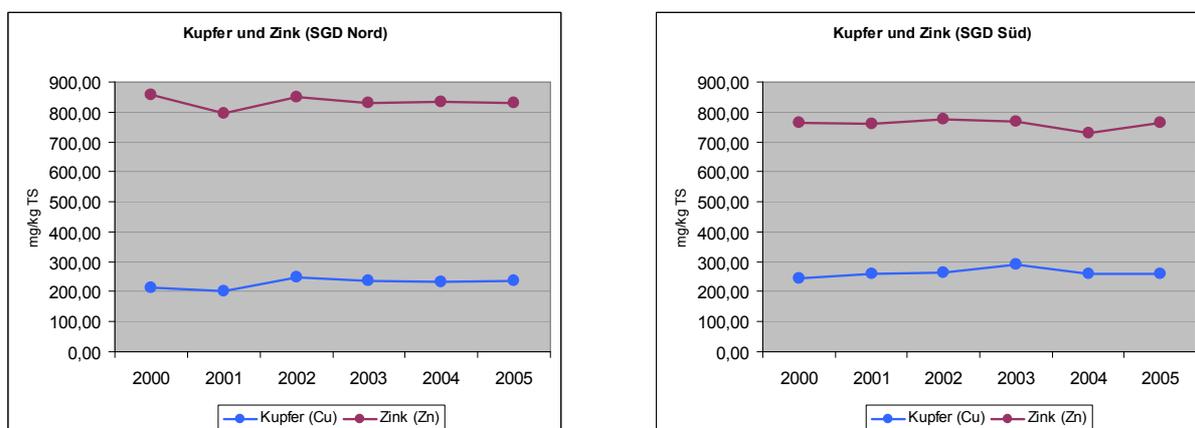


Abbildung 2-4a und 2-4b: Vergleichende Darstellung der anorganischen Schadstoffgehalte von Kupfer und Zink in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Bei den anorganischen Parametern **Cadmium** und **Quecksilber** ist bei den Klärschlämmen der SGD Nord (siehe Abbildung 2-5) ebenfalls ein klarer Abwärtstrend zu erkennen. Bei Cadmium war hier ein Rückgang um 0,18 mg/kg TS bzw. knapp 15% seit dem Jahr 2000 und bei Quecksilber im gleichen Zeitraum sogar eine Verminderung um 0,23 mg/kg TS bzw. ca. 30% zu verzeichnen. Die Reduktionen sind unter anderem auf Maßnahmen im Indirekteinleiterbereich zurückzuführen.

Bei den Schlämmen der SGD Süd (siehe Abbildung 2-5) ist der Gehalt an Cadmium nach einem leichten Anstieg im Jahr 2001 zunächst bis 2003 kontinuierlich gesunken. Danach war bis ins Jahr 2005 erneut ein Anstieg auf den Wert des Jahres 2000 gemessen worden. Es ist somit im Vergleich zum Jahr 2000 weder ein Anstieg noch eine Reduktion zu registrieren. Auch bei Quecksilber ist eher eine Stagnation zu sehen. Der Rückgang betrug hier lediglich 0,1 mg/kg TS bzw. 17,5%. Es bleibt aber anzumerken, dass die Gehalte an Quecksilber bei den Klärschlämmen der SGD Süd im betrachteten Zeitraum insgesamt niedriger lagen, als bei denen der SGD Nord.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **Cadmium** von 10 mg/kg TS wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord und der SGD Süd im Mittel **um ca. das 10-fache unterschritten**. Auch der **Grenzwert für Quecksilber** von 8 mg/kg TS (AbfklärV) wurde im gleichen Jahr von der SGD Nord und der SGD Süd **um ca. das 16-fache unterschritten**.

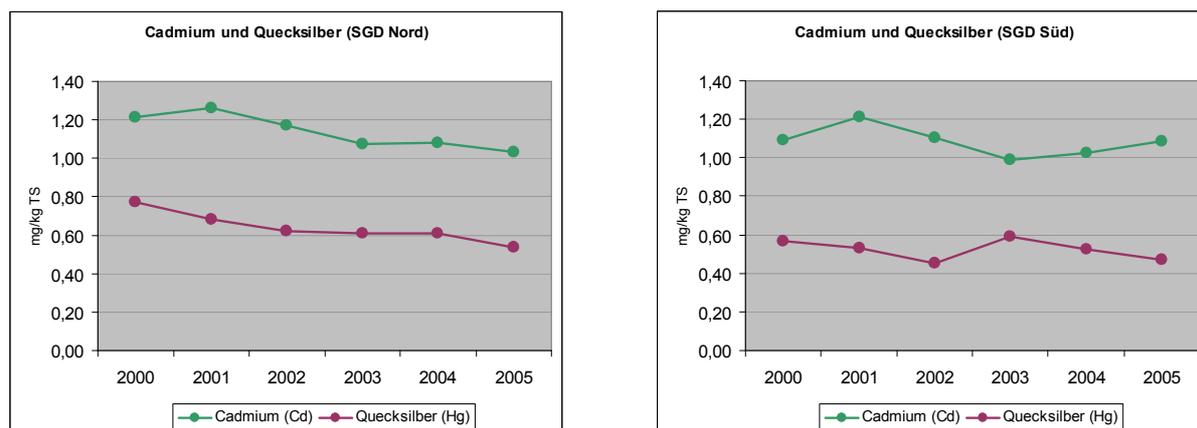


Abbildung 2-5a und 2-5b: *Vergleichende Darstellung der anorganischen Schadstoffgehalte von Cadmium und Quecksilber in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]*

Ingesamt bleibt für die anorganischen Schadstoffparameter festzuhalten, dass die derzeit noch gültigen Grenzwerte der Klärschlammverordnung von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord und Süd in Rheinland-Pfalz deutlich unterschritten werden. Bei den besonders relevanten Schwermetallparametern Quecksilber, Blei, Chrom und Cadmium ist ein klarer Abwärtstrend zu verzeichnen.

2.4.2.2 Organische Schadstoffe

Nach den Regelungen der gültigen Klärschlammverordnung sind derzeit nur die organischen Schadstoffe AOX, PCB₆ sowie Dioxine und Furane (PCDD/-DF) zu untersuchen. Zukünftig wird die Palette der zu prüfenden organischen Schadstoffe im Rahmen der Novellierung der Klärschlammverordnung mit hoher Wahrscheinlichkeit auf zusätzliche Parameter erweitert werden.

Hinsichtlich der Gehalte an **AOX** bietet sich bei den rheinland-pfälzischen Klärschlämmen ein Bild, was den geringfügigen Anstieg des Parameters AOX zeigt. Bei den Schlämmen der SGD Nord (siehe Abbildung 2-6) ist nach einem Abfall der Gehalte im Jahr 2001 zunächst ein stetiger Anstieg zu sehen. Ab dem Jahr 2003 stagniert der AOX-Gehalt bei einer Größenordnung von ungefähr 160 mg/kg TS. Bei der SGD Süd (siehe Abbildung 2-6) ist dagegen ein kontinuierlicher Anstieg der Gehalte an AOX bis ins Jahr 2005 zu erkennen.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **AOX** von 500 mg/kg TS wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord und der SGD Süd durchschnittlich **um etwa das 3-fache unterschritten**.

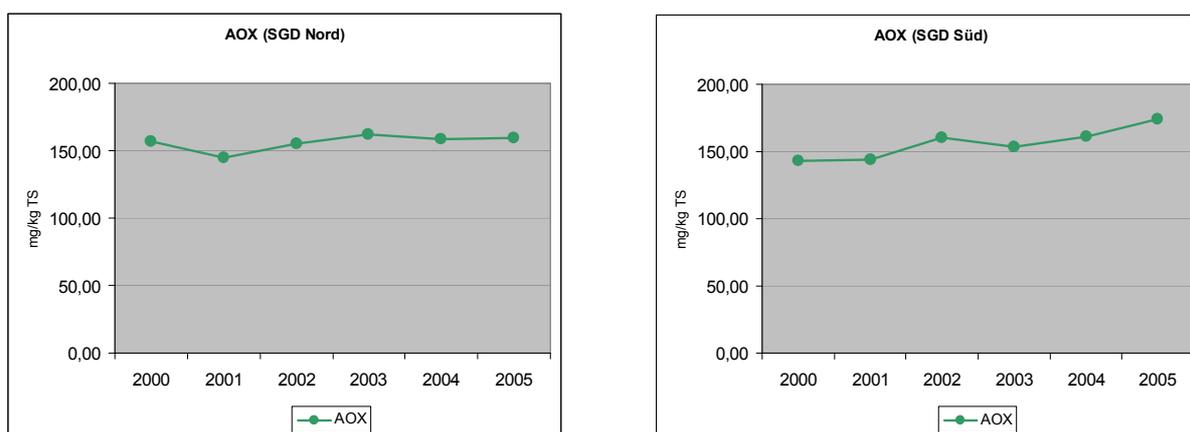


Abbildung 2-6a und 2-6b: *Vergleichende Darstellung des organischen Schadstoffgehaltes von AOX in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]*

Bei den sechs verschiedenen **PCB**-Kongeneren konnte festgestellt werden, dass in den Klärschlämmen der SGD Nord (siehe Abbildung 2-7) seit 2000 eine Reduktion bei allen sechs PCBs erreicht wurde. Bei der SGD Süd (siehe Abbildung 2-7) befanden sich die Gehalte bereits am Beginn des Untersuchungszeitraums unterhalb der Gehalte der SGD Nord. Hier ist in den Jahren 2000 bis 2005 eher eine Stagnation eingetreten.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **PCBs** von 0,2 mg/kg TS je Kongener wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord und der SGD Süd durchschnittlich **um ca. das 10-fache unterschritten**.

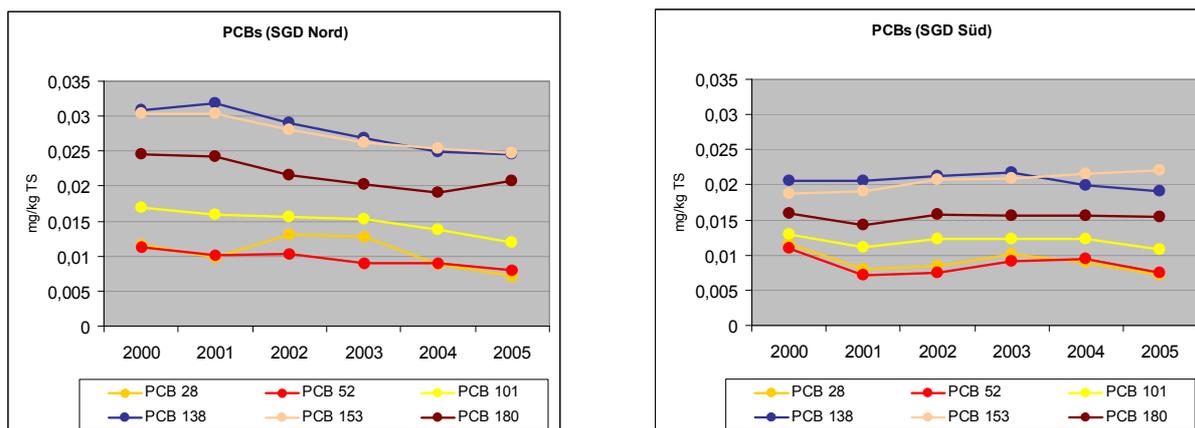


Abbildung 2-7a und 2-7b: Vergleichende Darstellung der organischen Schadstoffgehalte von PCBs in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Bei den Gehalten an **PCDD/-DF** verhält es sich ähnlich wie bei den PCBs. Bei den Schlämmen der SGD Nord (siehe Abbildung 2-8) ist seit dem Jahr 2000 ein Rückgang mit einer Stagnation ab dem Jahr 2003 zu sehen. Bei der SGD Süd (siehe Abbildung 2-8) war der Gehalt an PCDD/-DF bereits am Anfang des Untersuchungszeitraums unterhalb dessen der SGD Nord. Hier ist eine stetige leichte Reduktion erreicht worden.

Der **Grenzwert** der AbfklärV für **PCDD/-DF** von 100 ng TE/kg TS wurde 2005 von den kommunalen Klärschlämmen der SGD Nord und der SGD Süd im Mittel um ca. das **12-fache unterschritten**.

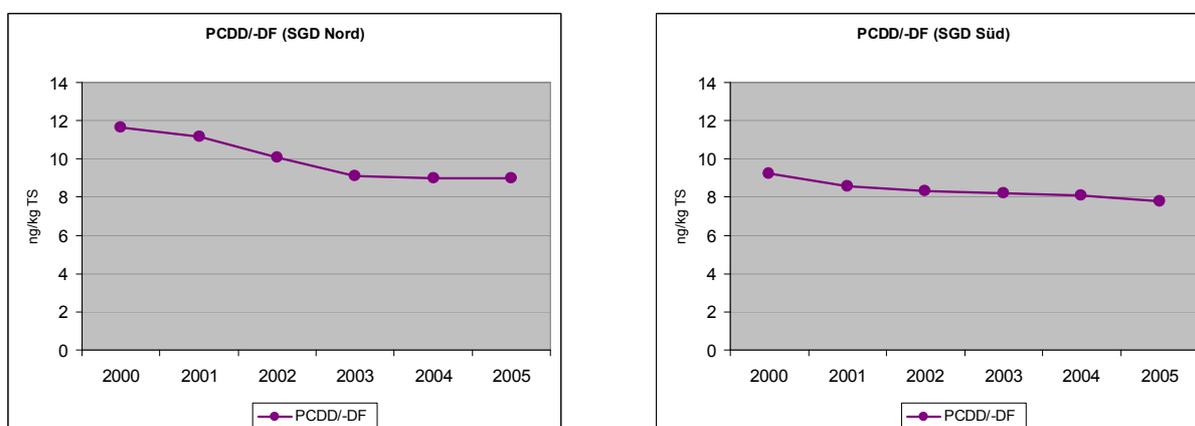


Abbildung 2-8a und 2-8b: Vergleichende Darstellung des organischen Schadstoffgehaltes von PCDD/-DF in den kommunalen Klärschlämmen der SGDs Nord und Süd in Rheinland-Pfalz in den Jahren 2000 bis 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

2.4.3 Fazit zur Zusammensetzung der Klärschlämme

Sollten in den nächsten beiden Jahren Verschärfungen hinsichtlich der Grenzwerte im Zuge der Novellierung der Klärschlammverordnung gesetzlich beschlossen werden, besteht für kommunale Klärschlämme in ganz Deutschland die Gefahr, dass diese nur noch eingeschränkt oder nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden dürfen. Nach einer Untersuchung der DWA [Reifenstuhl, 2007] werden, bei Betrachtung der Mittelwerte, 51,4% der deutschen Kläranlagen die Anforderungen des Eckpunktepapiers des BMU hinsichtlich der Schwermetalle nicht einhalten können. Bei Betrachtung der Maximalwerte sind es sogar 62,2%. Da für die organischen Schadstoffe noch keine deutschlandweiten hinreichenden Untersuchungen vorliegen, ist ein weiterer Anstieg dieser Zahlen durchaus möglich.

Tabelle 2-9 zeigt am Bezugsjahr 2005, wie sich die **Gehalte von anorganischen Schadstoffen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme in Bezug auf die diskutierten neuen Grenzwerte der Klärschlammverordnung** einordnen lassen. Es ist zu erkennen, dass alle Gehalte der untersuchten Schwermetalle die durch das BMU vorgeschlagenen Grenzwerte in den meisten Fällen etwa um die Hälfte unterschreiten. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass es sich bei den rheinland-pfälzischen Daten um gewichtete Mittelwerte aller landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme aus allen kommunalen Kläranlagen handelt. Aus diesem Grund besteht die Möglichkeit, dass Schlämme aus einzelnen Kläranlagen die diskutierten Grenzwerte nicht einhalten können, aber durch die Verrechnung mit günstigeren Schwermetallgehalten anderer Anlagen in der Gesamtdarstellung wiederum unterhalb der Grenzwerte liegen.

Zum weiteren Vergleich wurden in Tabelle 2-9 außerdem die Angaben von Schwermetallgehalten aus gesamtdeutschen Darstellungen herangezogen. Die zitierten Werte stammen aus dem Jahr 2003, wurden aber erst später veröffentlicht. Ein unmittelbarer Vergleich kann aber nicht angestellt werden. Die Schwermetallgehalten aus der Klärschlammhebung der DWA beziehen sich ausschließlich auf stofflich verwertete Klärschlämme und decken sich in den meisten Fällen mit den Gehalten von Rheinland-Pfalz Gesamt. Die Werte des Umweltbundesamtes für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme liegen unterhalb der Werte der DWA. Bezüglich der Schwermetallgehalten für Gesamt-Rheinland-Pfalz lässt sich im bundesweiten Vergleich feststellen, dass lediglich die Werte für Blei und Zink leicht über den Gehalten für Gesamtdeutschland liegen. Alle anderen Parameter liegen auf dem gleichen Niveau oder sogar noch darunter.

Tabelle 2-9: Gehalte an anorganischen Schadstoffen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme im Vergleich zur gültigen Klärschlammverordnung, den diskutierten Grenzwertvorschlägen des BMU und ausgewählten Beispielen für Gesamtdeutschland; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; BMU, 2006a; SGD Nord/Süd, 2006; DWA, 2005a; BMU, o. J.]

	[mg/kg TS]	Pb	Cd	Cr	Ni	Hg	Cu	Zn
Existierende Vorgaben	AbfKlärV (1992)	900	10	900	200	8	800	2.500
	Vorschlag BMU (2006)	100	2	80	60	1,4	(600) ⁴⁾	(1.500) ⁴⁾
Situation in Rheinland-Pfalz 2005	SGD Nord (2005) ¹⁾	63,0	1,0	40,3	27,0	0,5	236,7	829,2
	SGD Süd (2005) ¹⁾	47,7	1,1	34,9	25,2	0,5	258,0	765,5
	RLP Gesamt (2005) ¹⁾	55,4	1,1	37,6	26,1	0,5	247,4	797,4
Gesamtdeutsche Situation	DWA (2003) ²⁾	51,9	1,2	50,1	27,6	0,8	316,1	788,6
	UBA (2003) ³⁾	48	1,1	42	27	0,7	305	746

¹⁾ gewichtete Mittelwerte aus 2005; nur landwirtschaftlich verwertete Schlämme; auf eine Dezimalstelle gerundet

²⁾ [DWA, 2005a]; gewichtete Mittelwerte; nur stofflich verwertete Schlämme; auf eine Dezimalstelle gerundet

³⁾ [BMU, o. J.]; Mittelwerte aus 2003; nur landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme

⁴⁾ Größenordnung des Grenzwerts noch nicht abschließend erläutert

Tabelle 2-10 zeigt am Bezugsjahr 2005, wie sich die **Gehalte von organischen Schadstoffen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme in Bezug auf die diskutierten neuen Grenzwerte der Klärschlammverordnung** einordnen lassen. Die in der Tabelle aufgeführten Gehalte für PAK sind in dieser Form nicht Gegenstand der derzeit laufenden Grenzwertdiskussion, sondern lediglich für die vergleichende Darstellung der Situation in Nordrhein-Westfalen sowie Gesamtdeutschland bedeutend.

Für die bisher durch die Klärschlammverordnung erfassten Parameter PCB₆, PCDD/-DF und AOX lässt sich in Rheinland-Pfalz feststellen, dass alle Gehalte die durch das BMU vorgeschlagenen Grenzwerte [BMU, 2006a] um mindestens die Hälfte unterschreiten, im Fall von PCB₆ sogar um mehr als das Sechsfache. Es ist jedoch erneut darauf hinzuweisen, dass es sich bei den rheinland-pfälzischen Daten um gewichtete Mittelwerte aller landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme aus allen kommunalen Kläranlagen handelt. Aus diesem Grund besteht die Möglichkeit, dass Schlämme aus einzelnen Kläranlagen die diskutierten Grenzwerte nicht einhalten können, aber durch die Verrechnung mit günstigeren Schwermetallgehalten anderer Anlagen in der Gesamtdarstellung wiederum unterhalb der Grenzwerte liegen.

Hinsichtlich der Grenzwertvorschläge für zusätzliche organische Schadstoffparameter können für rheinland-pfälzische Klärschlämme noch keine Aussagen getroffen werden, da nach unserer Recherche bisher keine entsprechenden Untersuchungen durchgeführt wurden. Erst nach Vorliegen dieser Daten kann eine dezidierte Angabe dazu gemacht werden, ob die diskutierten Grenzwerte für B(a)P, DEHP, DBT, MBT und die Moschusverbindungen Tonalid und Galaxolid von den zur landwirtschaftlichen Verwertung vorgesehenen kommunalen Klärschlämmen in Rheinland-Pfalz über- oder unterschritten werden.

Um trotzdem einen Eindruck von den Größenordnungen der Parameter zu bekommen, wurde in Tabelle 2-10 eine umfangreiche Untersuchung des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA) in über 150 Kläranlagen des Bundeslandes aus den Jahren 2001 und 2002 zum Vergleich herangezogen, die allerdings alle kommunalen Klärschlämme erfasst hat und nicht ausschließlich die zur landwirtschaftlichen bzw. stofflichen Verwertung [MUNLV NRW, 2004]. Aus diesem Grund dürften die Gehalte der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme unterhalb der in der Tabelle aufgeführten Werte liegen. Auch hier handelt es sich wieder um Mittelwerte aller untersuchten Kläranlagen, was das Gesamtbild, wie bereits oben mehrfach erwähnt, verändern kann.

Die Erhebung des LUA NRW zeigt, dass die ermittelten Gehalte an organischen Schadstoffen bei den diskutierten Parametern weit unterhalb der möglichen Grenzwerte liegen, bei PCB₆ sogar um mehr als das Sechsfache [MUNLV NRW, 2004]. Im Vergleich zu den rheinland-pfälzischen Klärschlämmen befinden sich die Gehalte an PCB₆ auf dem gleichen Niveau sowie bei PCCD/-DF und AOX über den Werten.

Als ein weiteres Beispiel wurden die organischen Schadstoffparameter der DWA-Klärschlammhebung aus dem Jahr 2003 [DWA, 2005a] herangezogen, da diese ein Bild für Gesamtdeutschland wiedergeben. Es handelt sich dabei um die Gehalte der stofflich verwerteten Schlämme. Leider konnten in dieser Erhebung neben den von der Klärschlammverordnung festgelegten organischen Schadstoffparametern nur die Gehalte an PAK ermittelt werden. Auch hier ist wegen der unterschiedlichen Bezugsjahre kein unmittelbarer Vergleich möglich.

Für die organischen Schadstoffe PCB₆, PCCD/-DF und AOX ist zu erkennen, dass sich die gesamtdeutschen Gehalte in etwa auf dem gleichen Niveau bewegen, wie die für Rheinland-Pfalz. Für weitere Parameter können bislang keine Aussagen getroffen werden.

Der in der DWA-Klärschlammhebung [DWA, 2005a] bundesweit ermittelte Gehalt an PAK liegt um das Dreifache niedriger als der vom LUA NRW ein Jahr zuvor gemessene Gehalt in Nordrhein-Westfalen. Die Ursache dafür könnte nach Angabe von [DWA, 2005a] sein, dass es sich bei dem PAK-Wert um die rechnerische Summe der Konzentrationen von Einzelverbindungen handelt, die von den verschiedenen Rechtsnormen in unterschiedlicher Anzahl berücksichtigt werden. Da bei der Erhebung der DWA in den meisten Fällen bei den Kläranlagen nur sechs PAK nach DIN-Norm bestimmt werden, bei [MUNLV NRW, 2004] nach EPA¹⁰ aber 16, kann so unter Umständen eine Differenz entstehen. Betrachtet man allerdings die Summe der in ¹⁾ genannten PAK, so ergibt sich ein Wert von 5,22 mg/kg TS.

¹⁰ Nach der Umweltschutzorganisation der USA (Environmental Protection Agency) benannte Gruppe von 16 PAK-Einzelsubstanzen, die hauptsächlich und stellvertretend für die ganze PAK-Stoffgruppe analysiert werden.

Für die Organozinnverbindungen DBT und MBT wurden von [UBA, 2004] in 50 deutschen Kläranlagen Messungen vorgenommen. Von 50 Klärschlammproben konnten in 49 Fällen DBT und MBT nachgewiesen werden. Der Mittelwert von 0,76 mg/kg TS bei DBT liegt über dem vom BMU vorgeschlagenen Grenzwert von 0,6 mg/kg TS, was zu einem Ausschluss der betroffenen Schlämme von der landwirtschaftlichen Verwertung führen würde. Der Mittelwert für MBT von 0,33 mg/kg TS befindet sich dagegen im Normbereich.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die aktuellen anorganischen Schadstoffgehalte in den kommunalen Klärschlämmen in Rheinland-Pfalz und in Gesamtdeutschland die im Eckpunktepapier des BMU diskutierten Grenzwerte einhalten würden.

Zu den organischen Schadstoffgehalten liegen noch keine flächendeckenden Untersuchungen vor, weshalb in dieser Hinsicht bislang keine exakte Aussage getroffen werden kann und ein Ergebnis offen bleiben muss.

Ein in letzter Zeit immer häufiger diskutiertes Thema sind die sog. Perfluorierten Tenside (PFT), die als Schadstoffe in verschiedenen deutschen Klärschlämmen nachgewiesen werden konnten. Neben Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen, wo diese Substanzen in umfangreicheren Messungen untersucht worden sind, hat sich auch Rheinland-Pfalz zu einer Messreihe bei kommunalen Kläranlagen entschieden, die sich gegenwärtig in der Durchführung befindet. Genauere Angaben zur Stoffgruppe PFT und dem aktuellen Stand der wissenschaftlichen Forschung finden sich im Anhang 8.2 zur vorliegenden Studie.

Tabelle 2-10: Gehalte an organischen Schadstoffen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme im Vergleich zur gültigen Klärschlammverordnung, den diskutierten Grenzwertvorschlägen des BMU und ausgewählten Beispielen; Angabe in mg/kg TS [Quellen: AbfKlärV, 1992; BMU, 2006a; SGD Nord/Süd, 2006; DWA, 2005a; MUNLV NRW, 2004; UBA, 2004]

	[mg/kg TS]	PCB ₆	PCDD/ -DF [ng TE/ kg TS]	AOX	B(a)P	PAK ¹⁾	DEHP	Mo- schus (To- nalid, Gal- axolid)	DBT + MBT
Existierende Vorgaben	AbfKlärV (1992)	∑ 1,2 bzw. 0,2 je Kongene- ner	100	500	---	---	---	---	---
	Vorschlag BMU (2006)	∑ 0,6 bzw. 0,1 je Kongene- ner	30	400	1	kein Vor- schlag	(100) ⁷⁾	(15) ⁷⁾ (10) ⁷⁾	(0,6) ⁷⁾
Situation in Rheinland- Pfalz 2005	SGD Nord (2005) ²⁾	0,097	9,01	160	---	---	---	---	---
	SGD Süd (2005) ²⁾	0,082	7,78	174	---	---	---	---	---
	RLP Gesamt (2005)²⁾	0,090	8,40	167	---	---	---	---	---
Situation in NRW	LUA NRW (2001/02) ³⁾	0,091	14	208	0,47	6,65 ⁴⁾ 5,22 ¹⁾	27,5	2,65 5,92	0,22 0,17
Gesamtdeutsche Situation	DWA (2003) ⁵⁾	0,07	9,56	172,8	---	2,16	---	---	---
	UBA (2004) ⁶⁾	---	---	---	---	---	---	---	0,76 0,33

¹⁾ Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe: Acenaphthen, Phenanthren, Fluoren, Fluoranthen, Pyren, Benzo(b+j+k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1, 2, 3-c, d)pyren

²⁾ gewichtete Mittelwerte aus 2005; nur landwirtschaftlich verwertete Schlämme; gerundet

³⁾ [MUNLV NRW, 2004]; Mittelwerte; alle Schlämme

⁴⁾ PAK _{EPA}

⁵⁾ [DWA, 2005a]; gewichtete Mittelwerte; nur stofflich verwertete Schlämme; gerundet

⁶⁾ Mittelwerte aus 50 Klärschlammproben

⁷⁾ Einführung eines Grenzwerts und dessen Größenordnung noch nicht abschließend erläutert

2.5 Hauptentsorgungswege für Klärschlamm in Rheinland-Pfalz

Für die Bestandsanalyse der Hauptentsorgungswege für kommunalen Klärschlamm wurden die Angaben der Struktur- und Genehmigungsdirektionen Nord und Süd verwendet. Die dort gesammelten Daten enthalten alle nachweispflichtigen Angaben zum Klärschlammaufkommen in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 1.000 EW und deren Verbleib. Daten über den Klärschlammfall bei Abwasserbehandlungsanlagen < 1.000 EW wurden von den Struktur- und Genehmigungsdirektionen im Normalfall nicht in die Betrachtung einbezogen.

Wie bereits in Kapitel 2.2 dargestellt betrug der Gesamtanfall an kommunalem Klärschlamm in Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 95.668 t TS, wovon 64.866 t TS einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt wurden [MUFV RLP, 2006]. Weitere Verwertungswege sind die stoffliche Verwertung im Garten- und Landschaftsbau, die Rekultivierung, die Kompostierung, die Vererdung und sonstige Möglichkeiten, wie z. B. der Einsatz von Klärschlamm für Recyclingzwecke. Ein zunehmend an Bedeutung gewinnender Verwertungsweg ist die thermische Behandlung von Klärschlamm in Mono- und Mitverbrennungsanlagen. Die Zwischenlagerung und die Abgabe von Klärschlamm an andere Kläranlagen sind keine Verwertungswege im eigentlichen Sinn, da die Mengen nur verlagert werden. Sie wurden trotzdem teilweise mit in die Betrachtung einbezogen, weil ein nicht unerheblicher Teil der anfallenden Klärschlamm-mengen zwischengelagert oder an andere Kläranlagen weitergegeben wird. Wie sich die einzelnen Entsorgungspfade hinsichtlich der Anteile am Gesamtanfall darstellen, zeigt Abbildung 2-9. Durch die Einbeziehung der Zwischenlagerung ergibt sich insgesamt eine Behandlungs- und Verwertungsquote von leicht über 100%.

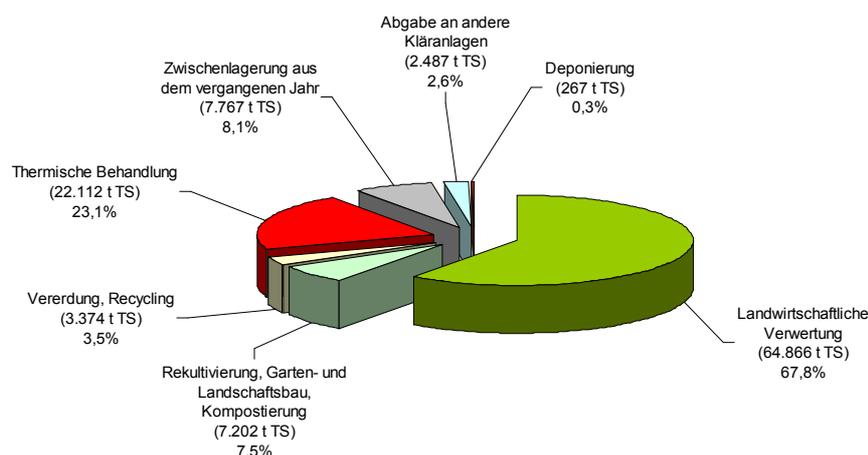


Abbildung 2-9: Behandlungs- und Verwertungswege für kommunalen Klärschlamm in Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Es ist zu erkennen, dass die landwirtschaftliche Nutzung mit 67,8% in Rheinland-Pfalz immer noch der bevorzugte Weg der Klärschlammverwertung ist. Zusammen mit der Möglichkeit des Einsatzes bei der Rekultivierung, im Garten- und Landschaftsbau, der Kompostierung, der Vererdung sowie dem Recycling ergibt sich ein Anteil von 78,8% für die stoffliche Verwertung. Die thermische Behandlung von Klärschlamm in Mono- und Mitverbrennungsanla-

gen hat mit einem Anteil von über 23% erheblich an Bedeutung gewonnen. Die Deponierung von Klärschlamm spielt mit 0,3% keine Rolle mehr und kann insgesamt vernachlässigt werden. Die Zwischenlagerung und die Abgabe an andere Kläranlagen sind keine Verwertungswege im eigentlichen Sinn, haben aber trotzdem einen Anteil von mehr als 10%.

Zum Vergleich zeigt Abbildung 2-10, wie sich die Verwertungspfade in Rheinland-Pfalz im Jahr 2000 dargestellt haben. Hier wurde die Zwischenlagerung in der graphischen Darstellung nicht aufgeführt, da für das Jahr 2000 nur die Daten der SGD Süd vorliegen. Trotzdem enthalten die angegebenen Mengen Anteile aus der Zwischenlagerung, weshalb sich auch hier insgesamt eine Behandlungs- und Verwertungsquote von leicht über 100% ergibt.

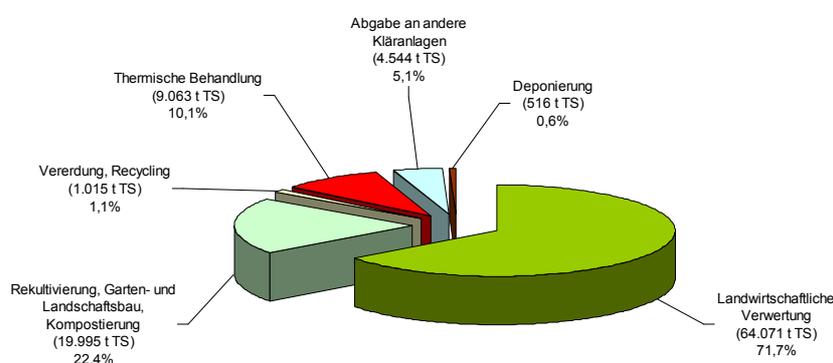


Abbildung 2-10: Behandlungs- und Verwertungswege für kommunalen Klärschlamm in Rheinland-Pfalz im Jahr 2000 (ohne Zwischenlagerung) [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Die Grafik zeigt, dass sich die landwirtschaftliche Verwertung mit einem Anteil von 71,7% geringfügig über dem Wert von 2005 befand. Weitere stoffliche Verwertungswege nahmen mit 23,5% aber noch einen wesentlich größeren Raum ein, als im Jahr 2005 (11%). Die thermische Behandlung von Klärschlamm ist mit ca. 10% noch kein so bedeutender Verwertungsweg wie zum heutigen Zeitpunkt. Die Deponierung lag mit 0,6% knapp über dem Wert von 2005, hat aber in den dazwischen liegenden Jahren (z. B. 2002) kurzfristig noch einmal zugenommen (siehe Kapitel 2.5.4).

Wie sich die Verteilung der einzelnen Entsorgungspfade auf die Landkreise in Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 darstellt, zeigt Abbildung 2-11.

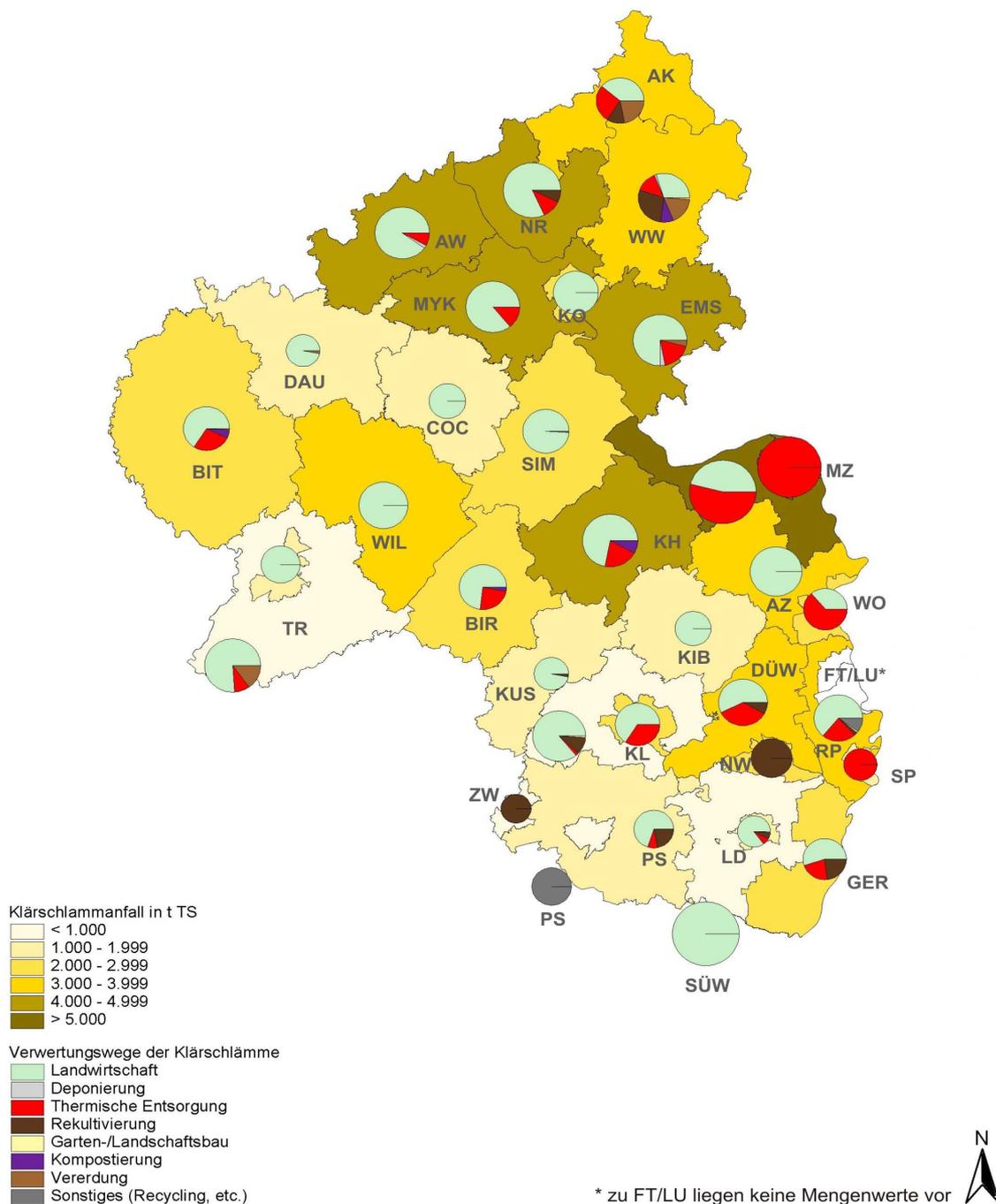


Abbildung 2-11: Darstellung der Verteilung der Entsorgungspfade für kommunalen Klärschlamm auf die Landkreise von Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006; eigene Darstellung]

2.5.1 Direkte landwirtschaftliche Verwertung

Die direkte landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist einer der klassischen Entsorgungswege, da die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe so für Düngezwecke genutzt werden können. Diese Form der Verwertung ist wegen der Anteile an Schadstoffen allerdings zunehmend umstritten und wird von einigen Bundesländern (z. B. Bayern, Baden-Württemberg) mittlerweile nur noch eingeschränkt praktiziert.

Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist die einzige Entsorgungsmöglichkeit, bei der Nassschlamm mit einem TS-Gehalt von ca. 3% direkt verwertet werden kann [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 139], was allerdings nur bei kurzen Transportwegen wirtschaftlich ist (vgl. auch Kapitel 4.2.3). Generell kann Klärschlamm für Düngezwecke in der Landwirtschaft mit den verschiedensten TS-Gehalten eingesetzt werden. Durch einen höheren TS-Gehalt können dabei auch Transportkosten eingespart werden.

Im Jahr 2005 wurden in Rheinland-Pfalz 63.825 t TS Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet, was einer Verwertungsquote von 67,0% entspricht. Auf den Bereich der SGD Nord entfielen 38.272 t TS (Verwertungsquote 78%) und auf den Bereich der SGD Süd 25.553 t TS (Verwertungsquote 57,1%) [MUFV RLP, 2006].

Tabelle 2-11 zeigt detailliert, welche Landkreise und kreisfreien Städte in Rheinland-Pfalz im Jahr 2005 besonders hohe Mengen von kommunalen Klärschlämmen landwirtschaftlich verwertet haben. Die Spitzenreiter, die Landkreise Neuwied und Südliche Weinstraße, verwendeten 2005 jeweils fast 4.000 t TS an kommunalem Klärschlamm in der Landwirtschaft. Vor allem in den Landkreisen der SGD Nord liegen die Anteile der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung an den Verwertungswegen innerhalb der Landkreise bei zumeist über 80%. In einigen Landkreisen (Südliche Weinstraße, Alzey-Worms und Bernkastel-Wittlich) werden sogar 100% des anfallenden kommunalen Klärschlammes landwirtschaftlich genutzt.

Tabelle 2-11: Landkreise und kreisfreie Städte in Rheinland-Pfalz mit den höchsten, in der Landwirtschaft verwerteten Klärschlämmen im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

SGD Nord			SGD Süd		
Landkreis bzw. kreisfreie Stadt	Menge in t TS	Anteil an den Verwertungswegen im Landkreis in %	Landkreis bzw. kreisfreie Stadt	Menge in t TS	Anteil an den Verwertungswegen im Landkreis in %
LK Neuwied	3.969,0	83,5	LK Südliche Weinstraße	3.812,8	100,0
LK Ahrweiler	3.721,6	89,1	LK Alzey-Worms	3.777,9	100,0
LK Mayen-Koblenz	3.575,7	88,1	LK Mainz-Bingen	3.209,8	47,7
LK Bad Kreuznach	3.246,4	75,3	Rhein-Pfalz-Kreis	2.267,0	71,7
LK Bernkastel-Wittlich	3.222,5	100,0	LK Bad Dürkheim	1.886,8	58,7
Rhein-Lahn-Kreis	2.875,9	70,8	Stadt Kaiserslautern	1.853,0	73,2

Tabelle 2-12 zeigt die Entwicklung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Rheinland-Pfalz seit dem Jahr 2000. Die hier verwendeten Daten wurden von den SGDs Nord und

Süd übernommen und können von den in den Abfallbilanzen des Landes veröffentlichten Zahlen abweichen. Es ist zu erkennen, dass im Bereich der SGD Nord generell mehr Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet wird als in der SGD Süd. Das liegt darin begründet, dass der Bereich der SGD Nord noch stärker ländlich geprägt ist als der der SGD Süd. Dadurch ist auch der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung am Gesamtaufkommen mit einem Durchschnitt von etwa 80% seit 2000 in der SGD Nord bedeutend höher als in der SGD Süd. Für Rheinland-Pfalz insgesamt lag die durchschnittliche landwirtschaftliche Verwertung in den Jahren 2000 bis 2005 bei 67,9%.

Tabelle 2-12: Detaillierte Darstellung der Entwicklung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Rheinland-Pfalz [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

		2000	2001	2002	2003	2004	2005
Menge der landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme in t TS	SGD Nord	35.596	39.314	37.060	36.610	37.018	38.272
	SGD Süd	28.475	25.981	26.164	27.453	25.535	25.553
	RLP	64.071	65.295	63.224	64.063	62.553	63.825
Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung am Gesamtaufkommen an Klärschlamm in %	SGD Nord	75,7	82,8	85,7	80,0	76,1	78,0
	SGD Süd	57,0	54,5	56,0	58,8	55,1	55,3
	RLP	66,4	68,6	70,9	69,4	65,6	66,7

Es lässt sich insgesamt feststellen, dass die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm seit Jahren den wichtigsten Entsorgungspfad in Rheinland-Pfalz bildet. Eine Veränderung der rechtlichen Situation könnte unter Umständen zu einer Verringerung der in der Landwirtschaft verwendeten Mengen führen.

2.5.2 Nutzung im Landschaftsbau

Für die stoffliche Nutzung von kommunalen Klärschlämmen im Landschaftsbau stehen verschiedene Varianten [vgl. Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 141 ff.] zur Verfügung, welche das gemeinsame Ziel haben, das organische Kohlenstoffgerüst des Klärschlammes als Grundlage für die Herstellung von Bodensubstraten zu nutzen:

- **Einsatz für Rekultivierungsmaßnahmen** (Klärschlämme werden vor Ort mit anderen Stoffen zu Substraten gemischt und aufgebracht; Vererdung erfolgt am Anwendungsort),
- **Erzeugung definierter Substrate in Erdenwerken** (Klärschlamm wird als Kohlenstoffträger im Erdenwerk mit verschiedenen Stoffen bzw. Abfällen vermisch; Vererdung erfolgt teilweise im Erdenwerk selbst),
- **Erzeugung von Kompost** (Klärschlamm wird in Kompostierungsanlagen kompostiert),
- **Zumischung von Klärschlammgranulat** (Hochgetrockneter Klärschlamm wird als Granulat Substraten zugemischt) und
- **Vererdung im Schilfbeet.**

Mögliche Einsatzbereiche der, nach den oben genannten Varianten hergestellten Bodensubstrate, sind:

- die Abdeckung bzw. die Herstellung einer Durchwurzelungsschicht bei der Begrünung von Halden,
- die Nutzung für den Bergversatz,
- die Abdeckung von Deponien,
- die Nutzung des Klärschlammkomposts zur Verbesserung der Böden bei landschaftsbaulichen Maßnahmen,
- die Verwendung zur Abdeckung bzw. Herstellung einer Durchwurzelungsschicht bei technischen Bauwerken (z. B. Lärmschutzwällen) und
- der Einsatz als pflanzenverträgliches Düngemittel im Garten- und Landschaftsbau.

Alle Einsatzbereiche haben das Auf- und vor allem das Einbringen von Klärschlamm oder Klärschlammprodukten in den Boden gemeinsam.

Stoffliche und andere Anforderungen an die im Landschaftsbau auf- und eingebrachten Klärschlammprodukte sind in keiner eigenen gesetzlichen Bestimmung verankert. Sie werden unter anderem aus dem BBodSchG, der BBodSchV und verschiedenen spezialgesetzlichen Regelungen (z. B. Deponieverordnung, Bergrecht) abgeleitet. **Die AbfKlärV ist beim landschaftsbaulichen Einsatz in einigen Fällen nicht relevant, da sie sich nur auf den Einsatz von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen bezieht.** Einen Überblick über die gesetzlichen Regelungen für die einzelnen Einsatzbereiche bietet Abbildung 2-12.

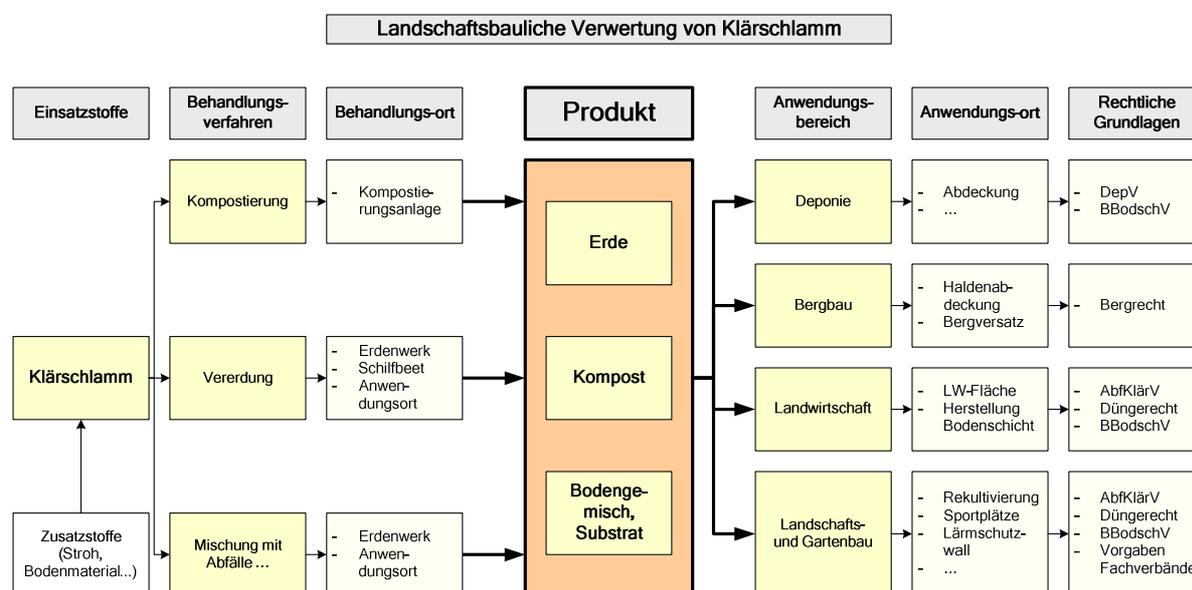


Abbildung 2-12: Einsatzbereiche und gesetzliche Grundlagen bei Verwendung von Klärschlamm im Landschaftsbau [Quelle: eigene Darstellung]

Die bodenschutzrechtlichen Anforderungen an die landschaftsbaulich eingesetzten Klärschlämme werden auf Bundesebene gesetzlich fixiert durch das BBodSchG mit der BBodSchV (siehe Kapitel 1.2.2.6.1). Für den Einsatz von Klärschlamm im Landschaftsbau ist

insbesondere § 12 BBodSchV bedeutsam, auf den in Kapitel 1.2.2.6.1 detailliert eingegangen wird.

Nach [Kötterheinrich, 2004] muss bei landschaftsbaulichen Maßnahmen die Sicherung und Wiederherstellung der Bodenfunktionen gewährleistet werden. Das kann beispielsweise durch Anforderungen an die physikalischen Eigenschaften des auf- und einzubringenden Materials und des Bodens am Einbaustandort bzw. durch Regelungen der Art und Weise des Einbaus erreicht werden.

In Rheinland-Pfalz wurde 2005 11% des anfallenden Klärschlammes landschaftsbaulich genutzt (siehe Abbildung 2-9). Davon entfielen 7,5% auf die Verwendung für Rekultivierung, Garten- und Landschaftsbau sowie die Kompostierung und 3,5% auf die Vererdung und die Herstellung von Bodengemischen, was zusammen etwa einer Gesamtmenge von mehr als 10.000 t TS entspricht. Im Vergleich zum Jahr 2000, in dem der Anteil an den Verwertungswegen noch etwa 23% betrug (siehe Abbildung 2-10), ist diese Form der stofflichen Nutzung rückläufig, was unter Umständen durch die Zunahme der thermischen Behandlung und einem rückläufigen Bedarf für Rekultivierungszwecke in den östlichen Bundesländern begründet sein könnte.

Die in Rheinland-Pfalz mittels Rekultivierung verwerteten Klärschlammengen werden nach [MUFV RLP, 2004] vorwiegend im Tagebau zur Haldenabdeckung und -begrünung verwendet.

2.5.3 Thermische Behandlung

Die thermische Behandlung von Klärschlamm spielt bei der Entsorgung eine zunehmend größere Rolle. Deshalb widmet sich das Kapitel 4 dieser Studie eigens dieser Thematik. Bedingt durch die Schadstoffproblematik von Klärschlamm wird die Verbrennung in vielen Veröffentlichungen als der umweltgerechtere Weg angesehen. Im Zuge der thermischen Behandlung werden organische Schadstoffe weitestgehend zerstört und anorganische Schadstoffe als Rückstände ausgeschieden, welche dann fachgerecht entsorgt werden können. Darüber hinaus kann durch den hohen Biomasseanteil im Klärschlamm Energie zurück gewonnen werden und eine CO₂-neutrale thermische Behandlung stattfinden [Thomé-Kozmiensky, 2005].

Von den in Deutschland jährlich anfallenden Klärschlammengen von ca. 2 Mio. t TS wurden nach Angaben der [DWA, 2005a] im Jahr 2003 20,6% in Monoverbrennungsanlagen, 13,8% in Mitverbrennungsanlagen und 2,8% in Sonderanlagen thermisch behandelt.

Die von den SGDen Nord und Süd erfassten Daten zum Verbleib der jährlich anfallenden Klärschlammengen beziehen sich auf die thermische Behandlung von Klärschlamm insgesamt. Es wird keine Unterscheidung hinsichtlich der Art der thermischen Behandlung (Mono- und Mitverbrennung, Sonderverfahren) gemacht. Tabelle 2-13 zeigt die Landkreise und kreisfreien Städte, die im Jahr 2005 eine besonders hohe Klärschlammmenge thermisch behandelt haben bzw. einen hohen Anteil der thermischen Behandlung am Gesamtaufkommen aufweisen. Die Städte Ludwigshafen und Frankenthal, die ihre Abwässer in der betriebseigenen Kläranlage der BASF AG behandeln lassen, wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 2-13: Landkreise und kreisfreie Städte in Rheinland-Pfalz mit den höchsten thermisch behandelten Klärschlamm-mengen im Jahr 2005 [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

SGD Nord			SGD Süd		
Landkreis bzw. kreisfreie Stadt	Menge in t TS	Anteil an den Verwertungswegen im Landkreis in %	Landkreis bzw. kreisfreie Stadt	Menge in t TS	Anteil an den Verwertungswegen im Landkreis in %
LK Bad Kreuznach	895	20,7%	Stadt Mainz	5.996	100%
LK Altenkirchen (Ww.)	859	28,5%	LK Mainz-Bingen	3.745	55,7%
Rhein-Lahn-Kreis	682	16,8%	Stadt Worms	1.502	62,9%

Tabelle 2-13 zeigt, dass 2005 im Bereich der SGD Süd erheblich größere Mengen einer thermischen Behandlung zugeführt wurden als in der SGD Nord. Die Gesamtmenge an Klärschlamm, die 2005 thermisch behandelt wurde, lag in der SGD Süd bei 16.159 t TS und in der SGD Nord nur bei 5.953 t TS.

2.5.3.1 Monoverbrennung

Bei der Monoverbrennung wird entwässerter, teil- oder vollgetrockneter Klärschlamm in einer eigens für die thermische Klärschlammbehandlung errichteten Anlage oxidativ bei hohen Temperaturen umgesetzt [Erbe et al., 2007]. Dadurch wird der organische Anteil des Klärschlamm abgebaut und dessen Volumen reduziert. Von den in Deutschland anfallenden Klärschlamm-mengen von ca. 2 Mio. t TS/a wurden nach Angabe der [DWA, 2005a] im Jahr 2003 20,6% in Monoverbrennungsanlagen entsorgt.

Bundesweit wurden 2004 insgesamt 17 öffentliche und sechs industrielle Klärschlammmonoverbrennungsanlagen betrieben [Hermann und Goldau, 2004]. Neun dieser Anlagen befinden sich in Nordrhein-Westfalen und arbeiten, mit Ausnahme der Monoverbrennungsanlage des Bayer Industry Services in Leverkusen, mit einer stationären Wirbelschicht [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 146 ff.]. Die 2004 deutschlandweit in Monoverbrennungsanlagen thermisch behandelte Klärschlamm-menge betrug nach [Hermann und Goldau, 2004] 617.000 t TS pro Jahr, wovon allein mehr als die Hälfte in Anlagen in Nordrhein-Westfalen behandelt wurde.

In Rheinland-Pfalz gibt es lediglich eine industrielle Klärschlammmonoverbrennungsanlage; die der BASF AG in Frankenthal bei Ludwigshafen. Hier werden, neben den in der werkseigenen Kläranlage anfallenden industriellen Klärschlämmen, auch zusätzliche kommunale und industrielle Klärschlämme anderer Firmen thermisch behandelt. Die betriebseigene Kläranlage der BASF AG behandelt die kommunalen Abwässer der Städte Ludwigshafen, Frankenthal und Bobenheim-Roxheim mit, deren Anteil am anlageninternen Klärschlamm-gesamtaufkommen bei ca. 18% liegt [Domschke, 2006]. Die in der Monoverbrennungsanlage insgesamt thermisch behandelte Klärschlamm-menge betrug 2006 etwa 110.000 t. Die maximal mögliche Behandlungsmenge beträgt derzeit 120.000 t TS pro Jahr [Domschke, 2007], was theoretisch eine zusätzliche Kapazität von 10.000 t TS pro Jahr ausmacht.

Nach [Hanßen und Rothsprack, 2005a] befindet sich bundesweit keine Monoverbrennungsanlage im Bau. Es liegen lediglich in einzelnen Regionen Konzepte für die Errichtung einer Monoverbrennungsanlage vor. Im Hinblick auf die lange Planungs- und Umsetzungsphase (Planung, Ausschreibung, Genehmigung, Inbetriebnahme usw.) von mindestens fünf Jahren werden mittelfristig keine neuen Standorte dazukommen [Hanßen und Rothsprack, 2005a].

Klärschlammasche aus der Monoverbrennung bietet eine gute Möglichkeit der Rückgewinnung von Phosphor. Asche aus der Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken und Müllverbrennungsanlagen ist für eine Rückgewinnung weniger geeignet, da hier der Phosphor im Verbrennungsstoff in geringeren Konzentrationen vorliegt [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 163]. Mit den Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung insgesamt und speziell für Rheinland-Pfalz befasst sich detailliert das Kapitel 5.3.

2.5.3.2 Mitverbrennung in Zementwerken

Im Jahr 2005 wurden nach Angaben des Vereins Deutscher Zementwerke (VDZ) deutschlandweit von 22 Unternehmen in 58 Werken etwa 31 Mio. t Zement produziert. Zementklinker wird zum größten Teil nach dem Trockenverfahren in Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmer hergestellt. Daneben existieren noch Verfahren mit Rostvorwärmern und Schachtöfen.

Brennstoffenergie wird in den Zementwerken hauptsächlich für das Brennen des Zementklinkers und in geringen Teilen für Trocknungsprozesse benötigt. Bisher wurden dafür die fossilen Brennstoffe Braunkohle, Steinkohle und teilweise auch schweres Heizöl verwendet. Seit mehr als einem Jahrzehnt wird die Kohle partiell durch Petrolkoks, einem kohleähnlichen Produkt der Mineralrohölaufbereitung, ersetzt.

Beim Klinkerbrennprozess werden zunehmend Sekundärbrennstoffe eingesetzt (siehe Tabelle 2-14). Der Einsatz von fossilen Brennstoffen hat über den Zeitraum von 2003 bis 2005 dagegen nahezu konstant abgenommen und einen neuen Tiefstand erreicht. Darüber hinaus ist zu erkennen, dass auch der Einsatz thermischer Energie insgesamt abgenommen hat, was auf Verbesserungen bei der Anlagen- und Verfahrenstechnik zurückzuführen ist [VDZ, 2006a].

Tabelle 2-14: Brennstoffeinsatz bei der Zementherstellung in Deutschland [Quelle: VDZ, 2006a]

Brennstoff	2003 Mio. GJ/a	2004 Mio. GJ/a	2005 Mio. GJ/a
Steinkohle	19,1	15,5	8,7
Braunkohle	27,4	31,6	29,1
Petrolkoks	5,7	3,8	4,2
Heizöl S	2,7	2,6	2,2
Fossile Brennstoffe insgesamt	56,4	54,9	45,4
Sekundärbrennstoffe insgesamt	34,9	40,0	43,3
Thermischer Energieeinsatz insgesamt	91,3	94,9	88,7

Die am häufigsten verwendeten Sekundärbrennstoffe sind Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen (z. B. Zellstoff, Papier, Pappe, Kunststoff), Tiermehle und -fette sowie Altreifen (siehe Tabelle 2-15). Auch Klärschlamm wird zunehmend als sekundärer Brennstoff

eingesetzt und spielt in der Mitverbrennung in Zementwerken eine immer bedeutendere Rolle.

Tabelle 2-15: Einsatz von Sekundärbrennstoffen bei der Zementherstellung in Deutschland [Quelle: VDZ, 2006a]

Sekundärbrennstoff	Einsatz in 1.000 t/a	Heizwert in MJ/kg
Fraktionen aus Industrie-/Gewerbeabfällen:		
Zellstoff, Papier und Pappe	237	4
Kunststoff	309	22
Verpackungen	3	35
Abfälle aus der Textilindustrie	0	---
Sonstige	567	21
Tiermehle und -fette	355	18
Reifen	288	26
Aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen	198	15
Klärschlamm	157	3
Lösungsmittel	101	24
Altholz	74	17
Altöl	60	28
Sonstige Sekundärbrennstoffe (z. B. Ölschlamm)	28	16
Bleicherde	11	11

In Rheinland-Pfalz existieren derzeit sechs Standorte von Zementwerken:

- **Göllheim** (Mitverbrennung wird bereits praktiziert)
- **Neuwied** (keine Mitverbrennung, da nur **Mahlwerk** und **kein Ofenbetrieb**)
- **Mainz-Weisenau** (keine Mitverbrennung, da nur **Mahlwerk** und **kein Ofenbetrieb**)
- **Üxheim-Ahütte/Vulkaneifel** (keine Mitverbrennung, da Werk zu klein)
- **Kruft I** (keine Mitverbrennung, da **kein Ofenbetrieb**)
- **Kruft II** (keine Mitverbrennung, da **kein Ofenbetrieb**)

Lediglich im Werk der Dyckerhoff AG in Göllheim wird derzeit eine Mitverbrennung von kommunalen Klärschlämmen praktiziert. Bei allen anderen Werken handelt es sich entweder um Anlagen ohne Ofenbetrieb, oder die Anlage ist für einen rentablen Einsatz von Klärschlamm zu klein.

Im Hinblick auf die Abschätzung von regionalen Potenzialen für die Mitverbrennung von Klärschlamm in Zementwerken wurden auch Anlagen in anderen Bundesländern und in räumlicher Nähe zu Rheinland-Pfalz in die Betrachtung mit einbezogen, die in Kapitel 6 detailliert dargestellt werden.

Im Jahr 2004 haben die vier branchenführenden Unternehmen der Zementindustrie Schwenk, Dyckerhoff & Deuna, Holcim und HeidelbergCement in verschiedenen Anlagen Mitverbrennungsversuche mit Klärschlamm durchgeführt und/oder Betriebsgenehmigungen für den Dauereinsatz beantragt [Hanßen und Rothsprack, 2005a]. Wenn auch die kleineren Anlagen einen Einsatz von Sekundärbrennstoffen intensivieren würden, wäre bundesweit

eine Gesamtkapazität von 300.000 bis 400.000 t TS/a möglich [Hanßen und Rothsprack, 2005a].

2.5.3.3 Mitverbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen

Das Aufkommen von Siedlungsabfällen betrug nach Angaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) im Jahr 2004 ca. 48,4 Millionen Tonnen [BMU, 2006b]. Es ist seit 2002 rückläufig. Durch die Umsetzung der diesbezüglichen Regelungen der Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall in der Mitte des Jahres 2005 und dem damit verbundenen Anstieg der vorzubehandelnden Abfallmengen gibt es gerade im Bereich der Hausmüllverbrennungsanlagen gegenwärtig keine Überkapazitäten. Die deutschen Anlagen sind voll ausgelastet, was sich auch in deutlich steigenden Preisen niedergeschlagen hat. Rein rechnerisch sind erst ab 2008 wieder freie Kapazitäten zu erwarten, die aber durch die Rückholung von Abfallmengen aus der Zwischenlagerung wieder „aufgebraucht“ werden. Die Vollausslastung der Müllverbrennungsanlagen wird dadurch theoretisch bis 2013/2014 verlängert [Henghuber, 2006].

In Rheinland-Pfalz sind derzeit 3 Müllheizkraftwerke in Ludwigshafen, Pirmasens und Mainz in Betrieb (siehe Tabelle 2-16). Im räumlichen Umfeld, aber in anderen Bundesländern, befinden sich außerdem die MHKWs Darmstadt, Frankfurt-Nordweststadt, Offenbach (alle in Hessen), Mannheim (Baden-Württemberg) und Leverkusen (NRW), die MVA der Stadt Bonn (NRW), das AHKW Neunkirchen und das AVA Velsen (beides im Saarland). Detaillierte Informationen zu diesen Anlagen finden sich in den Kapiteln 4.3.3 und 6.

In keinem der in Tabelle 2-16 genannten rheinland-pfälzischen Müllheizkraftwerke wird zum gegenwärtigen Zeitpunkt Klärschlamm mitverbrannt. Die MHKWs Pirmasens und Mainz haben eine Genehmigung der zuständigen SGD für eine thermische Mitbehandlung von „Schlämmen aus der Behandlung von kommunalem Abwasser“ (Abfallschlüssel nach Abfallverzeichnisverordnung: 190805).

Tabelle 2-16: Überblick über die derzeit in Betrieb befindlichen Müllheizkraftwerke in Rheinland-Pfalz [Quelle: verändert nach MUFV RLP, 2004]

		MHKW Ludwigshafen	MHKW Pirmasens	MHKW Mainz
Verbrennungslinien		3 Linien, wovon 2 parallel betrieben werden können	2 Linien	2 Linien
Durchsatzkapazität	technisch verfügbare Kapazität	180.000 Mg/a	189.000 Mg/a	237.000 Mg/a
Einzugsbereich		Städte Ludwigshafen, Speyer, Neustadt a. d. Weinstraße, Worms, Frankenthal Landkreise Ludwigshafen, Bad Dürkheim	Städte Landau i. d. Pfalz, Pirmasens, Zweibrücken Landkreise Germersheim, Südliche Weinstraße, Südwestpfalz, externe Partner (Stadt Kaiserslautern)	Stadt Mainz Landkreis Mainz-Bingen, Donnersbergkreis, externe Zulieferer (Verwertungsabfälle)
Genehmigte Inputmaterialien		Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlamm, Sortierreste aus der Gewerbeabfallsortierung, Abfälle zur energetischen Verwertung	Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Verwertungsabfälle vorrangig aus Rheinland-Pfalz
Mitverbrennung von Klärschlamm		nein	nein	nein

Die Gesamtkapazität der Müllverbrennungsanlagen in Rheinland-Pfalz beträgt 606.000 t/Jahr [BMU, 2006c]. Die Gesamtkapazität aller deutschen Anlagen beläuft sich auf etwa 17,8 Millionen t/Jahr. Wegen der oben beschriebenen Überkapazitäten hinsichtlich der Nachwirkungen der TASI, ist die Mitverbrennung von Klärschlämmen in MHKWs gegenwärtig nicht von Bedeutung. Das wird unterstützt durch die Tatsache, dass die Kosten für eine Mitverbrennung in Müllheizkraftwerken in der Regel höher als bei anderen thermischen Verfahren liegen (siehe auch Kapitel 4.3.3 und 6). Die derzeit in Deutschland mitverbrannten Mengen belaufen sich nach [Steier, 2006] auf 83.000 t TS.

2.5.3.4 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

Die Nutzung von Klärschlämmen als Sekundärbrennstoff in Kohlekraftwerken hat in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen. Die von den Energieerzeugern zur Verfügung gestellten Kapazitäten haben sich in den letzten Jahren stark erhöht. Nach [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 152 ff.] haben mittlerweile 25 deutsche Kraftwerke eine Dauerbetriebsgenehmigung für die Mitverbrennung von Klärschlamm und 2003 einen Gesamtdurchsatz von 660.000 t TS erreicht. Viele Kraftwerke haben Anlagen zur Annahme von hochgetrockneten Schlämmen nachgerüstet, die mit einer Projektlaufzeit (Planung bis Inbetriebnahme) von etwa zwei Jahren deutlich unterhalb des Baus einer Monoverbrennungsanlage liegen.

Die Aufnahmekapazität von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken wird durch folgende Faktoren [vgl. Erbe et al., 2007] limitiert:

- die Kapazität der Trocknungsanlage,
- die Verunreinigung der Rauchgase durch die über den Klärschlamm zusätzlich eingetragenen Schwermetalle (z. B. Quecksilber) und
- die Einhaltung der Baustoffnormen für die Flugasche, die durch den hohen mineralischen Anteil im Klärschlamm beeinträchtigt werden können.

Aus diesen Gründen hat sich in der Praxis bei den meisten Kraftwerken ein maximaler Anteil von Klärschlamm an der Brennstoffmasse von etwa 5% als abgastechnisch unbedenklich herausgestellt [Erbe et al., 2007].

Nach Angaben von [Statistik der Kohlenwirtschaft e. V., 2006] wurden 2005 für die Strom- und Wärmezeugung in deutschen Kraftwerken 48,3 Mio. t Steinkohle (44,3 Mio. t SKE¹¹) und 163,2 Mio. t Braunkohle verbrannt. Durch das Substitutionspotenzial des Klärschlammes als Sekundärbrennstoff könnten erhebliche Mengen an fossilen Energieträgern eingespart werden. Nach Aussage von [Steier, 2006] haben die Großkraftwerksbetreiber EnBW, RWE, E.ON und Vattenfall bereits 2004 angekündigt, dass allein in den von ihnen betriebenen Kohlekraftwerken und sonstigen Verbrennungsanlagen im Bedarfsfall 1,41 Mio. t TS/a an Klärschlamm mitverbrannt werden könnten. Zusammen mit den Kapazitäten bereits bestehender anderer Verbrennungsanlagen könnte das gesamte deutsche Klärschlammaufkommen von ca. 2,26 Mio. t TS/a somit **theoretisch** thermisch behandelt werden.

In Rheinland-Pfalz existieren keine Großkraftwerke, weshalb die Mitverbrennung von Klärschlamm ggf. in anderen Bundesländern erfolgt. Ob bei den kleineren kommunalen Kraftwerken Klärschlamm eingesetzt wird, ist nicht bekannt und wurde im Rahmen dieser Studie nicht untersucht. Da bei der Erfassung der Verwertungswege von kommunalen Klärschlämmen durch die Struktur- und Genehmigungsdirektionen lediglich die thermische Behandlung insgesamt registriert wird, kann keine Auskunft darüber gegeben werden, welchen Anteil die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken bei rheinland-pfälzischen Klärschlämmen tatsächlich einnimmt. Weitere Details zur thermischen Behandlung von Klärschlamm aus Rheinland-Pfalz in Kohlekraftwerken sind in Kapitel 4.3.5 zu finden.

¹¹ Steinkohleeinheiten

Von der kreisfreien Stadt Kaiserslautern werden nach Angabe von [Grüner, 2006] 30% des anfallenden Klärschlammes im Kraftwerk Emsdorf (Saarland) thermisch behandelt. Genauso ist bei der Stadt Mainz und dem Landkreis Mainz-Bingen wahrscheinlich, dass zumindest ein Teil des thermisch behandelten Klärschlammes in einem Kohlekraftwerk in den angrenzenden Bundesländern mitverbrannt wird.

2.5.3.5 Sonstige thermische Behandlungsverfahren und -varianten

Unter sonstigen thermischen Behandlungsverfahren für Klärschlamm werden im allgemeinen Verfahren verstanden, die keine Verbrennung im eigentlichen Sinn darstellen. Dazu gehören z. B. die Vergasung von Klärschlamm (im Jahr 2007 keine Anlagen in Rheinland-Pfalz) und die Pyrolyse (im Jahr 2007 keine Anlagen in Rheinland-Pfalz).

Die thermische Behandlung von Klärschlamm erfolgt bisher nahezu ausschließlich über die oben genannten Verfahren der Mono- und Mitverbrennung. Daneben existieren aber auch in der Praxis bisher wenig erprobte Verbrennungsvarianten, wie z. B. der Einsatz von Klärschlamm zur Mitverbrennung in Ziegeleien, Kalköfen und der Metallurgie [vgl. Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 145]. Diese werden nach unserer Recherche in Rheinland-Pfalz nicht als Behandlungsweg in Anspruch genommen.

Die am häufigsten angewandten thermischen Behandlungstechniken werden ausführlich in Kapitel 4 diskutiert. Sonstige Verfahren und Verfahrenskombinationen, die auch innovativen Charakter haben können, werden in Kapitel 5 beschrieben.

2.5.4 Deponierung

Die Deponierung von Klärschlamm ist seit der Umsetzung der Abfallablagereungsverordnung/TA Siedlungsabfall Mitte 2005 ohne Vorbehandlung nicht mehr möglich. In Rheinland-Pfalz findet bereits seit mehreren Jahren so gut wie keine Deponierung mehr statt. Im Jahr 2005 haben bis Ende Mai lediglich die Landkreise Ahrweiler und Rhein-Lahn zusammen 267 t TS Klärschlamm deponiert, was im Verhältnis zum Gesamtanfall nur einen Anteil von 0,28% an den verschiedenen Entsorgungswegen ausmacht.

Tabelle 2-17: Detaillierte Darstellung der Entwicklung der Deponierung von Klärschlamm in Rheinland-Pfalz; Angabe in t TS [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

	2000	2001	2002	2003	2004	2005 *
SGD Nord	516	224	198	687	932	267
SGD Süd	---	291	1.032	---	---	---
RLP gesamt	516	515	1.230	687	932	267

* bis zum Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall am 1. Juni 2005

Da die direkte Deponierung als Entsorgungsweg für Klärschlamm nicht mehr von Belang ist, wird sie im Rahmen dieser Studie nicht näher betrachtet.

2.6 Vergleich mit Gesamtdeutschland und Baden-Württemberg

Der Klärschlammanfall in Deutschland betrug im Jahr 2003 etwa 2,17 Mio. t TS. Im Vergleich zu den Jahren 2001 (2,3 Mio. t TS) und 2002 (2,21 Mio. t TS) ist das Aufkommen damit geringer geworden [BMU, o. J.]. Es ist davon auszugehen, dass zukünftig eine Stagnation bzw. nur eine geringfügige Erhöhung des Aufkommens eintreten wird, da der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation und kommunale Kläranlagen in Deutschland bereits sehr hoch ist.

2003 wurden 57% des in Deutschland angefallenen Klärschlammes stofflich in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau verwertet (siehe Abbildung 2-13). 37% wurden thermisch behandelt und nur noch jeweils etwa 3% deponiert und zwischengelagert [DWA, 2005a].

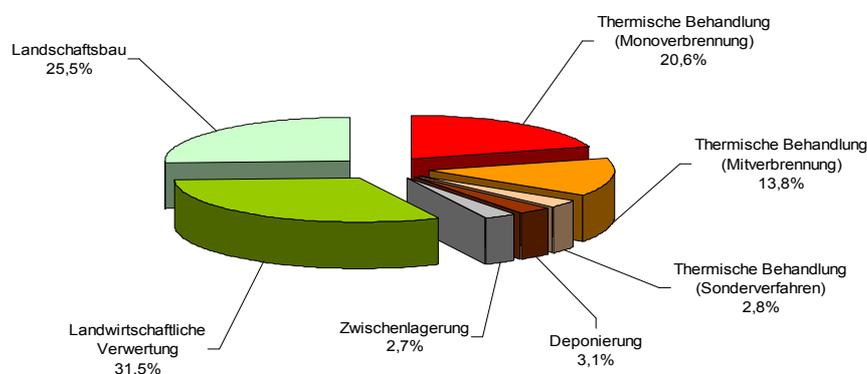


Abbildung 2-13: Wege der Klärschlamm Entsorgung in Deutschland im Jahr 2003; Angabe in t TS (Datenbasis: 1,1 Mio. t TS) [Quelle: DWA, 2005a]

Wie sich die einzelnen Entsorgungswegen in Deutschland über die letzten Jahre hinweg entwickelt haben, zeigt Abbildung 2-14. Es ist zu sehen, dass sich der Anteil der stofflichen Verwertung in Landwirtschaft und Landschaftsbau von 35% im Jahr 1991 zunächst bis ins Jahr 1998 auf 67% erhöht hat. Danach ist wieder ein leichter Rückgang auf ca. 56% eingetreten. Betrachtet man die landwirtschaftliche Verwertung und den Landschaftsbau als getrennte Wege, ist der Rückgang beim Landschaftsbau etwas deutlicher als in der Landwirtschaft.

Die Deponierung von Klärschlamm hat seit 1991 stark abgenommen und nimmt gegenwärtig nur noch einen Anteil von ca. 3% an den Entsorgungswegen ein. Das entspricht einem Rückgang von 45%. Gegenteiliges ist bei der thermischen Behandlung von Klärschlamm zu beobachten. Hier ist der Anteil an den Entsorgungswegen mit durchschnittlich 12% bis Mitte der 90-er Jahre relativ gering, hat sich aber heute (2003) auf 37% erhöht. Das entspricht einer Steigerung von 27%. Die Zwischenlagerung bewegt sich seit Jahren auf einem fast konstanten Niveau von etwa 3 bis 4%.

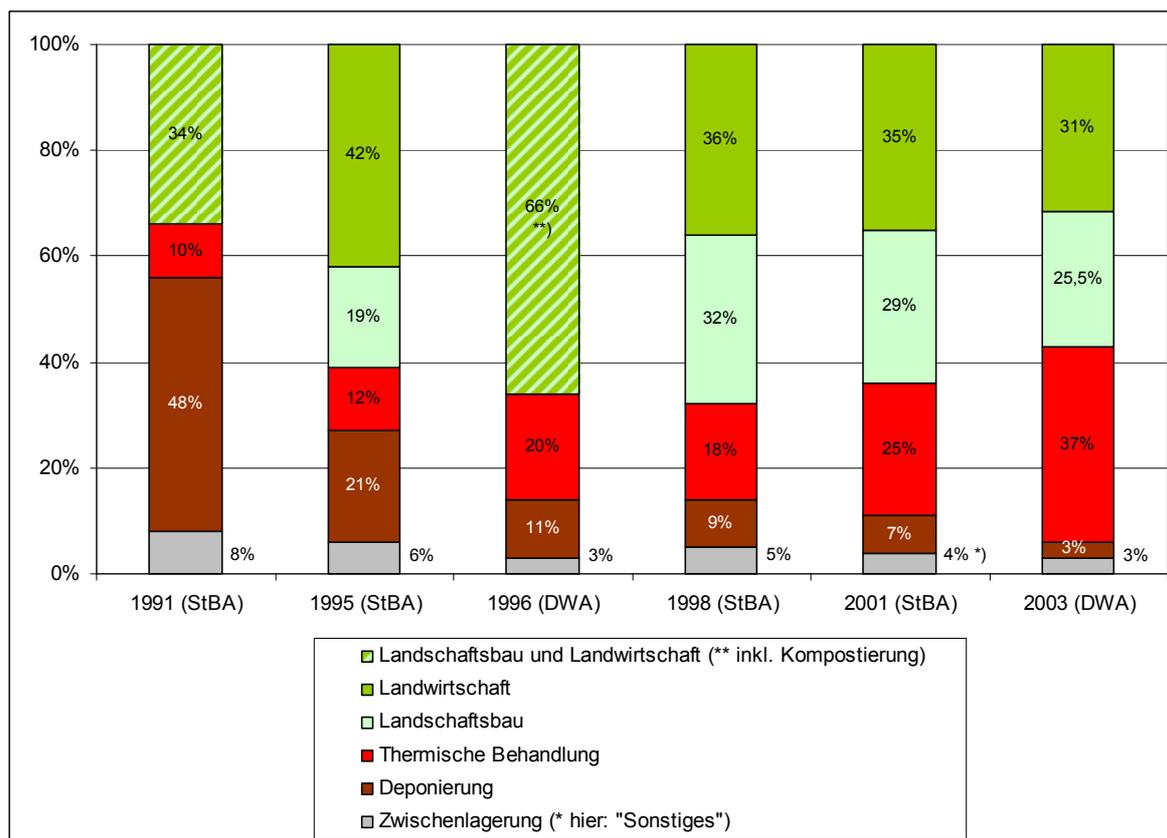


Abbildung 2-14: Entwicklung der bundesweiten Entsorgungswege für kommunalen Klärschlamm seit 1991 in Prozent des Gesamtanfalls [Quelle: DWA, 2005a]

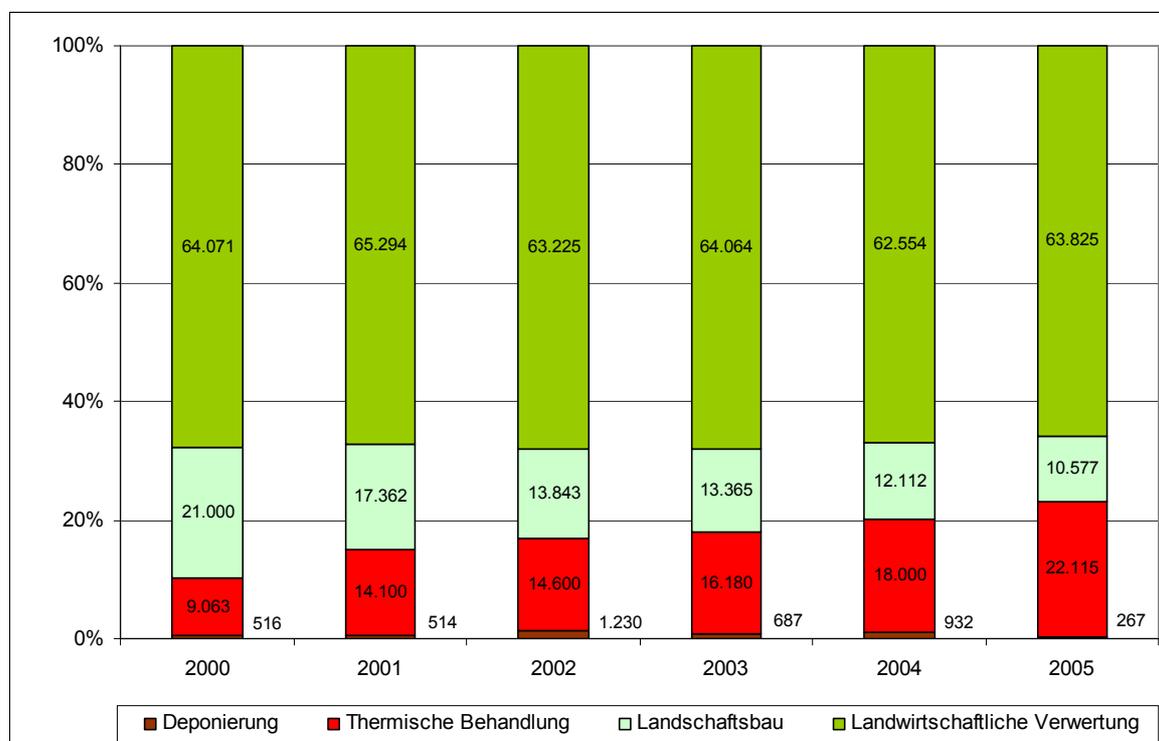


Abbildung 2-15: Entwicklung der rheinland-pfälzischen Entsorgungswege für kommunalen Klärschlamm seit 2000 in Prozent des Gesamtanfalls [Quelle: SGD Nord/Süd, 2006]

Abbildung 2-15 zeigt die Entwicklung der Entsorgungswege in Rheinland-Pfalz seit dem Jahr 2000. Auch hier ist eine Zunahme der thermischen Behandlung zu verzeichnen, während die Verwertung im Landschaftsbau zurückgegangen ist. Lediglich die landwirtschaftliche Verwertung bewegt sich in Rheinland-Pfalz, im Gegensatz zu Gesamtdeutschland, auf einem stabilen und hohen Niveau.

Im Rahmen der Studie sollten die Entsorgungspfade für kommunalen Klärschlamm in Rheinland-Pfalz mit denen eines benachbarten Bundeslandes verglichen werden. Zu diesem Zweck wurde Baden-Württemberg ausgewählt, da sich dieses Land hinsichtlich seiner Klärschlammpolitik erheblich von Rheinland-Pfalz unterscheidet.

In Baden-Württemberg fielen im Jahr 2005 ca. 280.000 t TS kommunaler Klärschlamm an [Umweltministerium BW, 2006], was in etwa der dreifachen Menge von Rheinland-Pfalz entspricht. Das Bundesland hat sich, nicht zuletzt wegen der PFT-Funde im Klärschlamm (siehe Anhang 8.2 zur Studie), langfristig für den Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung entschieden, was sich 2005 in einem sehr hohen Anteil der thermischen Behandlung von 63% widerspiegelt (siehe Abbildung 2-16). Für Ende 2006 wird von [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 12/2007b] sogar eine thermische Behandlungsquote von 75% angegeben, die sich bis Ende 2007 auf 80% erhöhen soll. Die größten thermischen Behandlungsmengen für Klärschlämme in Baden-Württemberg hat derzeit die Stadt Stuttgart, wo im Jahr 2005 fast 22.000 t TS verbrannt worden sind. Die thermische Behandlung von Klärschlamm in Baden-Württemberg erfolgt unter anderem in drei Monoverbrennungsanlagen, einer Vergasungsanlage und in zwei Papierfabriken.

Gegenwärtig steht dem Bundesland eine Kapazität von etwa 205.000 t TS in Kohlekraftwerken, Zementwerken und Monoverbrennungsanlagen zur thermischen Behandlung zur Verfügung [Umweltministerium BW, 2006]. Laut [Fuhrmann und Kohl, 2006] wurden von der Zementindustrie weitere 75.000 t TS pro Jahr beantragt. Mit den bereits vorhandenen Kapazitäten könnte damit der in Baden-Württemberg anfallende Klärschlamm theoretisch komplett thermisch behandelt werden.

Während die landwirtschaftliche Verwertung nur noch einen Anteil von 10% an den Entsorgungswegen einnimmt, ist der Landschaftsbau, als zweite Möglichkeit der bodengebundenen Verwertung, immerhin mit 20% vertreten. Die Deponierung bzw. sonstige Entsorgungsmöglichkeiten liegen bei einem Anteil von 3 bzw. 4%.

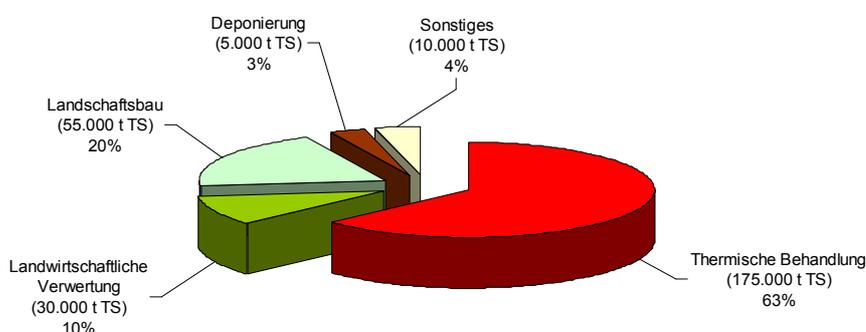


Abbildung 2-16: Wege der Klärschlamm Entsorgung in Baden-Württemberg im Jahr 2005
[Quelle: Umweltministerium BW, 2006]

Wie an Abbildung 2-16 zu erkennen ist, unterscheiden sich die Anteile der Entsorgungswege grundlegend von denen in Rheinland-Pfalz (vgl. Abbildung 2-9). Der Anteil der thermischen Behandlung in Baden-Württemberg ist in etwa vergleichbar mit dem Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung in Rheinland-Pfalz. Damit differieren beide Bundesländer im Bezug auf ihre bevorzugten Hauptentsorgungswege. Die landwirtschaftliche Verwertung kommunaler Klärschlämme spielt in Baden-Württemberg keine Hauptrolle mehr. Lediglich die bodenbezogene Verwertung im Landschaftsbau ist mit 20% bedeutsamer als in Rheinland-Pfalz. Sie wird aber nach Ansicht von [Umweltministerium BW, 2006] mittelfristig deutlich zurückgehen, da die Einsatzbereiche von Klärschlamm in der Rekultivierung (z. B. bei Bergbaufolgelandschaften in den östlichen Bundesländern) wegfallen werden.

Betrachtet man die Entwicklung der Entsorgungswege in Baden-Württemberg seit dem Jahr 2000, zeigt sich der Trend zur thermischen Verwertung von kommunalen Klärschlämmen und die Abkehr von der bodenbezogenen Verwertung noch deutlicher (siehe Abbildung 2-17).

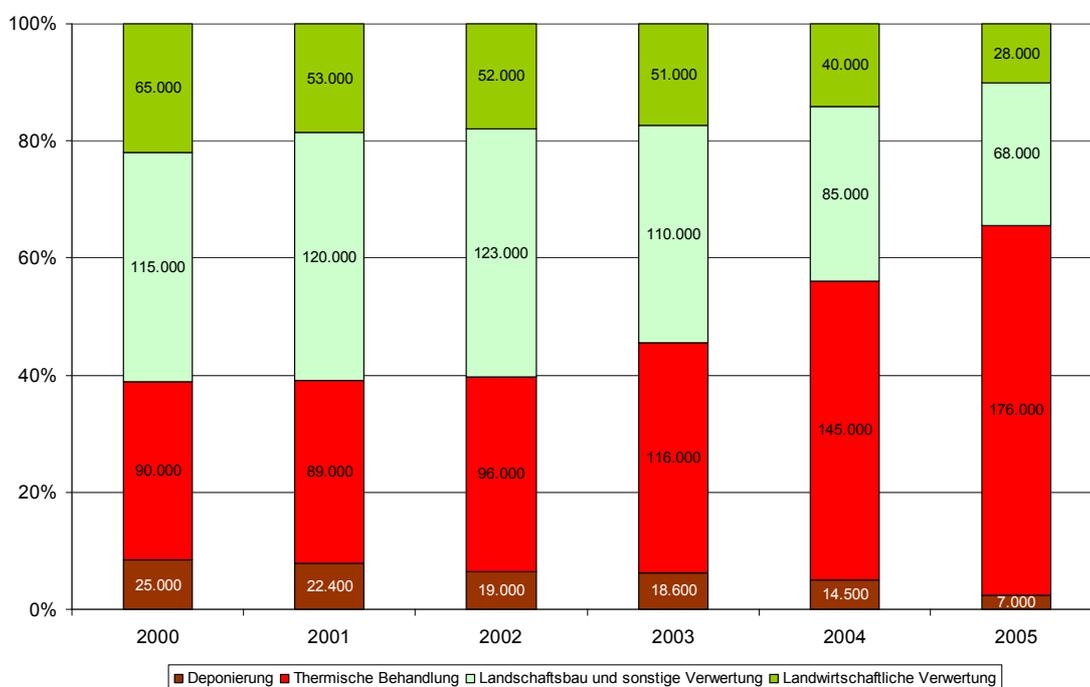


Abbildung 2-17: Entwicklung der Entsorgungswege von kommunalem Klärschlamm in Baden-Württemberg in den Jahren 2000 bis 2005; Mengenangaben in t TS und gerundet [Quelle: Umweltministerium BW, 2005; Umweltministerium BW, 2006; LfU BW, 2004]

Für einen Vergleich der Nähr- und Schadstoffgehalte der in der Landwirtschaft verwerteten Klärschlämme in Baden-Württemberg mit den Gehalten in Rheinland-Pfalz wurde das Jahr 2001 ausgewählt (siehe Tabelle 2-18). Die Grenzwerte der AbfklärV hinsichtlich der Schadstoffgehalte werden auch von den kommunalen Klärschlämmen Baden-Württembergs um ein Vielfaches unterschritten.

Es ist zu sehen, dass die für die landwirtschaftliche Düngung bestimmten Schlämme in Baden-Württemberg, mit Ausnahme von Kalium, reicher an Nährstoffen waren als die aus Rheinland-Pfalz.

Bei den anorganischen Schadstoffen zeigt sich, dass mit Ausnahme des Parameters Blei die Schlämme aus Rheinland-Pfalz die niedrigeren bzw. gleich hohe Gehalte an Schwermetallen aufweisen wie in Baden-Württemberg.

Auch bei den organischen Schadstoffen liegen die Parameter der Schlämme aus Rheinland-Pfalz unter bzw. in ähnlichen Größenordnungen wie die von Baden-Württemberg.

Tabelle 2-18: Vergleich der Nähr- und Schadstoffgehalte von landwirtschaftlich verwerten Klärschlämmen in Rheinland-Pfalz mit Baden-Württemberg im Jahr 2001 [Quelle: NBBW, 2005; SGD Nord/Süd, 2006]

2001	RLP gesamt	Baden-Württemberg
Nährstoffe (% in der TS):		
Gesamtstickstoff	3,12	3,41
Ammoniumstickstoff	0,58	0,71
Phosphat	4,02	8,98
Kalium	0,53	0,39
Magnesium	0,97	1,08
Anorganische Schadstoffe (mg/kg TS):		
Blei	72,4	55,1
Cadmium	1,25	1,4
Chrom	50,6	54,2
Kupfer	231,1	346,5
Nickel	30,0	29,9
Quecksilber	0,6	0,8
Zink	778,4	876,8
Organische Schadstoffe (mg/kg TS; PCDD/-DF in ng/kg TS):		
AOX	144,4	173,9
PCB ₆	0,015	0,02
PCDD/-DF als TE	9,84	9,56

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die thermische Behandlung von Klärschlamm in Baden-Württemberg eine signifikante Bedeutung bei der Wahl des Entsorgungswegs erlangt hat. Auch andere Bundesländer, wie Bayern oder Nordrhein-Westfalen, forcieren die thermische Behandlung und verlassen zunehmend die bodenbezogene Klärschlammverwertung. In Rheinland-Pfalz hat die thermische Behandlung zwar zugenommen, spielt aber im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Verwertung noch keine große Rolle. Das Kapitel 4 beschäftigt sich ausführlich mit der Situation der thermischen Behandlung in Rheinland-Pfalz.

2.7 Entwicklungen und Tendenzen

Das Aufkommen von kommunalen Klärschlämmen in Rheinland-Pfalz bewegte sich bereits in den letzten Jahren auf einem relativ konstanten Niveau und war nur geringfügigen Schwankungen unterworfen. Da bereits im Jahr 2004 in Rheinland-Pfalz ein Anschlussgrad an die öffentliche Abwasserentsorgung von fast 99% gegeben war und die Reinigungsleistung der öffentlichen Kläranlagen als hoch bezeichnet werden kann, wird zukünftig in Rheinland-Pfalz mit einem stagnierenden Klärschlammaufkommen zu rechnen sein.

Auch die Zusammensetzung der kommunalen Klärschlämme wird sich in Zukunft wahrscheinlich auf einem ähnlichen Niveau bewegen wie heute. Da durch die Novellierung der Klärschlammverordnung neue Untersuchungsparameter (insbesondere für organische Schadstoffe) hinzukommen werden, zu denen bisher keine flächendeckenden Forschungsergebnisse vorliegen, bleibt die Frage der Relevanz dieser Parameter in Rheinland-Pfalz zunächst offen.

Hinsichtlich der Entsorgungswege spielt in Rheinland-Pfalz die bodenbezogene, und dabei die landwirtschaftliche Verwertung, mit Abstand die größte Rolle. Bedingt durch die politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen im Kontext der Novellierung der Klärschlammverordnung, wird eine Verschärfung der Situation eintreten, die aber voraussichtlich kein faktisches Ausbringungsverbot nach sich ziehen wird. Offen ist gegenwärtig immer noch der Einfluss neuer Schadstoffparameter (z. B. PFT) auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Rheinland-Pfalz. Dazu müssen noch flächendeckende Untersuchungen abgewartet werden.

Trotzdem zeichnet sich eine starke Betonung der thermischen Behandlungsverfahren ab, die schon in den vergangenen Jahren eine Zunahme erfahren haben. Besonders für anfallende Klärschlämme, die in ihrer Zusammensetzung die Anforderungen der novellierten Klärschlammverordnung nicht erfüllen können, dürfte dieser Behandlungsweg in Frage kommen.

Die direkte Deponierung von Klärschlämmen ist deutschlandweit seit Mitte 2005 als Entsorgungsweg nicht mehr zulässig. Im Vorfeld dieser Einschränkung wurde bereits in Rheinland-Pfalz seit geraumer Zeit auf die Deponierung verzichtet. Sie wurde nur noch für kleinere Klärschlamm-mengen als Entsorgungsweg genutzt.

3 Organisationsstrukturen der Klärschlamm Entsorgung

Je nach Größe der Kläranlage bzw. der anfallenden Klärschlammmenge, der Infrastruktur und je nach Organisationsstruktur der Kläranlagenbetreiber sind unterschiedliche Möglichkeiten bei der Vorgehensweise der Organisation der Klärschlamm Entsorgung sinnvoll.

Wichtige Entscheidungskriterien sind die Entsorgungssicherheit, die Kosten, die räumliche Nähe (z. B. zu einem potenziellen Klärschlammabnehmer) sowie die Organisation der Entsorgung.

Die Strukturen können unterschieden werden in:

- Betreiber, welche die Klärschlamm Entsorgung allein organisieren und beispielsweise eine Monoverbrennungsanlage betreiben bzw. selbst Verträge mit thermischen Behandlungsanlagen oder mit Landwirten zur landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung abschließen (z. B. Verbände und größere kommunale Kläranlagen);
- Betreiber, die sich der Dienstleistungen eines Zwischenhändlers bedienen, welcher langfristige Verträge sowohl mit den Kläranlagenbetreibern als auch mit den letztendlichen Entsorgungsunternehmen, schließt und
- Betreiber, die sich zu einem Verbund zusammenschließen und z. B. eine dezentrale Monoverbrennungsanlage errichten und betreiben.

Welche Organisationsstruktur für einen Betreiber die beste ist, hängt von den individuellen Gegebenheiten ab. Faktoren wie:

- Entsorgungssicherheit,
- Kosten,
- Dauer der Vertragsbindungen,
- gesetzliche Unsicherheiten und
- Personalverfügbarkeiten

müssen dabei bedacht werden. Daher sollen in den folgenden Kapiteln mögliche Strukturen der Organisation mit ihren Vor- und Nachteilen erläutert werden.

3.1 Eigenorganisation der Klärschlamm Entsorgung

In Rheinland-Pfalz dürfte überwiegend die eigene Organisation der Klärschlamm Entsorgung der Fall sein. Dies gilt für größere Kläranlagen wie Kaiserslautern oder für Gemeinden mit mehreren kleinen Kläranlagen. Die Entsorgungspfade können dabei sehr unterschiedlich sein und reichen von landwirtschaftlicher und landbaulicher Verwertung über Monoverbrennung bis hin zur Mitverbrennung.

Wie in Kapitel 2.5.1 ausgeführt, macht die landwirtschaftliche Verwertung in Rheinland-Pfalz bisher den größten Anteil aus. Die Kläranlagenbetreiber schließen mit einer ausreichenden Anzahl von Landwirten Verträge zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, die meist über einen Zeitraum von 3 Jahren reichen. Die Landwirte erhalten eine Aufbringungsprämie, die frei verhandelbar ist. Der Klärschlamm wird vom Kläranlagenbetreiber untersucht und muss für eine Nutzung auf landwirtschaftlichen Flächen die Voraussetzungen der AbfKlärV erfüllen.

Da eine landwirtschaftliche Verwertung nicht ganzjährig möglich ist, muss der Schlamm, z. B. in Silos oder auf Schlamm Lagerflächen zwischengelagert werden. Die Lagerkapazität auf den Kläranlagen beträgt meist 3 Monate. Der Organisationsaufwand dafür verbleibt bei den Betreibern. Über jede Charge muss ein Verwertungsnachweis geführt werden, der beim Betreiber mindestens 30 Jahre aufbewahrt werden muss und sowohl an den Landwirt wie auch an die zuständige Behörde weitergeleitet wird.

Der **Vorteil** dieser Organisationsform ist, insbesondere bei einer landwirtschaftlichen Verwertung, dass die Kosten für die Entsorgung relativ gering sein können. In der Literatur werden für die landwirtschaftliche Verwertung Kostenspannen von **55 bis 70 €/t TS** für das Bundesland Sachsen genannt [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 4/2007]. Die Kosten für die Zwischenlagerung in Silos und für den Organisationsaufwand des Betreibers sind darin vermutlich nicht enthalten und müssten noch hinzugerechnet werden. Höhere Kosten werden in [Pinnekamp und Beier, 2006] genannt. Die Kosten für eine Entsorgung von nassem Klärschlamm liegen danach zwischen **100 und 445 €/t TS**, für entwässerten zwischen **85 und 250 €/t TS** (ohne Entwässerungskosten) und für getrockneten zwischen 50 und 110 €/t TS (ohne Trocknungskosten). In der Verbandsgemeinde Wallmerod betragen die Kosten 13 €/m³ Nassschlamm, was **433 €/t TS** entspricht [Becker, 2007].

Für die Kompostierung werden für Sachsen Kosten von **70 bis 90 €/t TS** genannt, für die direkte Verwertung im Landschaftsbau (Herstellung von Substrat) **80 bis 100 €/t TS** [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 4/2007]. [Pinnekamp und Beier, 2006] haben für die Rekultivierung bzw. die landbauliche Verwertung Kosten in der Höhe von **85 bis 215 €/t TS** für entwässerten Klärschlamm (ohne Entwässerungskosten) und zwischen **45 und 60 €/t TS** (ohne Trocknungskosten) ermittelt.

Ein weiterer **Vorteil** der Organisation in Eigenregie ist, dass die Klärschlammbehandlung auf den Entsorgungsweg abgestimmt werden kann, da dieser bekannt ist. So kann eventuell auf eine weitergehende Entwässerung verzichtet werden, wenn der Klärschlamm nass auf die Felder aufgebracht wird. Damit können, eine geringe Transportentfernung vorausgesetzt, weitere Kosten eingespart werden.

Ein großer **Nachteil** dieser Organisationsform ist die fehlende Entsorgungssicherheit, da der Vertragszeitraum mit den Landwirten relativ kurz ist. Darüber hinaus sind, wenn die Vorga-

ben der AbfKlärV nicht eingehalten werden können, kurzfristig andere Entsorgungsmöglichkeiten zu erschließen.

Ein individueller Vertragsabschluss mit Zementwerken oder industriellen Verbrennungsanlagen zur **Mitverbrennung** des Klärschlammes ist ebenfalls möglich. Die Nachteile sind hier wiederum, je nach Dauer und Art der Verträge, die geringe Entsorgungssicherheit und der hohe Organisationsaufwand.

Für große Kläranlagen kommt auch die **Monoverbrennung in Eigenorganisation** in Frage. Die Entsorgungssicherheit ist hier groß, da die Verbrennungslinien oftmals redundant ausgelegt werden und somit den individuellen Bedürfnissen angepasst werden können. Die Klärschlammbehandlung kann so ganz auf die Verbrennung abgestimmt werden. Darüber hinaus lassen sich Synergieeffekte nutzen, wie z. B. eventuell der Verzicht auf eine Faulung (vgl. Kapitel 4.3.1), die Nutzung der Abwärme zur Trocknung sowie die Einleitung des entstehenden Abwassers in die Kläranlage.

Von Nachteil sind die recht hohen Kosten der Monoverbrennung, die zwischen **250 €/t TS bis 810 €/t TS** Gesamtkosten liegen (vgl. Kapitel 4.3.1) und die Organisation der Entsorgung der Verbrennungsrückstände.

3.2 Die Rolle von Dienstleistungsunternehmen bei der Klärschlamm Entsorgung

Dienstleistungsunternehmen als sogenannte Zwischenhändler spielen bei der Klärschlamm Entsorgung insbesondere hinsichtlich der Entsorgungssicherheit eine zunehmende Rolle.

Die Unternehmen bieten zumeist die komplette Entsorgung an, teilweise auch mit Vorentwässerung. Sie schließen sowohl mit den Kläranlagenbetreibern als auch mit den eigentlichen Entsorgungsunternehmen langfristige Verträge über ca. 10 Jahre. Diese Entsorgungsunternehmen können beispielsweise Kohlekraftwerke, Zementwerke oder industrielle Monoverbrennungsanlagen sein, die den Klärschlamm verbrennen bzw. mitverbrennen. Aber auch Landwirte und Unternehmen, die den Klärschlamm landwirtschaftlich oder landbaulich verwerten, kommen als Vertragspartner in Frage. Da die Zwischenhändler nicht nur über eine gute Kenntnis der aktuellen Marktsituation verfügen, sondern auch Wissen bezüglich der rechtlichen Anforderungen haben, leisten sie Hilfestellung bei der Erstellung der erforderlichen Nachweise und Transportpapiere.

Vorteile bei der Entsorgung durch ein Dienstleistungsunternehmen sind:

- eine hohe Entsorgungssicherheit durch Verträge mit mehreren Unternehmen (z. B. thermischen Behandlungsanlagen), auch wenn der Klärschlamm die Maßgaben der AbfKlärV kurzfristig nicht erfüllen kann oder ein Werk z. B. aus Revisionsgründen ausfällt;
- langfristige Entsorgungssicherheit auf etwa 10 Jahre;
- ggf. optimierte Transportwege zur nächstgelegenen thermischen Behandlungsanlage und
- die Beseitigung der Verbrennungsrückstände.

Der Klärschlamm wird im Normalfall vom Kläranlagenbetreiber untersucht und sollte die Voraussetzungen nach der AbfklärV erfüllen, damit sämtliche Entsorgungswege offen bleiben. Auch die Häufigkeit der Untersuchungen richtet sich nach der AbfklärV.

Günstig für einen Weitertransport oder die Weiterbehandlung sind vorentwässerte Schlämme mit TS-Gehalten von 25 - 35 %, da der Schlamm so noch pumpfähig ist. Vollgetrocknete Schlämme mit TS-Gehalten über 90 % können mit speziellen Fahrzeugen mit Vorrichtungen zur Staubminderung und zum Explosionsschutz transportiert werden. Schlämme mit TS-Gehalten zwischen 35 % und 90 % oder mit schwankenden TS-Gehalten sind dagegen sowohl für den Weitertransport als auch für die weitere Entsorgung ungünstig.

Ein **Nachteil** des Vertragsabschlusses mit einem Dienstleistungsunternehmen ist, dass der weitere Entsorgungsweg nicht mehr beeinflusst werden kann und ein Betreiber sich in eine gewisse Abhängigkeit begibt. Auch kann die Eigenorganisation der Entsorgung preisgünstiger sein, da ein Teil der Entsorgungskosten als Gewinn beim Dienstleistungsunternehmen verbleibt.

Die Kosten für die Klärschlamm Entsorgung sind abhängig von Faktoren wie:

- dem TS-Gehalt,
- der Transportentfernung und der Art des Transports sowie
- der jährlich anfallenden Klärschlammmenge.

Sie können und werden individuell für den Einzelfall kalkuliert. Nach Auskunft eines Entsorgungsdienstleisters sind Spannen zwischen 65 €/t und 75 €/t für vorentwässerten Klärschlamm mit 25 - 35 % TS (entspricht **217 €/t TS bis 250 €/t TS**) üblich. Ein anderes Unternehmen nannte Kosten von etwa 50 €/t für Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von 25 %, was **200 €/t TS** entspricht.

3.3 Zusammenschluss mehrerer Betreiber

Eine dritte Möglichkeit ist der Zusammenschluss mehrerer Betreiber, z. B. um eine dezentrale Monoverbrennung zu errichten und zu betreiben.

Während früher die Grenze für eine wirtschaftliche Durchführung beim Einsatz von etwa 10.000 t TS im Jahr gesehen wurde, werden heute auch kleinere Verbrennungsanlagen betrieben.

Beispielhaft sei hier die dezentrale **Klärschlammverbrennung in Straubing** beschrieben, die derzeit geplant wird [Bogner et al., 2007]. Die örtlichen Gegebenheiten (ländlich geprägter, schwach strukturierter Raum) sind gut auf einige Gebiete in Rheinland-Pfalz übertragbar.

Die **Vorteile** einer dezentralen Klärschlammverbrennung werden darin gesehen, dass

- lange Transportwege vermieden werden,
- Abwärme zur Trocknung genutzt werden kann und
- eine langfristige Entsorgungs- und Kostensicherheit besteht.

Die Anlage ist ausgelegt für einen **Durchsatz von 2.200 t TS/a**, was einer Kapazität von etwa 200.000 EW entspricht. Neben kommunalen Klärschlämmen sollen hier auch stückige Abfälle, Strauchschnitt, Rechengut und Kompostierreste mitverbrannt werden.

Der auf 25 % TS vorentwässerte Klärschlamm wird in einem Bandrockner mit ca. 130 °C Trocknungstemperatur auf 90 % TS getrocknet. Dabei wird ein Teil der Abwärme aus der Verbrennung genutzt. Aus Kostengründen werden die sonst üblichen Feuerungsverfahren wie Etagenofen, Wirbelschichtofen oder Etagenwirbler nicht eingesetzt. Stattdessen wird auf eine auf dem Markt befindliche Feuerungsanlage für Biomassefeuerung (z. B. technisch modifizierte Rostfeuerungen) zurückgegriffen. Kostenvorteile ergeben sich daraus, dass diese Feuerungen in größeren Stückzahlen produziert werden. Es ist lediglich eine Anpassung für die Verbrennung von granuliertem, getrocknetem Klärschlamm erforderlich. Die Verbrennungstemperatur liegt bei 950 °C. Die Abgasreinigung ist so konzipiert, dass die Abgaswerte der 17. BImSchV eingehalten werden.

Eine Besonderheit der geplanten Anlage in Straubing ist die Kopplung der so genannten Pebble-Heater-Technologie¹² mit einer Mikrogasturbine zur Stromerzeugung.

Kosten für die dezentrale Klärschlammverbrennung werden nicht genannt, so dass abzuwarten bleibt und im Einzelfall zu prüfen sein wird, ob ein Zusammenschluss mehrerer Betreiber zur dezentralen Klärschlammmonoverbrennung wirtschaftlich interessant ist.

In der **Verbandsgemeinde Wallmerod** ist ebenfalls ein Zusammenschluss mehrerer Kommunen zur gemeinsamen Klärschlammvergasung geplant. Die VG Wallmerod betreibt selbst fünf Kläranlagen mit insgesamt 18.150 EW und plant derzeit in einem ersten Bauabschnitt eine Anlage zur Niedertemperaturtrocknung, bei der die Abwärme aus einem bestehenden BHKW genutzt wird. In einem weiteren Bauabschnitt soll eine **Vergasungsanlage** für **2.000 t TS/a** hinzukommen, die die Klärschlämme der Städte Montabaur und Bad Ems mitbehandeln soll. Um die Anlage voll auslasten zu können, sollen weitere Gemeinden akquiriert werden. Die **Kosten für die Vergasung** des getrockneten Schlammes inklusive der Ascheentsorgung wird auf **95 €/t TS** geschätzt. Die Kosten für die Trocknung des Klärschlammes sind darin nicht enthalten.

Ein Zusammenschluss von 25 Gemeinden zu der **Regionalen Klärschlammverwertungs-GmbH** mit Sitz in **Crailshaim** plant derzeit auf dem Gelände eines Biomasseheizkraftwerkes einen Drehtrommel-Reaktor mit zwei hintereinandergeschalteten Drehrohren, in dem aus bis zu **6.400 t TS/a** getrocknetem Klärschlamm bei 500 °C und unter Sauerstoffabschluss Schwelgas und Granulat produziert werden soll. In dem zweiten Drehrohr wird der verbleibende Klärschlammanteil bei 850 °C ausgeglüht, wobei ein wasserunlösliches mineralisches Produkt entsteht. Der Baubeginn ist für Sommer 2007 und der Probetrieb für 2008 geplant [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 40/2006b; EUWID Wasser Abwasser, Nr. 8/2007].

Im **Aargauer Reusstal in der Schweiz** schlossen sich neun Zweckgemeinden mit insgesamt 16 Abwasserreinigungsanlagen und 85.000 EW zusammen, um eine gemeinsame kostengünstige Klärschlamm-trocknung für **1.350 t TS/a** mit anschließender Mitverbrennung im Zementwerk zu betreiben [Warthmann, 2006].

¹² Bei der Pebble-Heater-Technologie wird ein getakteter Wärmetauscher abwechselnd mit heißen Rauchgasen aufgeheizt bzw. mit komprimierter Umgebungsluft gekühlt.

3.4 Fazit

In der Praxis der Entsorgung von kommunalen Klärschlämmen ist eine Vielfalt von Organisationsstrukturen möglich. Grundsätzlich sind insbesondere drei verschiedene Formen vorhanden:

- die Organisation der Entsorgung in Eigenregie,
- die Organisation im Verbund und
- die Entsorgung über einen externen Dienstleister.

Welche Struktur für den einzelnen Entsorgungsträger in Frage kommt, ist von den jeweiligen Bedingungen und Gegebenheiten abhängig und kann daher nicht pauschal beantwortet werden. In erster Linie werden bei der Entscheidung aber Faktoren wie Kosten und die Entsorgungssicherheit zum Tragen kommen.

Die Entsorgung in Eigenregie ist die vorherrschende Organisationsform der Klärschlamm-entsorgung in Rheinland-Pfalz. Insbesondere größere Kläranlagen schließen eigene Verträge mit Entsorgungsunternehmen ab, die allerdings unter Umständen nur eine kurze Vertragslaufzeit haben.

Die Einschaltung eines Entsorgungsdienstleisters als Bindeglied zwischen den Kläranlagenbetreibern und den endgültigen Entsorgungs- bzw. Verwertungspfaden nimmt in seiner praktischen Bedeutung immer mehr zu. Vor allem thermische Behandlungsanlagen, wie z. B. Kohlekraftwerke und Zementwerke, die Klärschlämme als Sekundärbrennstoff einsetzen, schließen bevorzugt Verträge mit Entsorgungsdienstleistern ab. Der Vorteil liegt für sie darin, dass sie es mit nur einem Vertragspartner zu tun haben, der ihnen eine gleichbleibende Klärschlammqualität garantiert.

Auch der Zusammenschluss mehrerer Kläranlagenbetreiber spielt in der Entsorgungswirtschaft eine zunehmend größere Rolle. Gerade in ländlichen Regionen sind beispielsweise dezentrale, thermische Behandlungsanlagen für kommunale Klärschlämme immer beliebter. Diese bieten die Möglichkeit die Entsorgungssicherheit langfristig zu gewährleisten und relativ unabhängig zu agieren.

Jeder Vertragsabschluss mit einem Fremdunternehmen bedeutet für die Entsorgungsträger aber auch eine Abhängigkeit von Anderen und eine Einschränkung ihrer eigenen Flexibilität bzw. Entscheidungsfreiheit. Da die Entsorgungssicherheit dabei von äußeren Faktoren abhängig gemacht wird (z. B. Konkurrenz zu anderen Sekundärbrennstoffen, Marktpreise), die von den Betreibern der Kläranlagen nicht auf längere Sicht vorhersehbar sind, wird diese Art der vertraglichen Bindung hinsichtlich der Klärschlamm Entsorgung seitens der Kläranlagenbetreiber bzw. der betroffenen Kommunen oftmals kritisch bewertet.

4 Thermische Behandlung von Klärschlamm

In diesem Kapitel werden die Verfahren der thermischen Klärschlammbehandlung mit den Teilschritten Entwässerung, Trocknung und Verbrennung detailliert dargestellt. Dabei werden die technischen, rechtlichen, ökologischen sowie ökonomischen Kriterien des Inputmaterials Klärschlamm bezogen auf die Verfahrensschritte und auch der festen und gasförmigen Rückstände erläutert. Zusätzlich wird am Anfang auf die Eigenschaften von Klärschlamm als Brennstoff eingegangen.

In Abbildung 4-1 sind die Verfahrensschritte und möglichen Abläufe zur besseren Übersicht schematisch dargestellt.

Ausgehend von der Klärschlammstabilisierung (im linken Teil des Schemas dargestellt) ergibt sich eine Vielzahl an Möglichkeiten und Kombinationen der weiteren Klärschlammbehandlung.

Zunächst wird der Klärschlamm vorentwässert. Dies kann mechanisch oder in einem Klärschlammvererdungsbeet geschehen (vgl. Kapitel 4.2.1) Anschließend wird der Klärschlamm getrocknet, wozu auch wieder verschiedene Verfahren möglich sind (vgl. Kapitel 4.2.2). Überall da, wo Klärschlamm nicht sofort weiter verarbeitet werden kann, muss er gelagert, gefördert und/oder transportiert werden (vgl. Kapitel 4.2.3). An letzter Stelle steht die Verbrennung, die je nach Art unterschiedliche Voraussetzungen an den Klärschlamm stellt (vgl. Kapitel 4.3).

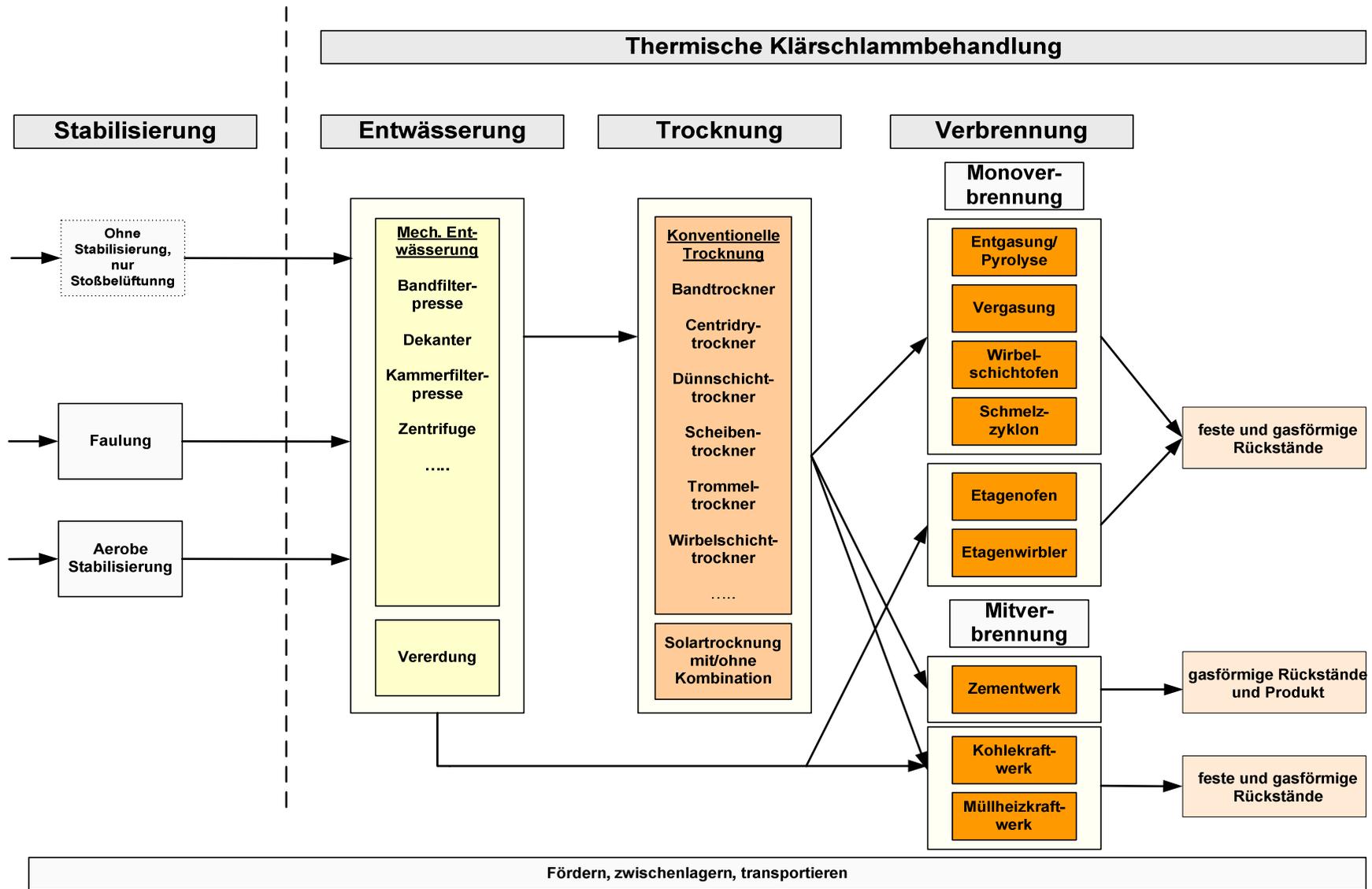


Abbildung 4-1: Verfahrensschritte der thermischen Klärschlammbehandlung [Quelle: eigene Darstellung]

4.1 Eigenschaften von Klärschlamm als Brennstoff

Grundsätzlich kann Klärschlamm als Hauptbrennstoff (z. B. bei der Monoverbrennung) oder als Sekundärbrennstoff (z. B. bei der Mitverbrennung im Kohlekraftwerk) verwendet werden.

Aufgrund seines hohen Aschegehaltes und oft niedrigen Heizwertes ist Klärschlamm jedoch nicht als hochwertiger Brennstoff zu bezeichnen. Der Heizwert ist abhängig von den Anteilen an den verschiedenen Inhaltsstoffen. In Tabelle 4-1 sind einige Eigenschaften von Klärschlamm im Vergleich zu anderen Energieträgern dargestellt. Insbesondere Wasserstoff, Kohlenstoff, Schwefel und Stickstoff führen zu einer Erhöhung des Heizwertes, Sauerstoff und vor allem Wasser mindern den Heizwert eines Stoffes.

Tabelle 4-1: Eigenschaften von Brennstoffen [Quellen: Böhmer et al., 2001¹⁾; Both und Fehrenbach, 2005²⁾; Nowak, 1976³⁾; Urban und Friedel, 2000⁴⁾; Werther, 2003⁵⁾]

	Klärschlamm 1,4,5)	Hausmüll	Braunkohle 1,4,5)	Steinkohle ^{1,4,5)}
Wassergehalt [Gew.-%]	7 - 65	30 ³⁾	10 - 60	3 - 10
Heizwert H _u , [MJ/kg]	1 - 12	7,5 - 15 ³⁾	7 - 29	7 - 38
Aschegehalt [Gew.-% im wasserfreien Anteil]	30 - 63	23 - 27 ²⁾	3 - 18	3 - 17
C [Gew.-% im wasserfreien Anteil]	33 - 52	21 - 23 ²⁾	60 - 80	80 - 93
H [Gew.-% im wasserfreien Anteil]	4 - 8	4,0 - 4,4 ²⁾	5 - 9	3 - 6
O [Gew.-% im wasserfreien Anteil]	30 - 38	12,8 - 14,8 ²⁾	17 - 25	ca. 9
N [Gew.-% im wasserfreien Anteil]	2 - 9	ca. 1,0 ²⁾	0,5 - 2	1 - 2
S [Gew.-% im wasserfreien Anteil]	0,5 - 3	0,16 - 0,22 ²⁾	0,5 - 6	0,5 - 2
Cl [mg/kg TS]	500 - 3.000	0,35 - 1,04 ²⁾	300	200
Hg [mg/kg TS]	0,2 - 5,1 (max. 48)	0,1 - 0,27 ²⁾	0,1 - 0,3	0,3

Ungünstig ist vor allem der ohne eine weitergehende Entwässerung und Trocknung hohe Wassergehalt eines Klärschlammes. Der Heizwert eines Schlammes muss über dem Energiebedarf, der zum Verdampfen des Wassers benötigt wird, liegen. Nur dann kann eine selbstgängige Verbrennung ohne Zuführung von Fremdenergie stattfinden. Dies erfordert einen Mindesttrockensubstanzgehalt von etwa 40 % [Böhmer et al., 2001]. Eine Vorbehandlung des Klärschlammes zur Entwässerung bzw. Trocknung ist daher häufig erforderlich (vgl. Kapitel 4.2.1 und 4.2.2).

Da es aus verfahrenstechnischen Gründen günstig ist, wenn ein Ersatzbrennstoff einen ähnlichen Wassergehalt wie der Hauptbrennstoff aufweist, ist bei der Mitverbrennung in Braunkohlekraftwerken eine weitergehende Trocknung oft nicht notwendig, da Braunkohle ebenfalls einen hohen Wassergehalt aufweist. Bei einer Mitverbrennung in Steinkohlekraftwerken ist dagegen eine weitergehende Trocknung erforderlich, weil Steinkohle nur einen Wassergehalt von 3 - 10 % hat.

Eine Umrechnung von Glühverlust (GV) und Trockensubstanzgehalt (TS) auf den Heizwert kann näherungsweise nach [Leschber und Niemitz, 1996] wie folgt durchgeführt werden:

$$H_0 = 26 \cdot GV \text{ [MJ/kg TS]}$$

$$H_u = TS \cdot H_0 - (1-TS) \cdot 2,5 \text{ [MJ/kg Klärschlamm]}$$

darin bedeuten:

H_0 [MJ/kg TS]:	Brennwert der Trockenmasse
H_u [MJ/kg Klärschlamm]	unterer Heizwert
TS	Trockensubstanzgehalt in [%] /100 %
GV	Glühverlust in [%] /100 %

Beispielhaft sind in nachfolgender Abbildung die unteren Heizwerte für einige typische Klärschlämme nach dieser Formel berechnet und aufgetragen.

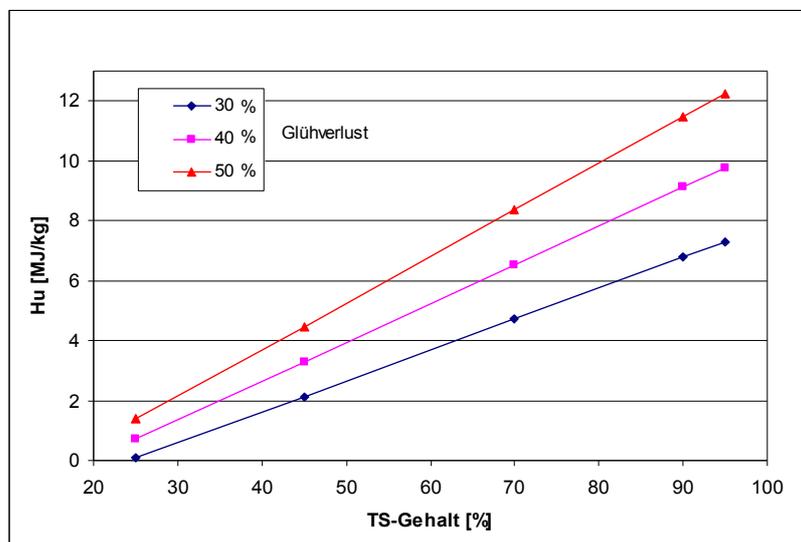


Abbildung 4-2: Berechneter unterer Heizwert von Klärschlämmen in Abhängigkeit vom Glühverlust und vom Trockensubstanzgehalt [Quelle: eigene Darstellung]

Erkennbar ist, dass der TS-Gehalt, noch mehr als der vorliegende Glühverlust, den unteren Heizwert beeinflusst. Ein unterer Heizwert von mehr als 12 MJ/kg ist (theoretisch) nur unter günstigen Umständen zu erreichen. Hausmüll kann dagegen einen Heizwert von bis zu 15 MJ/kg aufweisen, Braunkohle bis zu 29 MJ/kg und Steinkohle maximal 38 MJ/kg (vgl. Tabelle 4-1).

Der Aschegehalt von Klärschlamm beträgt bis zu 63 %, dies erklärt auch den geringen Heizwert. Hausmüll hat einen Aschegehalt von lediglich 23 - 27 %, Braun- und Steinkohle unter günstigen Umständen nur 3 %.

Zu beachten sind, insbesondere bei der Entstehung und Behandlung der Rauchgase, aber auch bei der weiteren Entsorgung oder Verwertung der festen Verbrennungsrückstände, die weiteren Inhaltsstoffe (z. B. die organischen und anorganischen Schadstoffe im Klärschlamm) als Input-Material bei der Verbrennung. Diese können zum einen das entstehende Produkt in der Qualität mindern (z. B. Zementindustrie) oder zusätzliche Rauchgasrei-

nigungsaggregate erforderlich machen. Zusätzlich zu den in Kapitel 1.2.2.4.3 genannten rechtlichen Gründen sind daher dem Einsatz von Klärschlamm bei der Mitverbrennung mengenmäßig Grenzen gesetzt.

Insbesondere die Chlorid- und Quecksilbergehalte liegen deutlich höher als bei Hausmüll, Braun- und Steinkohle (siehe Tabelle 4-1). Chlorid in hohen Konzentrationen kann unter ungünstigen Umständen Kesselkorrosion verursachen. Quecksilber muss bei der Rauchgasreinigung beachtet werden.

Grundsätzlich positiv im Vergleich zu anderen Energieträgern wie etwa Braun- oder Steinkohle ist die CO₂-Neutralität von Klärschlamm: Sein Ursprung liegt in Pflanzen, die direkt oder auf dem Umweg über das Tier dem Mensch als Nahrung dienen. Das CO₂, das beim Wachsen der Pflanzen durch Photosynthese aus der Luft eingebunden wurde, wird bei der Verbrennung zeitnah wieder freigesetzt.

4.2 Vorbehandlung bei einer thermischen Behandlung des Klärschlammes

Klärschlamm fällt je nach Klärschlammbehandlungsverfahren in einer Kläranlage als wasserreiches Material an und bedarf einer mitunter kostenträchtigen Vorbehandlung, um bei einer weitergehenden thermischen Behandlung genutzt werden zu können. Der erforderliche Grad der Trocknung und die erforderliche Konsistenz des Klärschlammes hängen von der nachfolgenden thermischen Behandlung ab. Die Verfahrenskette

- mechanische Entwässerung
- Trocknung
- weitergehende thermische Behandlung

ist somit als Folge aufeinander aufbauender Bausteine zu verstehen und nicht unabhängig voneinander zu betrachten (vgl. Abbildung 4-1).

Weiterhin sind logistische Gesichtspunkte wie die Lagerung oder Speicherung und die Art der Förderung des Klärschlammes zu beachten.

Die mechanische Vorentwässerung sollte aus Transportkostengründen und aufgrund der Entstehung der Prozesswässer vorwiegend auf der Kläranlage stattfinden.

Der Standort Kläranlage kann bei manchen Trocknungsverfahren von Vorteil sein, da eine erforderliche Abluft- und Prozesswasserbehandlung dort gut zu integrieren ist. Wird Abwärme z. B. aus einer nachfolgenden Verbrennung genutzt, so ist der Standort der Trocknung auch in der Nähe der Verbrennung sinnvoll.

Dabei ist anzumerken, dass die Vorbehandlungsverfahren Entwässerung und Trocknung auch als Vorstufe für die stofflichen Verwertungsarten (z. B. Landwirtschaft) fungieren können.

Im nachfolgenden werden zunächst mögliche Vorbehandlungsverfahren dargestellt und nach technischen, rechtlichen und ökonomischen Kriterien betrachtet.

4.2.1 Entwässerung

In der Regel werden Nassschlämme vor einer eventuellen thermischen Trocknung mechanisch entwässert.

Zwar ist dieser Prozess i. A. Bestandteil der Abwasserreinigung bzw. der dazugehörigen Klärschlammbehandlung auf einer Abwasserreinigungsanlage, er soll jedoch aus vorgenannten Gründen kurz erwähnt werden. Insbesondere die erreichbaren TS-Gehalte sind wesentliche Größen zur Abstimmung einer nachfolgenden Trocknung.

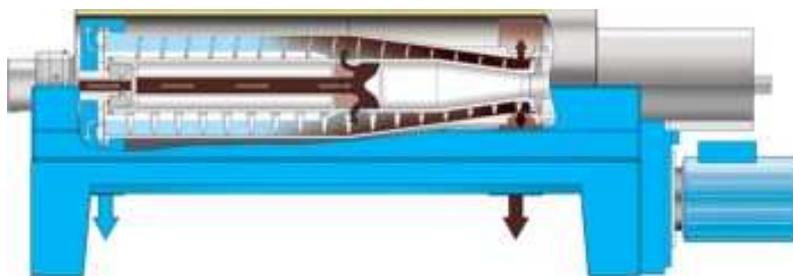
Einen Sonderfall der Klärschlamm entwässerung stellt die Klärschlammvererdung dar, da das weitergehende Ziel auch die Verbrennung sein kann, in aller Regel steht aber die nachfolgende stoffliche Verwertung im Vordergrund.

4.2.1.1 Mechanische Entwässerung

Beschreibung des Prinzips

Die **mechanische Entwässerung** erfolgt in größeren Kläranlagen meist mit Hilfe von Nach-eindickern mit Trübwasserabzug sowie nachgeschalteten Dekantern, Zentrifugen, Band- oder Kammerfilterpressen. In kleineren Kläranlagen kommen auch mobile Klärschlamm-entwässerungsanlagen zum Einsatz. Das Press- oder Trübwasser wird wieder in den Kläranlagenzulauf oder direkt in die biologische Stufe geleitet und dort gereinigt.

a)



b)



c)



Abbildung 4-3: Entwässerungsaggregate: a) Dekanter der Firma Huber [Huber, o. J.], b) Kammerfilterpresse der Firma Protec [Protec, o. J.], c) Bandfilterpresse der Firma Passavant [Passavant-Geiger, o. J.]

Zur besseren Entwässerung werden häufig Flockungshilfsmittel zudosiert. Man unterscheidet anorganische (z. B. Eisen- und Aluminiumsalze, Kalk, Kohle) und organische (z. B. organische Polymere) Flockungs- und Flockungshilfsmittel. Die anorganischen Additive haben den Nachteil, dass sie den Ascheanteil im entwässerten Schlamm erhöhen. Sie sind jedoch auch nur bei Anwendung einer Kammerfilterpresse möglich. Zu beachten ist auch, dass der erhöhte TS-Gehalt im Austragsgut oftmals durch die Zugabe der Flockungshilfsmittel bedingt wird.

Der Entwässerungsgrad wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, z. B.:

- Feststoffgehalt, organischer Anteil im Schlamm
- Art und Grad der Stabilisierung (stabilisierter Überschussschlamm, Faulschlamm)
- Funktionsweise und Leistungsfähigkeit des Entwässerungsaggregates
- Art und Menge des Konditionierungsmittels

4.2.1.2 Klärschlammvererdung

Beschreibung des Prinzips

Eine **Klärschlammvererdung** in Pflanzenbeeten mit Sumpfpflanzen stellt eine günstige Methode der Klärschlammvererdung dar, insbesondere von schlecht entwässerbarem, simultan aerob stabilisiertem Schlamm.

In Abbildung 4-4 ist das Verfahrensschema einer Vererdungsanlage dargestellt. Eine solche Anlage besteht aus drainierten, mit Schilf bepflanzten Becken mit einer nutzbaren Höhe von 1 bis 1,7 m, in die der auf 2,5 % TS vorentwässerte Schlamm zentimeterweise aufgebracht wird. Die Beladung kann über einen Zeitraum von 3 bis 10 Jahren erfolgen. Üblicherweise beträgt sie mehr als sieben Jahre. Vor der Räumung empfiehlt sich eine Ruhepause von einem Jahr. Die Entwässerung des Schlammes erfolgt über eine Drainage sowie durch Verdunstung. Das Drainagewasser gelangt als Filtrat zurück in die Kläranlage. Mit einer Klärschlammvererdung ist ein TS-Gehalt von 25 bis 40 % erreichbar [Nowak et al., 2002]. Die organische Substanz wird in ca. 5 Jahren um bis zu 65 % abgebaut [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 142].

Der Unterschied zu einer mechanischen Entwässerung besteht insbesondere darin, dass die zukünftige Entsorgungssituation durch den langen Zeithorizont offen bleibt. Ein weiterer Nachteil ist der hohe Platzbedarf, da die spezifische Fläche 0,25 bis 0,6 m²/EW beträgt.

Positiv zu beurteilen ist die hohe Entwässerungsleistung bei niedrigem Primärenergie- und Chemikalieneinsatz.

Die Reduktion der organischen Substanz ist, abhängig vom weiteren Entsorgungsweg, positiv (landbauliche oder -wirtschaftliche Verwertung) oder negativ (thermische Behandlung) zu sehen.

EKO-PLANT

Verfahrensablauf Klärschlammvererdung

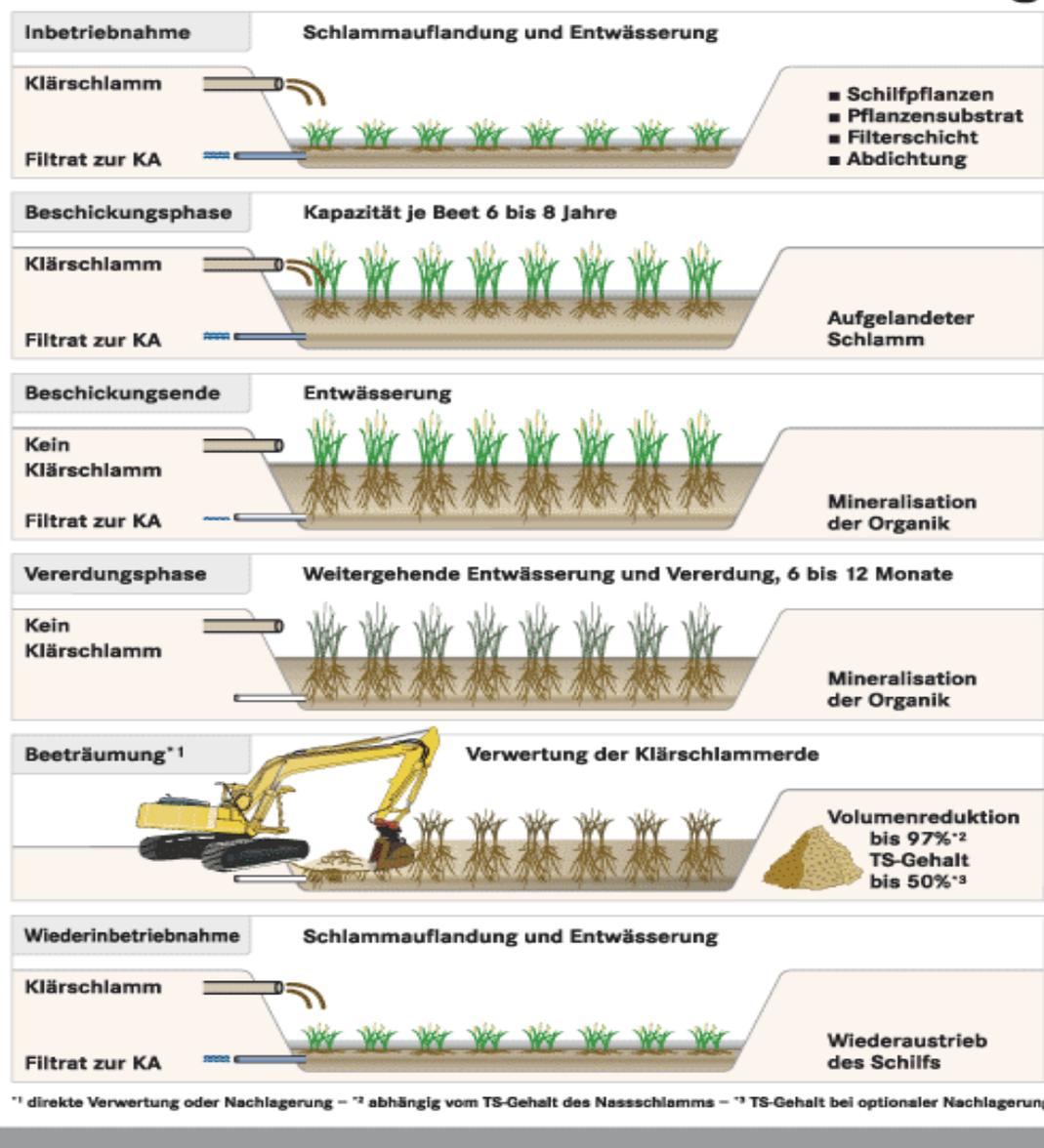


Abbildung 4-4: Verfahrensschema Vererdungsanlage [Ekoplant, o. J.]

4.2.1.3 Realisierte Anlagen

Fast jede größere Kläranlage ist mit einer Anlage zur Klärschlammmentwässerung ausgestattet. 2004 waren es 319 Anlagen in Rheinland-Pfalz (vgl. auch Tabelle 2-6) Weiterhin existiert eine Vielzahl von mobilen Entwässerungsaggregaten, die z. B. im Besitz einer Verbandsgemeinde oder eines Entsorgungsunternehmens sind und nach Bedarf auf kleineren Kläranlagen zum Einsatz kommen.

In Deutschland existieren etwa 110 Klärschlammvererdungsbeete in der Größenordnung von > 1.000 EW [Zöller, 2007]. In Rheinland-Pfalz befinden sich u. a. Anlagen in Speicher, Limbach, Dorweiler, Obermohr, Olsbrücken und Bechhofen.

4.2.1.4 Wichtige Kriterien

Inputmaterial Klärschlamm

- Technische Kriterien

Die Entwässerbarkeit ist abhängig vom Feststoffgehalt, vom organischen Anteil des Schlammes, von Art und Grad der Stabilisierung (stabilisierter Überschussschlamm, Faulschlamm) und auch von eventuellen Inhaltsstoffen aus der Industrie, z. B. der Nahrungsmittelindustrie. Danach, und abhängig von der nachfolgenden Entsorgungskette, muss ein Entwässerungsaggregat gewählt werden.

Erfahrungen in großen Kläranlagen haben gezeigt, dass die Entwässerbarkeit von nicht stabilisiertem Schlamm besser ist als die von ausgefaultem Schlamm [Hiller, 2006], [Kristeller, 2007].

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Eine Klärschlammmentwässerung ist nach § 18a WHG in Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung zu sehen und nach WHG zu genehmigen.

Auf Grund des Platzbedarfes bei der Realisierung eines Klärschlammvererdungsbeetes muss eine landespflegerische Stellungnahme oder ein Gutachten durchgeführt werden.

- Ökonomische Kriterien

Die Wirtschaftlichkeit eines Verfahrens ist immer in Zusammenhang mit der gesamten Klärschlammmentsorgungskette zu sehen. Ein Vergleich der Projektkostenbarwerte verschiedener gleichrangiger Verfahren bietet sich an dieser Stelle an. Beispielhaft ist ein Kostenvergleich der Gemeinde Bad Laer im Jahr 2004 (Beschreibung des Projektes im Internet unter <http://www.ibt-web.de>) dargestellt, der jedoch **nicht allgemeingültig und übertragbar** ist, sondern nur für dieses spezielle Projekt gilt.

Bezogen auf die Tonne TS und ausgehend von einem TS-Gehalt von 3 % im Nassschlamm liegen die Preise für die Entwässerung abhängig vom Verfahren und dem End-TS-Gehalt umgerechnet **zwischen 200 und 400 €/t TS**.

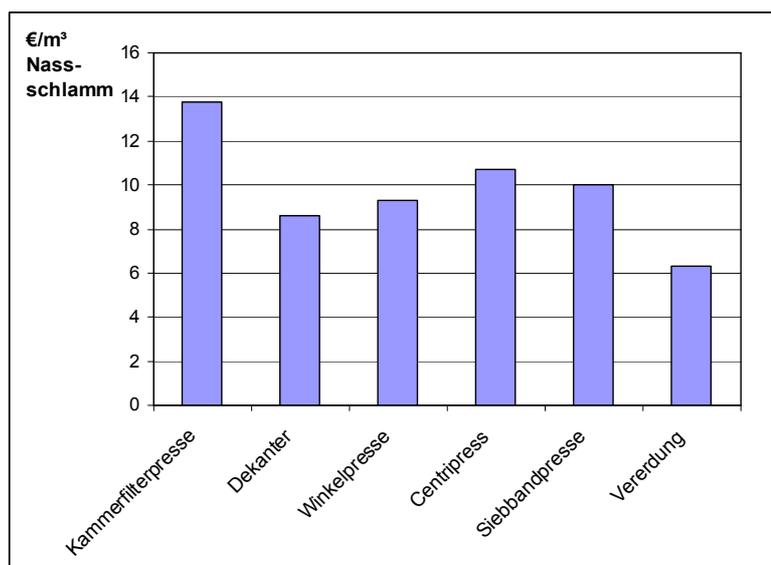


Abbildung 4-5: Kostenvergleich verschiedener Entwässerungsverfahren in der Gemeinde Bad Laer [Quelle: verändert nach IBT, 2004]

In [Rölle und Götzelmann, 2005] werden ca. **150 €/t TS** für die Entwässerung von Klärschlamm genannt. [Quicker und Faulstich, 2005] werteten verschiedene Angaben aus der Literatur aus. Die Bandbreiten der Entwässerungskosten lagen hier nach zwischen **85 und 290 €/t TS**. In [Leschber et al., 1996] sind folgende Kosten aus dem Jahr 1996 aus diversen Literaturstellen über Entwässerungsarten und Angaben von Abwasserverbänden aufgeführt.

Tabelle 4-2: Klärschlamm entwässerungskosten 1994 [Quelle: Leschber et. al., 1996]

Entwässerungsart	Kosten [€/t TS]
Kammerfilterpresse	90 - 225
Zentrifugen	50 - 125
Zentrifugen, mobil	200 - 300
kleine Anlagen Lippeverband	185 - 225
große Anlagen Emscher genossenschaft	85 - 160
Emscher-/Lippeverband	200 - 250
Abwasserverband Saar	180

Als kostenbeeinflussende Faktoren werden häufig:

- das Entwässerungsziel (TS-Gehalt),
- die Größe der Anlage,
- sowie die Auslastung der Anlage

genannt. Daher ist allgemeine eine Aussage darüber, welches Verfahren das kostengünstigere ist, nicht möglich (siehe auch Tabelle 4-3).

Outputmaterial Klärschlamm

- Technische Kriterien

Nach einer mechanischen Entwässerung enthält der Klärschlamm einen Trockensubstanzgehalt (TS) von etwa 15-45 % (vgl. Tabelle 4-3) der häufig nicht ausreicht, um den Klärschlamm effektiv verbrennen oder mitverbrennen zu können.

Tabelle 4-3: Erreichbare TS-Gehalte nach einer Entwässerung [Kassner et al., 1996]

Art der Entwässerung	Anaerob stabilisierter Schlamm TS-Gehalt [%]	Aerob stabilisierter Schlamm TS-Gehalt [%]
Bandfilterpresse (mit Zugabe von Flockungshilfsmitteln (FHM))	22 - 30	< 22
Kammerfilterpresse	je nach Presszeit und -druck bis zu 60	nicht üblich
Zentrifuge	22 - 40	13
Hochleistungszentrifuge	23 - 43	14
Dekanter		4 - 8 Nicht stabilis. ÜS
Klärschlammvererdungsbeet *	25 - 30	25 - 30

* Angaben Firma Eko-Plant

Abhängig vom nachfolgenden Entsorgungsweg lassen sich verschiedene Eigenschaften des Klärschlammes bei der Entwässerung gezielt verändern. Bei einer anschließenden landwirtschaftlichen Verwertung wird häufig Kalk zugegeben. Positiv bei einer nachfolgenden Verbrennung ist die Zugabe von Kohlestäuben. Diese Maßnahme kann den Entwässerungseffekt und den Heizwert positiv verändern.

Erfahrungen aus der Kläranlage Steinhäule in Ulm/Neu-Ulm, deren Schlamm in einer Monoverbrennungsanlage verbrannt wird, haben gezeigt, dass der nicht ausgefaulte Schlamm besser entwässerbar war als der ausgefaulte. Um gleichzeitig den Glühverlust und somit den Heizwert des Schlammes nicht zu verringern, wurde die Schlammfäulung aufgegeben und der nichtstabilisierte Klärschlamm entwässert, getrocknet und verbrannt [Hiller, 2006].

Ebenso wird im Klärwerk Frankfurt-Sindlingen verfahren. Um nachfolgend Geruchsbelästigungen zu minimieren, wird der nichtstabilisierte Schlamm vor Beaufschlagung der Zentrifugen belüftet [Kristeller, 2007].

Bei der Klärschlammvererdung verringert sich zusätzlich zum Wassergehalt der Glühverlust (Rückgang in ca. 5 Jahren um bis zu 65 %) [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 142 f.].

4.2.1.5 Fazit

Die Klärschlammmentwässerung ist ein wesentlicher Verfahrensschritt innerhalb der Klärschlammbehandlung und -entsorgung. Die Auswahl des Verfahrens muss abhängig von einer Vielzahl von Randdaten getroffen werden, dazu gehören die Konsistenz des Schlammes, das Entwässerungsziel, die Größe, die räumlichen Gegebenheiten der Kläranlage sowie die anschließende Entsorgungsstrategie.

Die Kosten der Klärschlammmentwässerung sind nicht unbedeutend für die gesamte Klärschlammmentsorgung und hängen wiederum von einer Vielzahl von Randbedingungen ab. Die Bandbreite der Entwässerungskosten liegt zwischen **85 und 400 €/t TS**, wobei ein **mittlerer Anhaltswert** für **kleinere Anlagen etwa 250 €/t TS**, für **größere Anlagen etwa 150 €/t TS** ist.

4.2.2 Klärschlamm Trocknung

Ob eine Klärschlamm Trocknung technisch und ökonomisch sinnvoll ist, hängt von den vorangehenden und nachfolgenden Behandlungsschritten ab, wie Entwässerung, Transport, Lagerung und Entsorgung. Dieser Aspekt kann also nicht isoliert betrachtet werden.

4.2.2.1 Beschreibung des Prinzips

Trocknungsverlauf und Schlammstruktur [Riedel, 2006]

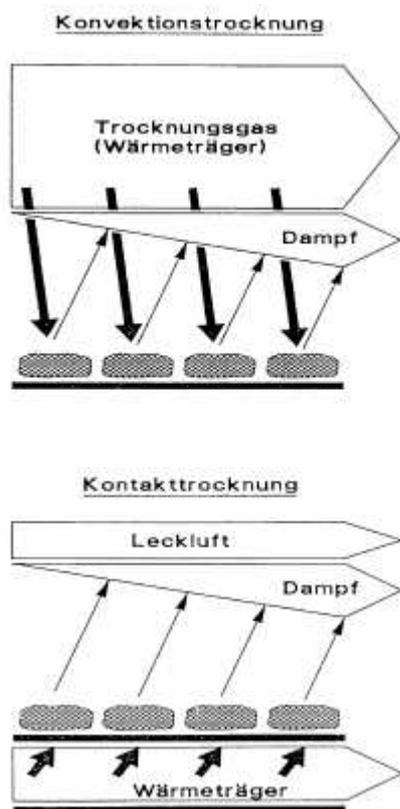
Bei der Klärschlamm Trocknung wird (je nach Verfahren) Klärschlamm in einer Bandbreite von etwa 3% bis 40%-TS-Gehalt eingesetzt und auf einen TS-Gehalt von 70% bis maximal 95% getrocknet. Während des Trocknungsprozesses ändert sich die Trocknungsgeschwindigkeit. Bei noch hohen Wassergehalten bleibt sie zunächst annähernd konstant. Mit sinkenden Wassergehalten geht sie aufgrund physikalischer Vorgänge zurück und liegt bei hochgetrocknetem Klärschlamm aufgrund dessen hygroscopischer Neigung nahe Null. Dementsprechend sinkt mit steigendem TS-Gehalt die Wasserverdampfungsleistung deutlich, was bei der Auslegung von Trocknern zu berücksichtigen ist.

Während der Trocknung durchläuft der Klärschlamm die sogenannte Leimphase (Bereich von ca. 40 - 50 % TS). Die rheologischen Eigenschaften des Klärschlammes verändern sich, aus einem pumpfähigen Nassschlamm wird ein zähpastöser, klebriger Schlamm mit kritischen Fördereigenschaften. Um diese Phase zu umgehen, wird bei einigen Verfahren der Inputfeststoffgehalt durch die Rückmischung von Trockengut auf etwa 60% TS eingestellt.

Nach Überschreiten der Leimphase liegt häufig eine krümelige/klumpige Struktur vor. Trockenschlamm (TS > 95%) ist rieselfähig bis staubförmig.

Trocknungsverfahren lassen sich verfahrenstechnisch nach unterschiedlichen Gesichtspunkten einteilen:

- Nach Art der **Wärmeübertragung** (vgl. auch Abbildung 4-6):



Bei der **Konvektionstrocknung** kommt der zu trocknende Klärschlamm unmittelbar mit dem Wärmeträger in Berührung. Das Trocknungsgas (z. B. Verbrennungsgas, Luft oder Brüden mit Temperaturen bis zu 850 °C) um- bzw. überströmt den Klärschlamm.

Bei der **Kontakt-trocknung** erfolgt die Wärmeübertragung über eine beheizte Kontaktfläche, der Wärmeaustauschfläche. Der Klärschlamm wird erwärmt ohne mit dem Wärmeträger in den Kontaktflächen (z. B. Verbrennungsgas, Luft, Dampf, Druckwasser oder Thermoöl mit Temperaturen bis zu 250 °C) in Berührung zu kommen. Der Klärschlamm muss intensiv durchmischt und umgewälzt werden, um ständig neue Oberflächen mit den Wärmeaustauschflächen in Berührung zu bringen, an denen das Wasser desorbieren kann. Die Verdampfungsraten sind ähnlich hoch wie bei der Konvektionstrocknung.

Bei der **Strahlungstrocknung** wird die Wärme ohne Wärmeträger mittels elektromagnetischer Wellen im Klärschlamm erzeugt.

Abbildung 4-6: Wärme- und Stoffübertragung bei der Klärschlamm-trocknung [Quelle: ATV-DVWK, 2004]

- Nach Art der **Brüdenführung**:

Bei der **Direkt-trocknung** vermischen sich Brüden (mit bis zu 95 % Wasserdampf gesättigte Abluft bzw. verdampftes Wasser aus Trocknungsanlagen) und Wärmeträger im Trocknungsaggregat. Die wasserdampfhaltige Abluft ist überhitzt und besteht zu etwa zwei Dritteln aus Luft. Der Wassergehalt ist deutlich niedriger als bei der Indirekt-trocknung. Die Trocknungsluft wird zum größten Teil im Kreislauf gefahren (Brüdenrezirkulation). Ein Teilstrom wird kontinuierlich abgezogen und einer Kondensation bzw. Abluftbehandlung zugeführt.

Bei der **Indirekt-trocknung** wird der Brüdenstrom ohne Kontakt mit dem Wärmeträger aus dem Trockner abgeleitet. Das verdampfte Wasser wird gemeinsam mit durch Undichtigkeiten in das System eintretender Leckluft bzw. durch eine gezielt zugeführte kleine Trägerluftmenge ausgeschleust. Die Brüden enthalten 5 - 10 Vol.-% Leckluft, sind annähernd wasserdampfgesättigt und 100 °C heiß.

Nachfolgend werden einige Beispiele für Konvektions- und Kontakt-trockner beschrieben.

4.2.2.2 Konvektions- oder Direkttrocknung

Zur **Konvektions- oder Direkttrocknung** existieren Band-, Kaltluft-, Centridry-, Etagen-, Trommel-, Wirbelschicht-, Strom- und Mahltrockner. Einige hiervon werden im Folgenden vorgestellt.

Bandtrockner

Der Trockner der Kläranlage Salzkotten (35.000 EW) selbst besteht aus einem geschlossenen Gehäuse, in dem ein umlaufendes Band aus Edelstahllochblech untergebracht ist. Der zentrifugierte Klärschlamm (450 t TS/a, TS-Gehalt = 23 %) wird über eine Schneckenförderpumpe zu einem Pelletierer gepumpt und dort in oberflächenreiche Pellets von 7 bis 11 mm Durchmesser und 20 bis 30 mm Länge geformt, die über die gesamte Bandbreite des Trockners als ein lockeres Haufwerk aufgeschichtet werden. Das Trockengut wird durch eine Stachelwalze umgeschichtet und im Gegenstrom mit der etwa 120 bis 140 °C heißen Prozessluft beschickt. Eine horizontale Unterleitung in mehrere Kammern unterstützt eine definierte Luftströmung. Durch die Umschichtung des zu trocknenden Gutes wird die Feuchteabfuhr verbessert. Es entsteht ein körniges, fast staubfreies Endprodukt mit einem TS-Gehalt von bis zu 90 %. Die Abluft wird in einem mit Belebtschlamm beschickten Biowäscher gereinigt. Durch die Abkühlung kondensiert ein Großteil der Brüden und wird in die biologische Abwasserreinigung zurückgeführt [Bahre und Bewermeier, 2006].

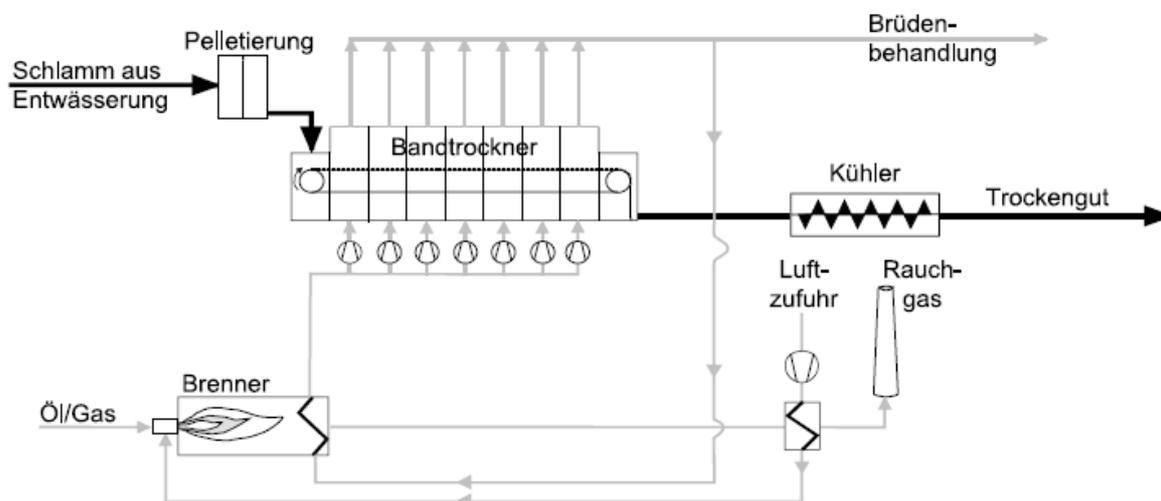


Abbildung 4-7: *Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Bandtrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004]*

Centridry-Trockner

Beim Centridry-Verfahren (vgl. Abbildung 4-8 und Abbildung 4-11) werden Entwässerung und Trocknung in einem Aggregat durchgeführt. Da das Verfahren empfindlich auf Schwankungen des TS-Gehaltes im Eintrag reagiert, muss der Dünnschlamm zur Vergleichmäßigung über ein Homogenisierungsbecken dem Trockner zugeführt werden. Der homogenisierte Dünnschlamm wird durch eine im Innern des Trockners installierte Zentrifuge zunächst entwässert. Das anfallende Zentrat wird zusammen mit den Brüden dem Kläranlagenzulauf wieder zugeführt. Der entwässerte Klärschlamm wird am Feststoffabwurf durch ein Prallblech in feinkörniges Gut überführt und dem Heizgasstrom ausgesetzt. Das Heißgas wird entgegen der axialen Förderrichtung der Zentrifuge eingesaugt und verlässt gemeinsam mit dem getrockneten Klärschlamm im Eintragsbereich des Dünnschlammes den Trockner. Die Trocknung erfolgt innerhalb weniger Sekunden. Die erforderliche Wärmemenge wird über Brenngase dem Kreislauf zugeführt.

Der eingetragene Dünnschlamm kann auf einen TS-Gehalt von 50 bis 95% gebracht werden [ATV-DVWK, 2004].

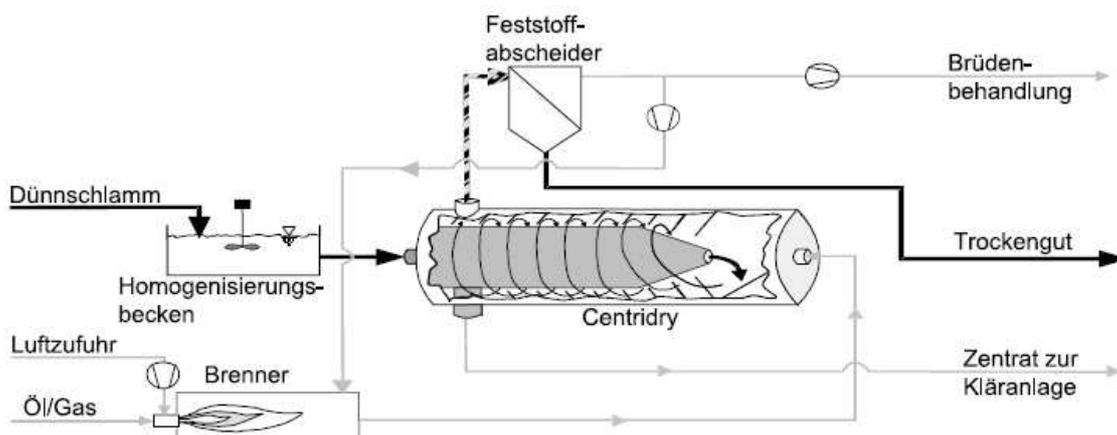


Abbildung 4-8: *Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Centridry-Trocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004]*

Trommeltrocknungsanlage

Trommeltrocknungsanlagen werden ausschließlich zur Volltrocknung eingesetzt. Um ein Durchfahren der Leimphase zu vermeiden, wird der Trocknungsanlage ein Mischaggregat vorgeschaltet, dem ein Teil des getrockneten Gutes wieder zugeführt wird. Die Trocknung findet in einer ständig rotierenden Trommel statt. Der Transport durch die Trommel geschieht je nach Typ mit dem Heizgasstrom, durch Leitbleche in Verbindung mit dem Füllgrad der Trommel oder durch geneigte Trommelstellung. Über einen Feststoffabscheider und eine Siebanlage wird das Trockengut abgezogen. Über einen Feststoffabscheider und eine Siebanlage wird das Trockengut abgezogen.

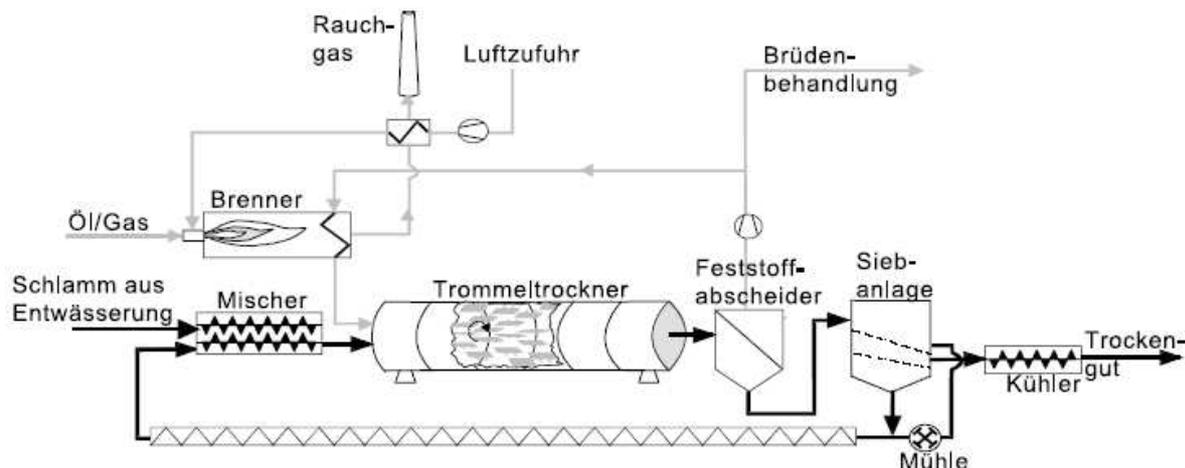


Abbildung 4-9: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Trommeltrocknungsanlage [ATV-DVWK, 2004]

Der Wärmeeintrag erfolgt entweder mit dem Heißgasstrom (400 bis 450 °C) oder mit dem direkt in den Trockner eingetragenen Brennerabgas [ATV-DVWK, 2004a].

Wirbelschichttrockner

In einem Wirbelschichttrockner (vgl. Abbildung 4-10) wird das Einsatzgut in einer stationären Wirbelschicht durch einen Dampfstrom fluidisiert. Die zur Trocknung erforderliche Wärme wird indirekt über Wärmetauscher in den Wirbelraum eingebracht. Voraussetzung dafür ist die Granulierung des Klärschlammes zu einem wirbelfähigen Rohgranulat mit 60 % TS. Das Rohgranulat kann durch Pflugscharmischer unter Zumischung von bereits getrocknetem, staubförmigem Klärschlamm hergestellt werden [Böhmer et al., 2001]. Der so getrocknete Klärschlamm weist einen TS-Gehalt von etwa 90 % auf.

Das aus dem Trockerraum austretende Gas führt Verdampfungswasser und Feinstoffe mit. Die Feinstoffe werden in einem Zyklon ausgeschieden und wieder mit dem vorentwässerten Schlamm gemischt. Das verdampfte Wasser wird in einem Wäscher-Kondensator aus dem Gasstrom herauskondensiert und einer Abwasserreinigung zugeführt [Thamer und Jenewein, 2006].

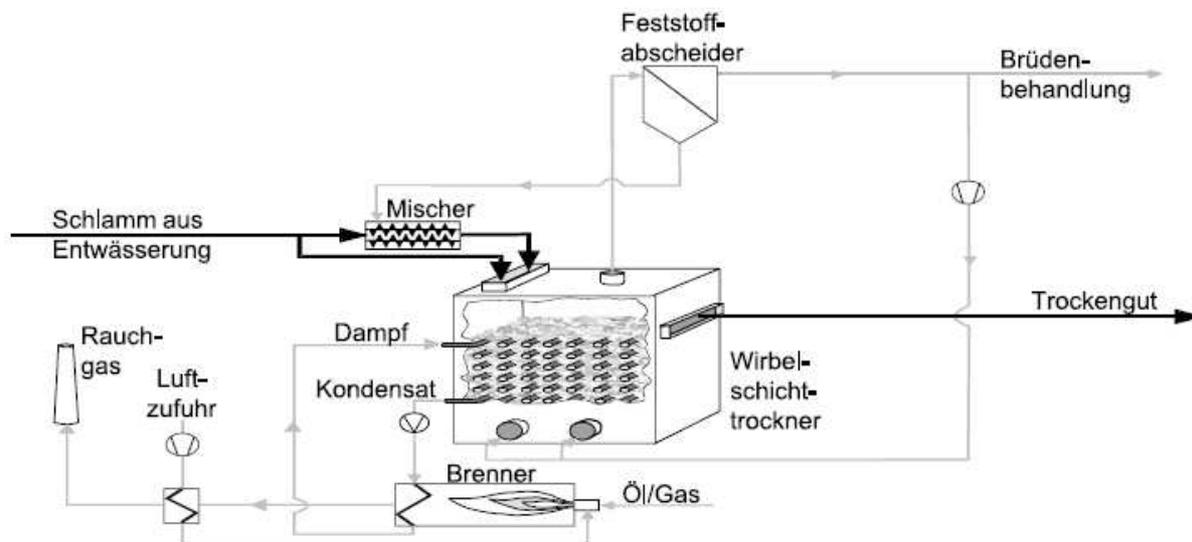


Abbildung 4-10: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Wirbelschichttrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004]

Abbildung 4-11 zeigt eine Auswahl an ausgeführten Direkttrocknern.



Abbildung 4-11: Bandtrockner der Firma Binder [Binder, o. J.], Trommeltrockner der Firma Stela [Stela, o. J.]

4.2.2.3 Indirekt- oder Kontakttrocknung

Zur **Kontakttrocknung** werden Dünnschicht-, Rohrbündel-, Drehrohr- oder Scheibentrockner verwendet.

Dünnschichttrockner

Dünnschichttrockner (vgl. Abbildung 4-12 und Abbildung 4-13) bestehen aus einem horizontalen Stator mit doppelwandigem Zylinder und einem innenliegenden Rotor. Über den Doppelmantel des Zylinders wird dem Trockner die Wärmeenergie in Form von Sattdampf oder Thermoöl zugeführt.



Vorentwässerter Klärschlamm wird von oben in den Trockner eingetragen und mittels Rotor spiralförmig entlang der Heizflächen bis hin zur Austragsseite transportiert. Aufgrund der ständigen Oberflächenenerneuerung und geringen Schlammengen im Trockner sowie kontinuierlicher Durchmischung und der damit verbundenen selbstreinigenden Wirkung kann die kritische Leimphase problemlos durchfahren werden.

Abbildung 4-12: Dünnschichttrockner der Firma Anro [Anro, o. J.]

Abhängig von der Betriebsweise ist eine Teil- oder auch Volltrocknung zu erreichen [ATV-DVWK, 2004a].

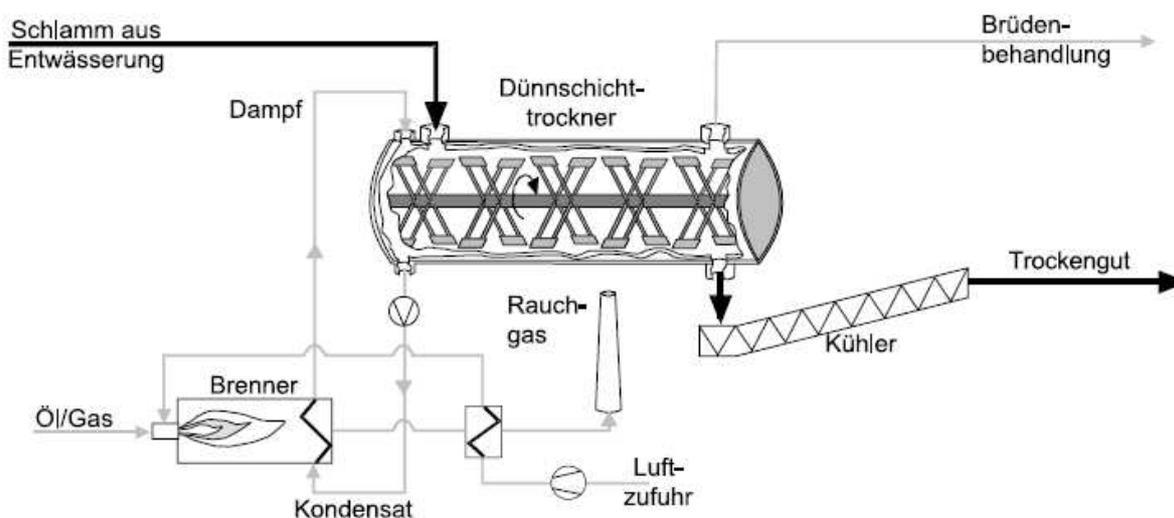


Abbildung 4-13: Prinzipielles Verfahrensfließbild einer Dünnschichttrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004]

Scheibentrockner

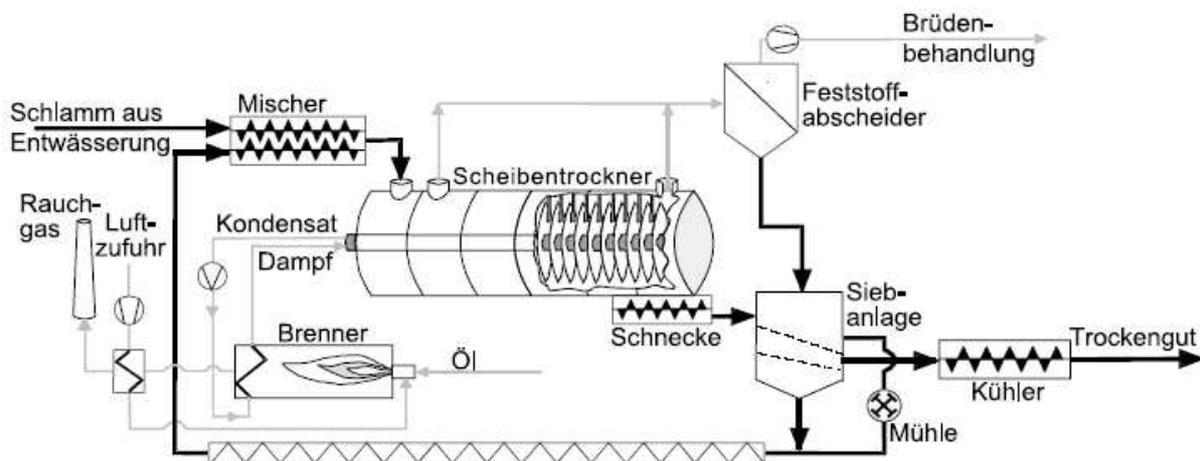


Abbildung 4-14: Prinzipielles Verfahrensfliessbild einer Scheibentrocknungsanlage [Quelle: ATV-DVWK, 2004]

Im Klärwerk Krefeld wird der Faulschlamm zunächst in einer Hochleistungszentrifuge auf einen TS-Gehalt von 28 % entwässert und anschließend in einen Mischer geleitet. Hier wird der Dickschlamm mit feinem, bereits getrocknetem Granulat „überpudert“ [EGK, o. J.].

So kann die sogenannte Leimphase (50-60 % TS) des Klärschlammes überwunden werden, die zu Anbackungen im Trockner führen würde.

Die Scheiben des Scheibentrockners, zwischen denen der Schlamm liegt, werden mit Dampf aus dem Müllverbrennungskraftwerk erwärmt. Durch ein langsames Drehen der Scheiben wird der Klärschlamm durch den Trockner befördert.

Das getrocknete Gut wird gesiebt. Das Feingut (kleiner 1 mm) gelangt über ein Becherwerk zum Mischer.

Die Abluft aus dem Trockner (Brüden) wird in einem Gewebefilter gereinigt. Die in den Brüden enthaltene Wärmeenergie wird in Wärmetauschern zur Faulturnbeheizung genutzt. Zum Abschluss wird die Abluft über einen Biofilter geleitet, um die Geruchsbelästigung für Mitarbeiter und Anwohner zu minimieren. Der Biofilter besteht aus einer ca. 1 Meter tiefen Mulchschicht, in der Bakterien den Abbau der Schwefelverbindungen und Aromaten übernehmen.

Das gröbere Granulat gelangt in zwei Silos und wird von dort pneumatisch in die MKVA befördert. Dort kann das Granulat zusammen mit dem Müll bei Temperaturen zwischen 850 bis 1.100 °C verbrannt werden. Die Wärmeenergie des Klärschlammes wird zur Strom- und Fernwärmeerzeugung genutzt.

4.2.2.4 Kombinationsanlagen zur Klärschlamm-trocknung

Zur Volltrocknung werden auch Kombinationen von verschiedenen Trocknern eingesetzt, wobei die Vorteile beider Verfahren so ausgenutzt werden, dass beide Aggregate kleiner dimensioniert und wirtschaftlich betrieben werden können. Zunächst wird der Vorteil des problemlosen Durchfahrens der Leimphase bei Dünnschichttrocknern ausgenutzt, anschließend wird der Schlamm in einem Scheibentrockner vollgetrocknet [ATV-DVWK, 2004a].

In der Kläranlage Nürnberg (vgl. Abbildung 4-15) wird der Klärschlamm in einer Zentrifuge und in zwei aufeinander folgenden Trocknungsschritten (Dünnschicht-Trockner und Scheibentrockner) entwässert bzw. getrocknet. Hierbei wird ein Trockensubstanz-Gehalt von ca. 90% erzielt. Aus Sicherheitsgründen (Selbstentzündung) durchläuft der getrocknete Klärschlamm eine Pelletierung, bevor er in Trockenschlammsilos bis zum Abtransport zwischengespeichert wird [SE Nürnberg, o. J.].

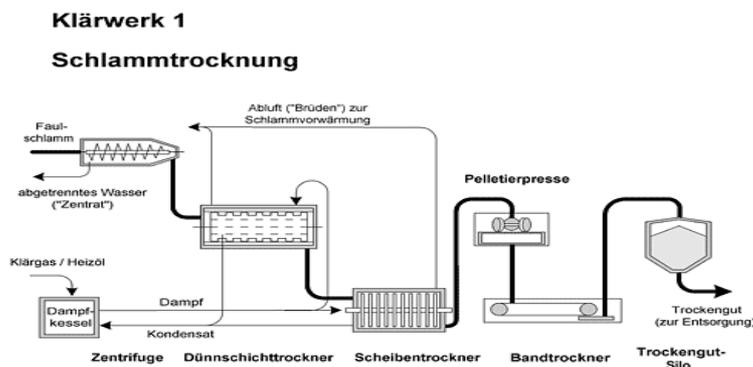
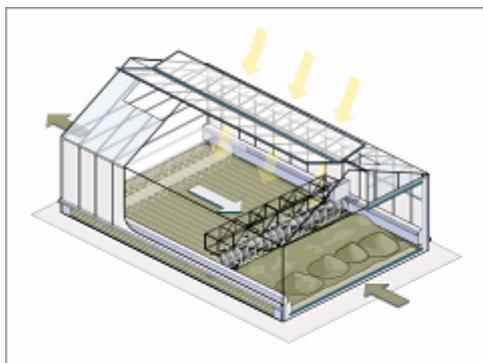


Abbildung 4-15: Klärschlamm-trocknung im Klärwerk Nürnberg [Quelle: SE Nürnberg, o. J.]

4.2.2.5 Strahlungs-/Konvektionstrockner



Strahlungs-/Konvektionstrockner sind im wesentlichen Solartrockner, aus denen das verdunstete Wasser mittels Ventilatoren aus dem System ausgeschleust wird. Da der Wasserentzug von den meteorologischen Bedingungen abhängt, werden Solartrockner meist mit einer Zusatzheizung kombiniert.

Abbildung 4-16: Solartrocknungsanlage mit „Wendewolf“ der Firma Ist [Quelle: IST, o. J.]

Da der Verbrauch an Primärenergie auf ein Minimum reduziert wird, ist die solare Klärschlamm-trocknung eine kostengünstige Alternative zu den oben genannten Trocknungsverfahren [ATV-DVWK, 2004a].

Basis aller Verfahren ist eine befestigte Grundfläche mit einer darüber angeordneten, transparenten Bauhülle, die bei den meisten Ausführungen Gewächshäusern gleicht. Innerhalb dieses Gebäudes wird der Schlamm unter regelmäßigem Mischen und Wenden getrocknet. Je nach Wende-Verfahren werden unterschiedliche Anforderungen an die Schlamm-beschaffenheit gestellt: Bei Anlagen mit einem sogenannten Schubwender muss der Schlamm vor der Trocknung einen Mindest-TS-Gehalt von 20 bis 25 % aufweisen oder mit trockenem Schlamm vermischt werden, um ein Verkleben des Wenders zu verhindern. Bei der Trocknung über zwei Etagen mittels Förderbändern genügt ein TS-Gehalt von 10 bis 12 %, der

z. B. mittels Entwässerung über Siebbänder erreicht werden kann. Unproblematisch bei der Trocknung von Flüssigschlamm ist das Verfahren mit Wenderobotern, was daher insbesondere bei kleineren Kläranlage unter 10.000 EW interessant ist (vgl. auch Abbildung 4-17).

Der TS-Gehalt des zu trocknenden Klärschlammes wirkt sich stark auf den Flächenbedarf der Solartrocknung aus. Zusätzliche Einflussfaktoren sind auch der zu erreichende End-TS-Gehalt, die Trocknungsbedingungen (Standort, Jahreszeit), der organische Anteil des Schlammes, die Verfahrensführung sowie das Vorhandensein nutzbarer Abwärme z. B. aus einem BHKW. Nach der Auswertung von [Bux und Baumann, 2003a] bei den in Süddeutschland realisierten Anlagen beträgt der Flächenbedarf bei der Solartrocknung zwischen 0,3 und 1,2 m²/t TS. Nach anderen Literaturquellen beträgt der Flächenbedarf – auch wieder abhängig von oben genannten Randbedingungen – zwischen 0,7 und 1,4 m²/t TS [Kionka, 2006]. Für den norddeutschen Raum wurden bis zu 3,6 m²/t TS ohne Nutzung von Abwärme und 2 m²/t TS Flächenbedarf bei Nutzung von Abwärme berechnet [Wittmaier et al., 2006].

Die meisten Anlagen nutzen zusätzlich zur Sonnenenergie Abwärme. Beim EDZ-Verfahren wird z. B. die solare Trocknung mit einer Fußbodenheizung kombiniert und kann je nach örtlichen Gegebenheiten mit Abwärme aus einem Blockheizkraftwerk, aus einem Kraftwerk, aus Industriebetrieben, von Gebläsen oder mittels Wärmepumpen (Abwärme aus Abwasser in Kläranlagen) betrieben werden [Passavant-Geiger und Rödiger, o. J.]. Sinnvoll ist auch, Abwärme aus bestehenden Biogasanlagen zu nutzen.

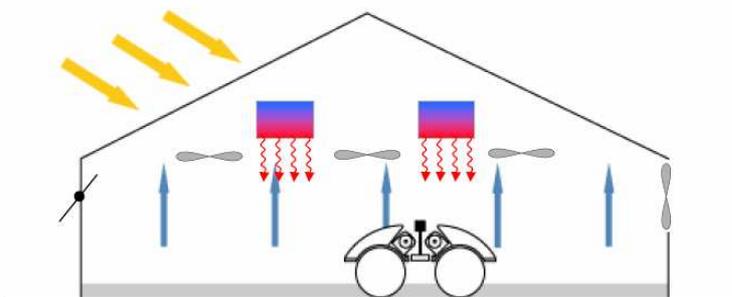


Abbildung 4-17: Solartrocknungsanlage mit „Wendeschwein“ der Firma Thermo-System [Quelle: Thermo-System, 2006]

4.2.2.6 Realisierte Trocknungsanlagen

Die genaue Anzahl der derzeit in Deutschland betriebenen Trocknungsanlagen ist nicht bekannt. Eine Auswahl ist im Anhang 8-2 aufgeführt. In Rheinland-Pfalz existieren etwa fünfzehn Trocknungsanlagen u. a. in den Kläranlagen Mainz, Speyer, Edenkoben, Sinzig, Höhr-Grenzhausen, VG Dahner Felsenland, Pirmasens, Bundenthal, Neidenfels, Bruchmühlbach-Miesau, Enkenbach, Landstuhl. In Wallmerod wird derzeit eine weitere geplant.

2003 waren in Deutschland 19 Anlagen zur Solartrocknung (keine davon in Rheinland-Pfalz) weltweit 46 Anlagen in Betrieb, mit stark steigender Tendenz. In der Planung befindet sich derzeit eine Anlage in Hochdorf-Assenheim in Rheinland-Pfalz. Die Kapazität der Anlagen reicht dabei von 1.000 EW bis zu 300.000 EW [Bux und Baumann, 2003a]. Eine Auswahl der realisierten Anlagen ist im Anhang 8-1 dargestellt.

4.2.2.7 Wichtige Kriterien

Inputmaterial Klärschlamm

- Technische Kriterien

Je nach Klärschlamm-trocknungsverfahren kann der TS-Gehalt zwischen 5 und 40 % variieren.

Manche Verfahren reagieren empfindlich auf schwankende TS-Gehalte, bei einigen ist die Klärschlamm-trocknung auf eine Pelletierung anzupassen.

Ein Vergleich der gängigen Trocknungsverfahren mit Vor- und Nachteilen gibt folgende Tabelle.

Tabelle 4-4: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der einzelnen Trocknungsverfahren [Quelle: ATV-DVWK, 2004]

Trocknertyp	Vorteile	Nachteile
Bandrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Problemloses Durchfahren der Leimphase ▪ Gut einstellbare Produktqualität ▪ Geringer Verschleiß im Trockner 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pelletierung notwendig ▪ Gefahr lokaler Überhitzung → hohe Brandgefahr
Centridry-Trockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schnelles An- und Abfahren möglich ▪ Problemloses Durchfahren der Leimphase ▪ Gut geeignet für mittelgroße Kläranlagen mit ausreichend Schlammanfall 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Trockner reagiert empfindlich auf Schwankungen des TS-Gehaltes im Zulauf ▪ Relativ hoher Staubanteil im Produkt
Trommelrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Robustes Verfahren ▪ Gut geeignet für große Durchsatzmengen ▪ Gut einstellbare Produktqualität 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diskontinuierlicher Betrieb ungünstig ▪ Niedriger Wärmeübergangskoeffizient ▪ Rückmischung erforderlich
Wirbelschichtrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Keine bewegten Teile im Trockner → kaum Verschleiß ▪ Problemloses Durchfahren der Leimphase ▪ Gleichmäßige Produktstruktur 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hoher Druckverlust ▪ Ausführung bisher nur für kleine Durchsätze
Dünnschichtrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Robustes Verfahren ▪ Unempfindlich auf schwankende TS-Gehalte im Eintrag ▪ Problemloses Durchfahren der Leimphase 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Volltrocknung energetisch ungünstig → große Baueinheit
Dünnschicht-/ Scheibentrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Keine Rückmischung erforderlich → erhöhter Durchsatz ▪ Nutzung der trocknerspezifischen Vorteile in den einzelnen Trocknungsphasen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Zwei eigenständige Trocknungsaggregate erforderlich ▪ Unter Umständen hoher Staub- und Faseranteil im Produkt
Scheibentrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Guter Wärmeübergang ▪ Kompakte Bauweise ▪ Gut geeignet für große Durchsatzmengen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diskontinuierlicher Betrieb ungünstig ▪ Rückmischung in Abhängigkeit vom Trocknungsziel erforderlich ▪ u. U. hoher Staub- und Faseranteil im Produkt
Solartrockner	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Spezifisch geringe Energiekosten ▪ Einfache Technik 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Flächenbedarf hoch ▪ Leistung witterungsabhängig ▪ Lange Trocknungszeiten

- Rechtliche und ökologische Kriterien [Riedel, 2006]

Nach der Begriffserklärung des § 3 KrW-/ AbfG ist auch Abwasser bzw. Klärschlamm Abfall. Gemäß § 2 Abs. 2 KrW-/AbfG gelten die abfallrechtlichen Vorschriften jedoch nicht für Stoffe, sobald sie in Gewässer oder Abwasserbehandlungsanlagen eingeleitet oder eingebracht werden; hier sind die Bestimmungen des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und der Landeswassergesetze anzuwenden.

Nach § 18a WHG ist die Klärschlammmentwässerung in Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung zu sehen. Nach Wasserrecht ist dementsprechend eine Abwasserbehandlungsanlage auch eine Einrichtung, die dazu dient, den anfallenden Klärschlamm für eine ordnungsgemäße Entsorgung aufzubereiten. Das Wasserrecht ist immer dann anzuwenden, wenn die Klärschlammmentwässerung im räumlichen und funktionalen Zusammenhang mit der Abwasserbehandlungsanlage steht. Das trifft auch zu, wenn neben dem Klärschlamm der betreffenden Kläranlage auch Klärschlämme aus anderen Abwasserbehandlungsanlagen behandelt werden.

Als Klärschlammmentwässerung sind neben dem rein mechanischen Wasserentzug auch alle sonstigen Entwässerungsvorgänge definiert, die ganz oder überwiegend den Zweck haben, eine weitere Entsorgung/Verwertung des Klärschlammes sicherzustellen. Der Hauptzweck einer Klärschlamm-trocknungsanlage ist und bleibt die Trocknung, d. h. der weitergehende Wasserentzug. Der Bau und Betrieb einer Klärschlamm-trocknungsanlage im räumlichen und funktionalen Zusammenhang mit einer Abwasserbehandlungsanlage ist demnach nach WHG zu genehmigen.

Sind die Vorgänge der Klärschlammmentwässerung jedoch in eine Anlage integriert, in der der Klärschlamm anschließend weiter behandelt, z. B. verbrannt wird, so ist auf den Hauptzweck dieser Klärschlammbehandlungsanlage abzustellen. Hier handelt es sich in der Regel um eine Anlage, die einer Zulassung nach § 4 des BImSchG bedarf.

Abhängig von der grundsätzlichen Frage der Zuordnung zu Wasser- oder Abfallrecht ist zu prüfen, ob im Rahmen des Genehmigungsverfahrens weitere Anforderungen zu erfüllen sind. So hat ggf. nach den §§ 3 ff. des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) und Anlage 1, Nr. 13.1, in Verbindung mit dem Landesrecht vom Antragssteller eine Umweltverträglichkeitsuntersuchung bzw. von der Genehmigungsbehörde eine Umweltverträglichkeitsprüfung als unselbstständiger Bestandteil des Genehmigungsverfahrens zu erfolgen.

Immissionsschutzrechtliche Vorschriften sind zu beachten, wenn eine Anlage zur Wärmeerzeugung im Zusammenhang mit der Klärschlamm-trocknungsanlage errichtet und betrieben werden muss. In Abhängigkeit vom eingesetzten Energieträger und der installierten Feuerungswärmeleistung sind die Genehmigungsanforderungen für Wärmeerzeuger gemäß 1. BImSchV, TA Luft oder 13. BImSchV zu erfüllen. Darüber hinaus können sich genehmigungsrelevante Tatbestände aus den Ziffern 8.10 und 8.13 der 4. BImSchV ergeben.

Ebenso sind baurechtliche und brandschutztechnische Belange zu beachten. Mögliche Auflagen und Vorgaben sind frühzeitig mit der örtlichen Baubehörde bzw. Feuerwehr abzustimmen. In der Regel werden hier spezielle Forderungen nach

konstruktivem Brandschutz, Brandmeldeanlagen, Löschwasserspeichern usw. erheben.

Weiterhin sind Vorgaben, resultierend aus einschlägigen Verwaltungsvorschriften (z. B. TA Luft, TA Lärm), sowie die Unfallverhütungsvorschriften der zuständigen Berufsgenossenschaften und Fachbehörden für Arbeitsschutz zu berücksichtigen.

- Ökonomische Kriterien

Die Kosten für eine Klärschlamm-trocknung schwanken in einer großen Bandbreite, da sie von vielen Faktoren abhängen, wie beispielsweise:

- dem Grad der Vorentwässerung,
- der Ausbaugröße der Anlage,
- der Auslastung der Anlage,
- der Betriebszeit der Anlage,
- den Energiekosten für die Trocknung und
- dem Endtrockensubstanzgehalt.

Der erforderliche Energieverbrauch lässt sich abschätzen. Der physikalisch notwendige Bedarf an thermischer Energie für die Wasserverdampfung liegt bei 734 kWh/kg H₂O. Weiterhin sind Energieverluste durch den Wärmeerzeugerwirkungsgrad und durch Wärmeabstrahlung auszugleichen, die pauschal etwa bei 100 kWh liegen [Riedel, 2006].

Zusätzlich kommt noch Bedarf an elektrischer Energie für den Betrieb des Trocknungsaggregates (Antrieb) hinzu, der abhängig vom Verfahren zwischen 70 und 110 kWh/kg H₂O liegt [Riedel, 2006].

Daraus ist zu erkennen, dass das Haupteinsparpotenzial für die thermische Energie darin liegt, die Menge an zu verdampfendem Wasser z. B. durch eine vorgeschaltete Entwässerung zu minimieren.

Für einen Kostenvergleich sind weiterhin die Personal-, Reparatur- und Abschreibungskosten zu betrachten. Zur Verdeutlichung sind hier die Kosten eines Band-trockners (Kläranlage Salzkotten, 35.000 kW) dargestellt, die jedoch maximal angesetzt sind [Bahre und Bewermeier, 2006]. „Einsparungen“ ergeben sich aus selbst erzeugter Energie und in der Realität einer höheren Nutzungsdauer.

Investitionskosten komplett ab Zentrifuge:	brutto rd. 690.000 €
Betriebskosten:	
Reparatur und Wartung:	rd. 14.000 €/a
Personalkosten (1 h/d)	rd. 13.000 €/a
Versicherung	rd. 2.000 €/a
Energiekosten (175.000 kWh/a * 0,12 €/kWh) (in Salzkotten durch BHKW) selbst erzeugt	rd. 21.000 €/a
Erdgasverbrauch (160.000 m ³ /a * 0,40 €/m ³)	rd. 64.000 €/a
<hr/>	
Betriebskosten Summe	114.000 €/a
<u>Jährliche Kosten aus Investitionen (12 Jahre Abschreibungszeitraum)</u>	<u>69.000 €/a</u>
Jährliche Gesamtkosten	183.000 €/a
Gesamtkosten bezogen auf t TS	407 €/t TS

Kostenvorteile können sich immer dann ergeben, wenn Abwärmequellen genutzt werden können. Ein neuer interessanter Aspekt ist die Nutzung von Abwärme aus dem Abwasser, wie es in der Abwasserreinigungsanlage in Mellingen in der Schweiz mittels Wärmetauscher und Niedertemperaturtrocknung praktiziert wird. Für **Trocknung, Transport zum nahegelegenen Zementwerk und Verbrennung** wurden 500 SF (entsprechend **304 €/t TS** angegeben) [Warthmann, 2006].

In [Quicker und Faulstich, 2005] wurden Kostenangaben aus der Literatur ausgewertet und Trocknungskosten von **320 - 400 €/t TS** angegeben.

In [Leschber et al., 1996] sind folgende Kosten aus dem Jahr 1996 aus diversen Literaturstellen und Angaben von Abwasserverbänden aufgeführt.

Tabelle 4-5: Klärschlamm-trocknungskosten 1994 [Quelle: Leschber et al., 1996]

Trocknungsart	Kosten [€/t TS]
Schwankungsbreite	75 - 750
Geplante Trocknungsanlage Emschergenossenschaft	190 - 235
Trommeltrocknungsanlage Emschergenossenschaft (Input: 45% TS, Output: 85% TS)	135 - 310
Entsorgungsverband Saar, Betriebsergebnisse	300 - 350

Outputmaterial Abluft/Brüden

- Technische Kriterien [Riedel, 2006]

Bei der thermischen Klärschlamm-trocknung fallen mit steigendem Trocknungsgrad zunehmende Mengen an Brüden an. Vor jeder weiteren Abgasbehandlung sollten die dem Trockner abgezogenen Brüden zuerst entstaubt werden. Danach müssen die Brüden kondensiert werden, um geruchsintensive organische Inhaltsstoffe abzuscheiden. Brüden sind grundsätzlich korrosiv. Alle produktberührenden Teile (z. B. Rohre, Wärmetauscher) sind daher aus korrosionsbeständigen Materialien herzustellen bzw. zu beschichten.

Die erhitzten Brüden enthalten einen Großteil der eingesetzten thermischen Energie zur Wasserverdampfung. Diese sollte bei der Auskondensation mit einer Wärmeauskopplung genutzt werden.

Das abgezogene Brüdenkondensat (ca. 10 % der Zentratmenge aus der Klärschlamm-trennwässerung) muss behandelt und dem Zulauf der Kläranlage zugeführt werden. Insbesondere können hohe Ammonium-, BSB₅- und CSB-Belastungen des Brüdenkondensats auftreten.

Die nicht kondensierbaren Brüdenanteile müssen aus Geruchsgründen weitergehend behandelt werden. Als verfahrenstechnische Lösung kommen hierfür Bio- oder Kompostfilter, Biowäscher, Absorptions- und Adsorptionsanlagen, UV-Be-strahlung oder thermische Desodorierung (Verbrennung z. B. im Heizkessel des Klärschlamm-trockners, Blockheizkraftwerk, Monoklärschlammverbrennungsanlage, Kohlekraftwerk) in Frage.

Dabei ist zu beachten, dass das Mitverbrennen der Brüden insbesondere aus Konvektionstrocknern die Abgaskonzentrationen in der Abluft erhöht.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Insbesondere sind, wenn die Klärschlamm-trocknungsanlage nicht im räumlichen Zusammenhang mit einer Kläranlage steht und somit besondere Maßnahmen zur Behandlung bzw. Ableitung von Abwässern wie Brüdenkondensaten zu treffen sind, die Anforderungen an einzelne Parameter (siehe [DWA, 2005b]) bzw. die Abwasser-verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer [AbwV, 2002] einzubeziehen. Im letzteren Fall bedarf die Abwassereinleitung in ein Gewässer einer behördlichen Erlaubnis nach § 7 WHG, wobei die Anforderungen nach § 7a WHG einzuhalten sind [Riedel, 2006].

Outputmaterial Klärschlamm

- Technische Kriterien

Nach einer Trocknung enthält der Klärschlamm je nach Verfahren einen Trockensubstanzgehalt (TS) von bis zu 95 %, üblich sind 70 % bis 90 %-TS-Gehalt. Der getrocknete Klärschlamm kann zur weiteren Behandlung verbrannt oder in einer Pyrolyse- oder Vergasungsanlage behandelt werden oder in der Landwirtschaft, im Landbau oder zur Rekultivierung verwendet werden.

Sicherheitstechnische Aspekte

Getrockneter Klärschlamm stellt aufgrund seines hohen Gehaltes an organischen Bestandteilen, ähnlich wie Braun- oder Steinkohle, einen Brennstoff mit Gefahrenpotenzial dar. Daher sind sicherheitstechnische Aspekte während des Trocknens, aber auch während des Transports, der Lagerung und der weiteren Verwertung zu beachten.

Einige sicherheitstechnische Kenngrößen sind:

- Brennbarkeit,
- Selbstentzündungstemperatur und
- Staubexplosionsfähigkeit.

Abhängig vom Gefahrenpotenzial sind Schutzmaßnahmen gegen das Entstehen bzw. die Auswirkungen von Bränden und Staubexplosionen vorzusehen.

Vorbeugende Maßnahmen zur Vermeidung von:

- hohen Guttemperaturen,
- der Entstehung von Glutnestern,
- Staub und explosionsfähigen Staub-/Luftgemischen,
- Zündquellen und
- langen Lagerzeiten und großen Lagervolumina.

Maßnahmen zur frühzeitigen Erkennung von Glutnestern und Bränden:

- Temperatur-, Kohlenstoffmonoxid und Staubkonzentrationsmessungen

Konstruktive Maßnahmen zur Schadensbegrenzung:

- Löscheinrichtungen
- Explosionsfeste Bauweise

4.2.2.8 Fazit

Die Klärschlamm-trocknung nimmt aufgrund der derzeit unsicheren Entsorgungssituation (2007) einen immer größeren Stellenwert bei der Klärschlamm-entsorgung ein. Der erforderliche Trocknungsgrad hängt dabei von den weiteren Entsorgungsschritten ab. Ökologisch und ökonomisch günstig ist immer, möglichst weitgehend vorentwässerten Schlamm zu trocknen sowie vorhandene Abwärme aus BHKW, Kraftwerken, Biogasanlagen oder anderen Wärmequellen zu nutzen.

Die Bandbreite der Trocknungskosten liegt zwischen **75 und 750 €/t TS**, ein häufig vorkommender Wert dürfte bei ca. 350 €/t TS liegen bei der Trocknung vorentwässerten Schlamms auf ca. 90 % TS. Die Kosten sind abhängig vom Verfahren, vom TS-Gehalt des Inputmaterials, vom erforderlichen Trocknungsgrad und nicht zuletzt von der Möglichkeit der Abwärmee-nutzung.

4.2.3 Förderung, Lagerung, Transport

Für alle Stufen der Behandlung von Klärschlamm (Entwässerung, Trocknung u. a.) sind je nach Verfahrenskette Anlagen zur Förderung und zur Lagerung sowie der Transport zu berücksichtigen. Daher sollen diese Aspekte in einem eigenen Kapitel kurz beschrieben werden.

- Technische Kriterien

Förderung [Radcke und Bischof, 1996]

Die Pumpfähigkeit eines Klärschlammes lässt mit zunehmendem TS-Gehalt nach. Für das Pumpen von Nassschlamm existiert eine Vielzahl von Pumpentypen (Kreisel-, Tauchmotor-, Kolbenmembran-, Schlauchpumpen oder Exzenter-Schneckenpumpen), die je nach Anwendungsfall Vor- oder Nachteile haben. Wesentliche Kriterien bei der Schlammförderung sind:

- große Durchgangsquerschnitte,
- keine Einbauten, an denen Faserstoffe anhaften können und
- eine Führung des Medienstroms, die auch Zopf-bildungen störungsfrei durchleitet.

Nichtfließfähige Schlämme können noch mit Exzenter-Schneckenpumpen gefördert werden. Dickstoffpumpen (aus der Bauindustrie bekannt) haben sich für das Fördern von entwässerten Schlämmen auch als Beschickungspumpe vor einer Verbrennung bewährt. Die Förderung erfolgt in einer Rohrleitung, die gut den örtlichen Gegebenheiten angepasst werden kann und die Bildung von Gerüchen vermeidet.

Schlämme festerer Konsistenz müssen mit Gurtförderanlagen oder Kettenförderern transportiert werden, die relativ viel Platz beanspruchen. Geruchsintensive Schlämme sollten in geschlossenen Trogkettenförderern evtl. mit leichtem Unterdruck in den Trögen, abgeleitet werden.

Schlämme unterschiedlicher Konsistenz lassen sich auch pneumatisch mittels Mammutpumpen oder Druckkesselförderung pumpen. Bei der Förderung getrockneten Klärschlammes ist auf die Abriebfestigkeit der Rohre zu achten.

Lagerung

Klärschlamm muss da gelagert oder zwischengespeichert werden, wo die weitere Entsorgung nicht kontinuierlich erfolgt.

Zweckmäßig sind Silos aus Stahlbeton oder beschichtetem Stahl, die je nach Klärschlammkonsistenz und Stabilisierungsgrad eine Abdeckung zur Geruchsminimierung aufweisen sollten. Bei stark riechenden Schlämmen empfiehlt sich das Abziehen und Reinigen der Abluft.

Bei hochgetrockneten Schlämmen sind Vorkehrungen zum Explosionsschutz und Selbstentzündungsschutz vorzusehen, siehe auch das vorangehende Kapitel zur Klärschlamm-trocknung.

Transport

Befinden sich Abwasserreinigungsanlage, Trocknungsanlage und/oder Verbrennungsanlage nicht an einem Standort, so muss der Klärschlamm transportiert werden.

Dies geschieht üblicherweise über die Straße. Bei Nassschlamm werden spezielle Güllfahrzeuge, bei entwässertem oder getrocknetem Schlamm Container und LKWs benutzt. Beim Transport sind die räumlichen Verhältnisse auf der Kläranlage zu beachten. Sattelaufleger haben eine Höhe von ca. 3,5 bis 4,0 m, was nur mit speziellen Schaufelladern oder Verloaderampen zu bewerkstelligen ist [Steier, 2006].

Denkbar sind auch Container-Transport-Systeme per Bahn, falls eine Verbrennungsanlage einen Gleisanschluss besitzt.

Wird Schlammasche transportiert, so sind beim Befüllen und Transport Vorkehrungen zur Staubminderung zu treffen.

- Ökologische Kriterien

Beim Transport von Klärschlamm insbesondere per LKW wird Treibstoff verbraucht und CO₂ ausgestoßen, was aus ökologischen Gründen negativ zu bewerten ist.

Bei der Verbrennung von einem Liter Diesel entstehen 2,64 kg CO₂-Äquivalent. Zum Vergleich: Bei der Verbrennung von einem Kilogramm Braunkohle entstehen 0,962 kg CO₂-Äquivalent [Bux und Baumann, 2003b]. In Deutschland wurden im Jahr 2004 etwa 1.015 Mio. t CO₂-Äquivalent in die Atmosphäre entlassen. Dies entspricht 12,3 t/Einwohner und Jahr [Landesinstitut für Schule und Weiterbildung NRW, 2005].

- Ökonomische Kriterien

Die Kosten für **Pumpen** sind im Vergleich zu den anderen Kosten vernachlässigbar bzw. in den genannten Kosten zur Klärschlamm Entsorgung meistens enthalten.

Kosten für das **Zwischenlagern** hängen im Wesentlichen von der Lagerdauer und vom TS-Gehalt des Schlammes ab und belaufen sich auf 5 €/t TS bei sehr kurzer Lagerdauer bis zu 110 €/t TS bei einer Lagerdauer bis zu 1,5 Jahren. Eine übliche Zwischenspeicherung von vorentwässertem Schlamm bis zu 3 Monaten Lagerung kostet etwa **30 bis 80 €/t TS** [ATV-Arbeitsbericht, 1999].

Die **Transportkosten** sind ebenfalls nicht unerheblich: Sie hängen im Wesentlichen von der Entfernung und dem Wassergehalt des Klärschlammes ab.

Die Firma Emter gibt einen Mittelwert von **40 €/t TS** bei einem TS-Gehalt von 25% an [Emter, 2007].

Die Kosten mittels Bahntransport liegen erfahrungsgemäß etwas über denen der Straße, was durch die eingeführte Autobahnmaut abgeschwächt wurde. Wegen des zeitaufwändigen LKW-Einsatzes beim Vor- und Nachlauf ist ein Bahntransport nur bei größeren Entfernungen sinnvoll.

Im [ATV-Arbeitsbericht, 1999] werden Kosten für den Transport von Klärschlamm genannt (siehe Tabelle 4-6).

Tabelle 4-6: Klärschlammtransportkosten 1999 [Quelle: ATV-Arbeitsbericht, 1999]

Transportart		Entfernung	Kosten [€/t TS]
LKW	Nassschlamm	5 - 20 km	100 - 160
	entwässerter Schlamm	5 - 20 km	20 - 50
		20 - 50 km > 50 km	30 - 60 35 - 115
Bahn	entwässerter Schlamm	> 50 km ohne Zu- und Ablieferung	70 - 140
	getrockneter Schlamm		20 - 40
in die Landwirtschaft	Nassschlamm	< 15 m ³ Transportvolumen und < 20 km	70 - 200
	entwässerter Schlamm		15 - 40

- Fazit

Da die Kosten für das Pumpen, Zwischenlagern und insbesondere für den Transport je nach Randbedingungen nicht unerheblich sind, sind sie in einem Gesamtentsorgungskonzept zu berücksichtigen.

Die Spannweite der Kosten ist weit, daher ist es nicht möglich einen Durchschnittswert anzugeben.

4.3 Weitergehende thermische Behandlung von Klärschlamm

Ziele einer Verbrennung sind Volumenreduktion und Inertisierung sowie die Nutzung der Energie des Inputmaterials. Bei der Verbrennung wird unabhängig vom Verfahren die organische von der anorganischen Substanz getrennt und die organischen Substanzen möglichst vollständig zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt. Die anorganische Substanz verbleibt in der Asche.

Die Verbrennung setzt sich nach der Trocknung aus den Teilschritten

- Entgasung
- Vergasung und
- Verbrennung

zusammen.

Die Entgasung bzw. Pyrolyse oder Verschwelung bezeichnen das Zersetzen der höhermolekularen Bestandteile vorwiegend unter Sauerstoffabschluss in gasförmige, flüssige und feste Produkte (Pyrolysekoks) nur durch zugeführte Wärme (siehe auch Kapitel 5.2.1).

Die Vergasung schließt sich an die Entgasung an (siehe Kapitel 4.3.2). Durch die Zugabe von reaktivem Gas (Dampf, Kohlendioxid, Luft oder Sauerstoff) werden die verkokten Rückstände unter unterstöchiometrischen Bedingungen in weitere gasförmige Produkte oxidiert.

Die eigentliche Verbrennung ist die Oxidation der bei der Ent- und Vergasung entstandenen Reaktionsgase.

Idealerweise sollten diese drei Schritte nicht nur zu einer Volumen- und Massenreduktion führen, sondern auch zu einer Reduktion der Stoffanzahl, auch von organischen Schadstoffen wie polychlorierten Biphenylen, Dioxinen und Furanen. Schadstoffe, die nicht vollständig zerstört werden, finden sich abhängig vom chemisch-physikalischen Verhalten der Einzelstoffe und den Verbrennungsbedingungen in der Asche oder im Rauchgas wieder.

In Abbildung 4-18 sind die wesentlichen Rückstände bei einer Verbrennung sowie deren mögliche Entsorgung aufgeführt.

Aus dem Rauchgas müssen sie durch Reinigungsmaßnahmen mittels verschiedener Verfahren entfernt werden. Bei der Entstaubung entstehen Filterstäube, die zumeist deponiert werden, jedoch auch Verwertung im Straßenbau und im Bergbau finden. Beim Wirbelschichtverfahren, häufig bei der Steinkohleverbrennung, entstehen Flugaschen, die zunehmend Verwendung als Zuschlagstoff bei der Zementherstellung finden. Bei der Dehalogenierung entsteht Salzsäure, die nach einer Reinigung wiederverwendet werden kann. Bei der Entschwefelung entsteht Gips, der ebenfalls nach einem weiteren Aufbereitungsschritt wiederverwendet werden kann. Die beladene Aktivkohle aus der Aktivkohleadsorption kann mitverbrannt werden, da die dort adsorbierten Stoffe, z. B. halogenierte Verbindungen, schon vorher eliminiert werden sollten und der Aktivkohlefilter lediglich als „Polzeifilter“ dient (siehe Abbildung 4-18).

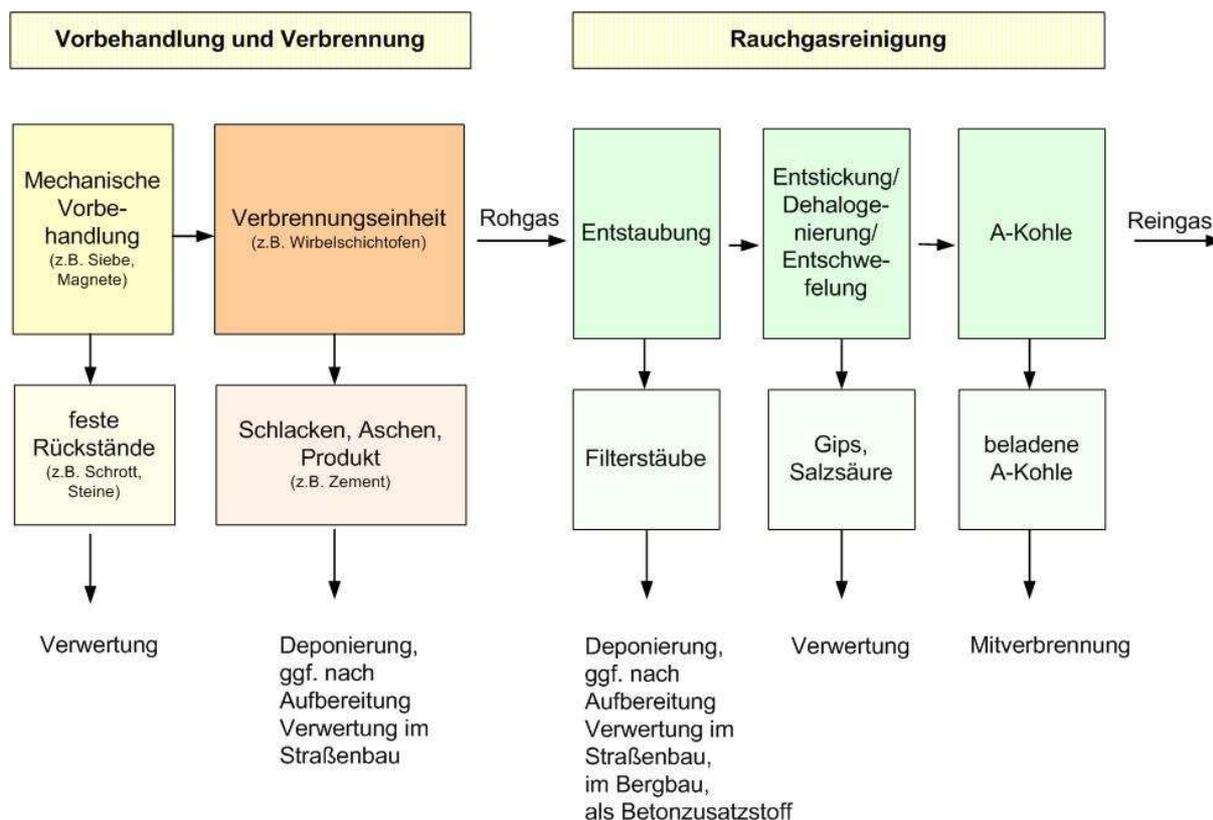


Abbildung 4-18: Rückstände bei Verbrennungsanlagen und deren weitere Entsorgungswege [Quelle: eigene Darstellung]

Wenn Schadstoffe in der Asche verbleiben, schränken sie u. U. die Einsatzmöglichkeit der Asche ein. Bei Verfahren mit Einsatztemperaturen oberhalb von ca. 1.250 °C, wird der Ascheanteil schmelzflüssig und Schadstoffe werden dort weitgehend (nicht eluierbar) eingebunden [Quicker und Faulstich, 2005].

Die Mitglieder der EU haben sich im Kyoto-Protokoll verpflichtet, ihren CO₂-Ausstoß an Treibhausgasen bis 2012 um acht Prozent, im Vergleich zu 1990, zu senken. Ein Instrument zur Steuerung ist der sogenannte Emissionshandel: Etwa 4.500 energieintensive Unternehmen, zu denen auch Kohlekraftwerke oder Zementwerke gerechnet werden, erhalten Verschmutzungszertifikate, deren Anzahl beginnend von 2008 an, von Jahr zu Jahr verringert wird. Werke, die durch umweltfreundliche Technologien CO₂ einsparen, können ihre überschüssigen Anteile über die Deutsche Emissionshandelsstelle an Werke, die über ihre Verschmutzungszertifikate hinaus CO₂ ausstoßen, verkaufen. Bis 2007 muss ein Unternehmen 40 €/t CO₂ Strafe bei Überschreitung des vorgegebenen Limits bezahlen, ab 2008 sind es 100 €/t CO₂ [MDR, 2007]. Da Klärschlamm als Ersatzbrenn- oder -rohstoff bei der Mitverbrennung als CO₂-neutral gilt, wird der CO₂-Ausstoß bei der Mitverbrennung von Klärschlamm nicht mitgerechnet und kann sich somit wirtschaftlich positiv auswirken [Bednarsky, 2005].

4.3.1 Monoverbrennung

Die Monoverbrennung stellt den „klassischen Fall“ der thermischen Klärschlammbehandlung dar. Die **Vorteile** einer Monoverbrennung sind:

- die häufig ortsnahe Entsorgung,
- die gut möglichen Interaktionen mit Kläranlagenmodulen (z. B. Abwärmenutzung zur Trocknung),
- die Gewährleistung einer langfristigen Entsorgungssicherheit (insbesondere bezüglich der Kosten bei eigener Realisierung) und
- dass die Ressource Phosphor nach einer Monoverbrennung hoch konzentriert in der Asche vorliegt, so dass zukünftig, bei Verbesserung der Wirtschaftlichkeit von Verfahren zur Phosphorrückgewinnung, eine bessere Verwertbarkeit gegeben ist (siehe auch Kapitel 5.3 zur Phosphorrückgewinnung).

Nachteil der Monoverbrennung ist, dass die spezifischen Kosten häufig höher sind als andere Wege der thermischen Behandlung, da zur Gewährleistung der Entsorgungssicherheit oftmals eine redundante Verbrennungslinie als Reserveeinheit installiert ist [Böhmer et al., 2001].

4.3.1.1 Beschreibung des Prinzips

Die Monoverbrennung kann nach sehr unterschiedlichen Feuerungstechniken erfolgen. Die Verfahren lassen sich in Verfahren ohne Ascheschmelze (Wirbelschichtfeuerung, Etagenofen, Etagenwirbler) und mit Ascheschmelze (Schmelzzyklon, Flammenkammer) einteilen. Letztgenannte Verfahren haben für die Klärschlammverbrennung lediglich in Japan eine größere Bedeutung [Quicker und Faulstich, 2005], daher wird an dieser Stelle nicht näher auf sie eingegangen.

Wirbelschichtfeuerung

Am weitesten verbreitet ist die stationäre **Wirbelschichtfeuerung** [Pinnekamp und Friedrich, 2006, S. 146], die aufgrund der homogenen, feinkörnigen Struktur des Klärschlammes, besonders gut geeignet ist. Der TS-Gehalt des zu verbrennenden Klärschlammes kann zwischen 20% und 50% liegen.

Wirbelschichtöfen sind gemauerte Öfen mit einem Düsenboden (z. B. aus hitzebeständigem Stahlblech), durch den die Verbrennungsluft von unten in den Ofenraum eintritt. In der vertikal zylindrischen Brennkammer befindet sich ein so genanntes Wirbelbett aus einer Sandschicht der Körnung von etwa 0,5 bis 3 mm, das durch die vom Boden der Brennkammer her eingedüste Luft in einem Schwebezustand gehalten (fluidisiert) wird. Die Temperatur liegt zwischen 800 und 900 °C.

Der von oben eingetragene Klärschlamm wird in dieser Wirbelschicht getrocknet, gemahlen und nach erfolgter Zündung verbrannt.

Die Asche des Klärschlammes wird nahezu vollständig aus dem Brennraum mit den Abgasen ausgetragen und über Filter zurückgehalten.

Man unterscheidet stationäre und zirkulierende Wirbelschichtfeuerung (vgl. Abbildung 4-19). Bei der zirkulierenden Wirbelschichtfeuerung wird die oben abgezogene Asche wieder in den Brennraum zurückgegeben. Der Ausbrand ist somit höher als bei der stationären Wirbelschichtfeuerung. Das Prinzip einer Wirbelschichtfeuerung ist in Abbildung 4-19 dargestellt, das Beispiel einer Ausführung in Abbildung 4-20.

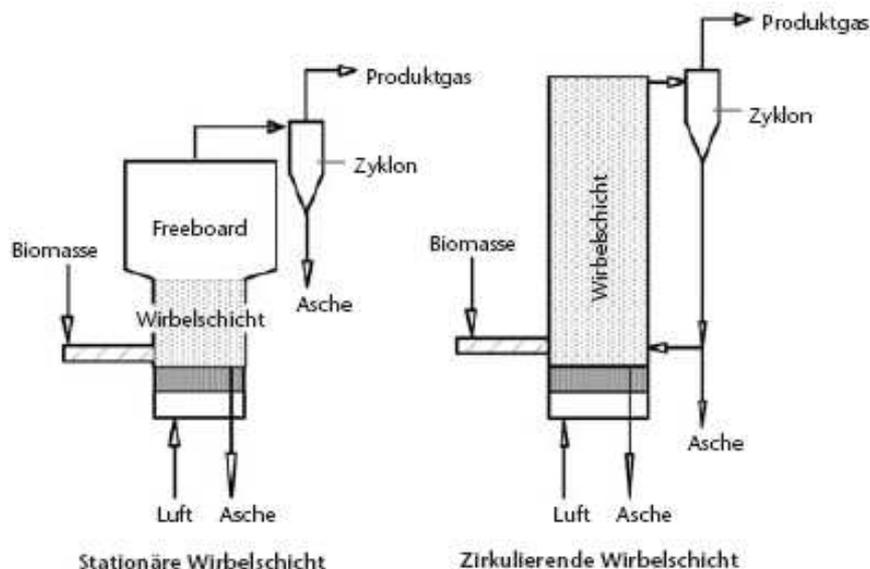


Abbildung 4-19: Schematische Darstellung der beiden gebräuchlichen Wirbelschichtfeuerungen (Prinzip) [Quelle: Berger und Hein, 2003]

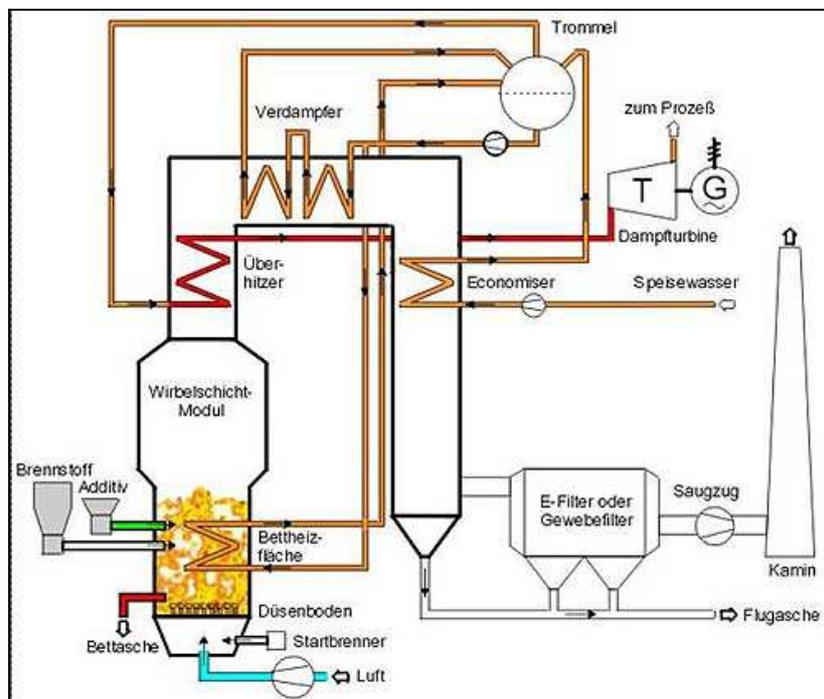


Abbildung 4-20: Ausführungsbeispiel einer Wirbelschichtverbrennung [Quelle: ES+S GmbH, o. J.]

Etagenofen

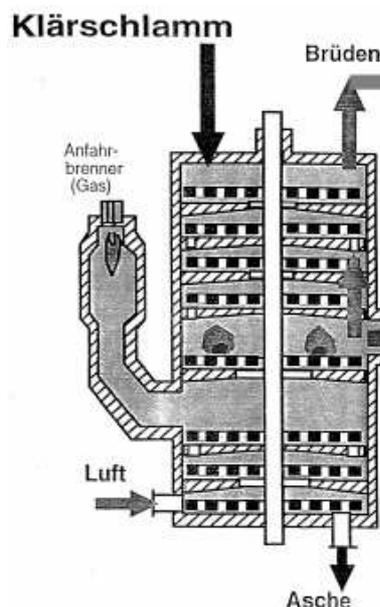


Abbildung 4-21: Schema eines Etagenofens
[Quelle: Vosteen Consulting, 2004]

Ein Etagenofen besteht aus einem zylindrischen Stahlmantel, den horizontalen Etagen sowie einer drehbaren Mittelwelle mit den angeflanschten Rührarmen (siehe Abbildung 4-21). Der zu verbrennende Klärschlamm wird lediglich mechanisch entwässert der obersten Etage des Ofens kontinuierlich zugeführt, von Rührzähnen erfasst, verteilt und unter ständigem Wenden durch die Etagen des Ofens zwangsbefördert. Die Trocknung des Schlammes erfolgt durch das rückgeführte Rauchgas. In den Verbrennungsetagen wird der Schlamm bei Temperaturen von über 850 °C verbrannt. In den untersten Etagen wird die Asche durch entgegenströmende Kühlluft auf etwa 150 °C gekühlt. Derzeit werden in Deutschland drei Etagenöfen zur Klärschlammbehandlung betrieben [Quicker und Faulstich, 2005].

Das Schema einer Gesamtanlage mit Etagenofen ist in Abbildung 4-22 dargestellt.

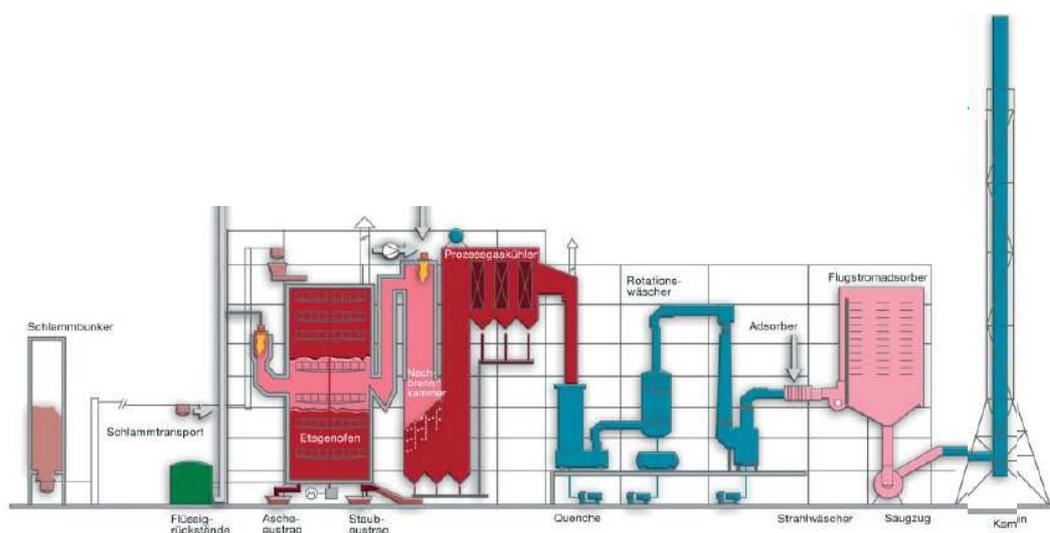


Abbildung 4-22: Schema einer Schlammbrennungsanlage mittels Etagenofen zur
[Quelle: Bayer Industry Services, o. J.]

Etagenwirbler

Der **Etagenwirbler** ist eine Kombination aus beiden zuvor beschriebenen Verfahren (siehe Abbildung 4-23). Die Trocknung des mechanisch entwässerten Klärschlammes erfolgt in zwei Etagen, die eigentliche Verbrennung in einer darunter positionierten stationären Wirbelschicht. Das Rauchgas wird wie bei einer konventionellen Wirbelschichtfeuerung aus dem Freiraum abgezogen und einer Nachbrennkammer zur Sicherstellung eines hohen Ausbrandes zugeführt. Die Asche wird über den Rauchgaspfad ausgetragen und in den Filtern der Abgasreinigung abgeschieden [Quicker und Faulstich, 2005].

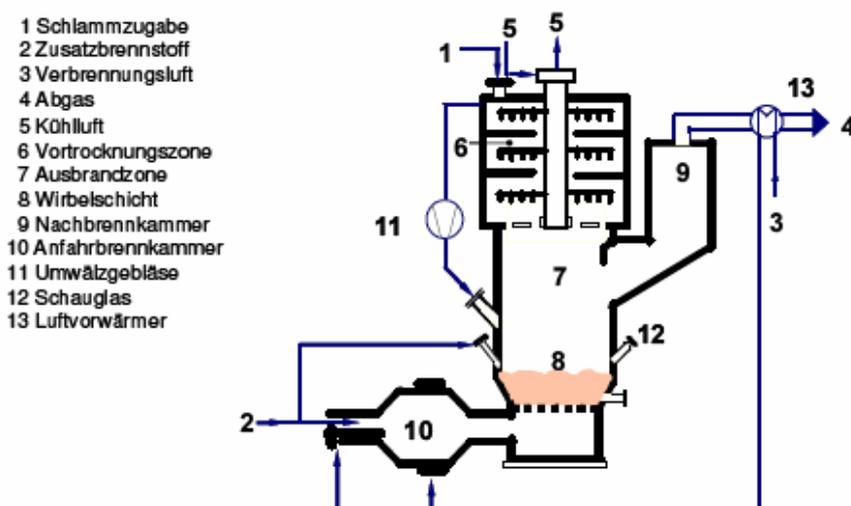


Abbildung 4-23: *Prinzipskizze eines Etagenwirblers [Quelle: Vosteen Consulting, 2004]*

4.3.1.2 Realisierte Anlagen in Deutschland

Bundesweit wurden 2004 insgesamt 16 öffentliche und sechs industrielle Anlagen betrieben, [Hermann und Goldau, 2004]. In den meisten Anlagen wurde der Klärschlamm in stationären Wirbelschichtöfen verbrannt. Insgesamt wurden 482.000 t TS in öffentlichen Anlagen verbrannt. Der industrielle Klärschlamm, insgesamt 204.000 t TS, wurde in fünf Anlagen in stationären Wirbelschichtöfen und in einer Anlage in einem Etagenofen verbrannt.

Es sind zwei Anlagen, die ihren Standort in Rheinland-Pfalz haben, zu erwähnen. Es handelt sich um die industrielle Monoverbrennungsanlage der BASF AG in Frankenthal sowie um eine geplante dezentrale¹³ Monoverbrennungsanlage in Heßheim.

Des Weiteren wird die Monoverbrennungsanlage in Ulm/Neu-Ulm vorgestellt, da die dort gewonnenen Erfahrungen der Wirbelschichttechnik neue Impulse gegeben haben.

¹³ Da eine Verbrennungsanlage in der Größenordnung von etwa 1.000 bis 3.000 t TS/a (60.000 bis 200.000 EW) als vergleichsweise klein zu bezeichnen ist, hat sich der Begriff „dezentral“ bei der Verbrennung von Klärschlämmen etabliert, auch wenn sich mehrere Betreiber zusammenschließen, um an einem zentralen Ort eine Monoverbrennung zu betreiben.

An die Kläranlage der **BASF AG** in Ludwigshafen mit etwa 6 Mio. EW ist in **Frankenthal** eine Monoverbrennungsanlage für Klärschlamm angeschlossen, in der überwiegend industrieller, aber auch kommunaler Klärschlamm verbrannt wird. Die Verbrennungsanlage besteht aus zwei Verbrennungseinheiten mit je einem Ofen mit stationärer Wirbelschichtfeuerung. Jährlich werden bis zu 100.000 t TS Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von etwa 43 % verbrannt, der mit Kohle als Stützfeuerung vermischt wird. Der Anteil der Kohle am Gesamt-Input beträgt bis zu 40 %.

Mit den Kommunen werden derzeit (Stand 2006) Verträge über drei Jahre geschlossen. Der kommunale Klärschlamm wird im Wechselladensystem abgeholt und zur Verbrennungsanlage transportiert. Der TS-Gehalt für kommunalen Klärschlamm sollte bei mindestens 25 % TS liegen. Jährlich entstehen 40.000 t Asche, die in den Salzbergbauversatz oder in die Ziegelfabrikation gehen. Die Asche enthält bis zu 10 % Phosphor [Domschke, 2006]. Die Abwärme wird in ein Fernwärmenetz eingespeist und so genutzt.

In **Heßheim** in Rheinland-Pfalz wird eine **dezentrale Monoverbrennungsanlage** geplant [Damian, 2007]. Die Anlage ist keiner Kläranlage zugeordnet, sondern wird vorentwässerten Klärschlamm als Dienstleistungsunternehmen annehmen und auf dem Betriebsgelände trocknen und verbrennen. Genauere Informationen zur technischen Umsetzung liegen noch nicht vor.

Die seit 1973 bestehende und zwischenzeitlich erweiterte Wirbelschichtanlage ist die **Monoverbrennungsanlage im Klärwerk Steinhäule** (360.000 EW) in Ulm/Neu-Ulm, siehe Abbildung 4-24 [Hiller, 2006].

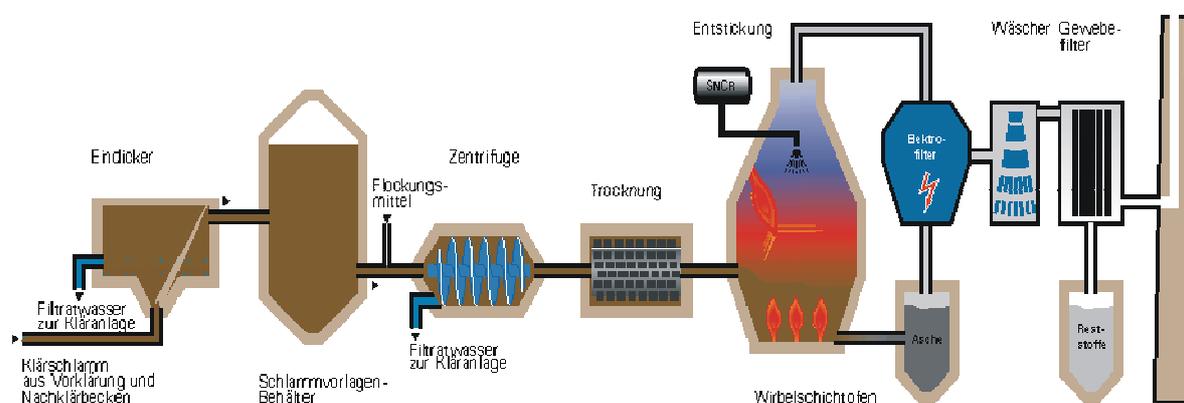


Abbildung 4-24: Prinzipskizze der thermischen Klärschlammbehandlung im Klärwerk Steinhäule [Quelle: ZVK Steinhäule, o. J.]

Insgesamt werden ca. 10.000 t TS Klärschlamm, 350 t Rechengut und Fett sowie 120 t Sandfanggut jährlich in zwei Verbrennungslinien verbrannt.

Nichtstabilisierter Überschussschlamm und Vorklärschlamm werden von im Mittel 4,5 % TS auf im Mittel 25 % TS in Zentrifugen entwässert. Das Prozesswasser gelangt wieder in den Kläranlagenzulauf.

Der entwässerte Schlamm wird mittels Schneckenförderer und Dickschlammumpen zur Schlamm Trocknung in einem Dünnschichttrockner gefördert (vorangehende Versuche brachten vergleichbar gute Ergebnisse in einem Scheiben- und Knetttrockner). Dort wird der Schlamm auf einen TS-Gehalt von 35 - 45 % getrocknet. Auf eine weitergehende Trocknung wurde aus drei Gründen verzichtet:

- Aufgrund des hohen Glühverlustes des nichtstabilisierten Schlammes reicht der untere Heizwert aus, eine autarke Verbrennung durchzuführen.
- Die Leimphase bei TS-Gehalten von 50 - 60% kann umgangen werden.
- Eine Selbstentzündung und Staubexplosionsgefahr wird ausgeschlossen.

Die entstehenden Brüden werden zusammen mit dem getrockneten Klärschlamm in der Wirbelschichtverbrennung mitverbrannt.

Die Asche wird mit dem Rauchgasvolumenstrom ausgetragen und in der Rauchgasreinigung zurückgehalten. Diese besteht aus einer Entstickungsanlage, einer Staubabscheidung, einem Wärmetauscher, einer zweistufigen Nasswäsche sowie einem weiteren Gewebefilter zur Abscheidung von Reststaub und Quecksilber. Die Reststoffe aus dem Entstaubungsfilter können im Bergbau als Versatzbaustoffe verwendet werden. Das Abwasser aus der Nasswäsche gelangt nach einer Neutralisation in die Schlammbehandlung. Die Reststoffe aus dem Gewebefilter werden einer Wiederverwertung zugeführt.

Der entstehende Dampf wird genutzt und den Schlamm Trocknungsanlagen, den Heiz- und Kühlanlagen und den Turbinenstufen zur Stromgewinnung zugeführt.

Weitere Anlagen im Umkreis von Rheinland-Pfalz sind in Kapitel 6, in der Tabelle 6-1, aufgeführt.

4.3.1.3 Wichtige Kriterien:

Inputmaterial (Klärschlamm)

- Technische Kriterien

Der erforderliche TS-Gehalt des Klärschlammes ist vom Verfahren abhängig und mit dem Betreiber einer Monoverbrennungsanlage abzustimmen und zu optimieren.

Kalk als Zusatzstoff ist bei einer Verbrennung störend und sollte deshalb zur vorhergehenden Entwässerung nicht verwendet werden. Die Zugabe von Polymeren dagegen ist nicht störend. Kohlestaub kann die Entwässerung verbessern und den Heizwert erhöhen. Dies wird z. B. in Anlagen der Emschergenossenschaft [Schmelz, 2007] und der BASF [Domschke, 2006] praktiziert.

Bei der **Wirbelschichtfeuerung** sollte der TS-Gehalt des Klärschlammes im Mittel zwischen 25 und 40% liegen. Dies ist anlagenspezifisch und wird bestimmt über die Bemessungsdurchsatzleistung in einer Anlage, die mit einem mittleren erforderlichen Heizwert (z. B. 4.500 MJ/kg) angegeben wird. Dieser Wert sollte weder unter- noch überschritten werden, um einerseits den Brennvorgang nicht zu unterbrechen, andererseits die Durchsatzleistung nicht zu verringern. Gesteuert wird dies durch

die entsprechende Mischung aus Schlämmen mit einem niedrigen Heizwert und Schlämmen oder anderen Brennzusatzstoffen mit hohem Heizwert.

In der Praxis können auch Flüssigschlämme (TS-Gehalt < 20 %) verbrannt werden, wenn gleichzeitig hoch getrocknete Schlämme oder Brennzusatzstoffe mit hohem Heizwert verwendet werden.

In Etagenöfen muss der Klärschlamm lediglich vorentwässert sein (ca. 25 % TS), da die Trocknung im Ofen mit integriert ist.

Zur Stützfeuerung werden in der Regel Energieträger wie Kohle, Heizöl oder Erdgas mit verbrannt. In der industriellen Monoverbrennungsanlage der BASF in Frankenthal beispielsweise sind es bis zu 40 % [Domschke, 2006].

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Eine Klärschlammmonoverbrennungsanlage muss nach der 17. BImSchV (Verbrennen von Abfällen) genehmigt werden und die darin geforderten Grenzwerte einhalten (siehe Kapitel 1.2.2.4.3). Eventuell ist eine Änderung der Genehmigung vorzusehen, wenn Klärschlämme aus anderen Einzugsgebieten mitverbrannt werden bzw. der Klärschlammumsatz über die Genehmigung hinaus erhöht wird.

Grundsätzlich kann Klärschlamm aufgrund seiner Herkunft aus kurzzeitigen Kreisläufen als weitgehend CO₂-neutral angesehen werden. Bei der Verbrennung entstehen somit keine zusätzlichen Treibhausgase.

- Ökonomische Kriterien

Die Kosten einer Monoklärschlammverbrennung hängen von den Entwässerungskosten, von Grad und Art der Trocknung, von den Transportkosten sowie der Größe und Art der Verbrennungsanlage ab. Die Spannweite der ausgewerteten Daten geht von **250 bis 810 €/t TS** Gesamtkosten aus.

Die Kosten für eine Verbrennung in der Monoverbrennungsanlage der Kläranlage Straubing, die Fremdschlämme zur Verbrennung annimmt, betragen **475 €/t TS**. Der Klärschlamm wird nass mit etwa 4 % angenommen. Somit beinhaltet der Preis die Entwässerung und die Trocknung, die auf der Kläranlage Straubing mit durchgeführt werden, jedoch nicht den Transport [Buchmeier, 2006].

In [Quicker und Faulstich, 2005] wurden Kosten aus der Literatur ausgewertet. Danach betragen die Gesamtkosten zwischen **250 € und 900 €/t TS**. Diese können sich je nach Randbedingungen aus Teilkosten nach Tabelle 4-7 zusammensetzen.

Tabelle 4-7: Kosten der Monoverbrennung aus [Quelle: Quicker und Faulstich, 2005]

Verfahrensschritt	Spannweite Beispiel 1 [€/t TS]	Beispiel 2 [€/t TS]
Entwässerung (mobil auf 30% TS)	85 - 290	175
Transport zum Ofen	20 - 115	25
Verbrennung inkl. Entsorgung	145 - 405	225
Summe	250 - 810	425

Die Kosten für die Monoverbrennung in der Kläranlage Frankfurt-Sindlingen betragen etwa **550 €/t TS** inklusive Entwässerung und Trocknung in einem Etagenwirbelschichtofen, wobei hier das Gesamtkonzept, insbesondere der Verzicht auf die Schlammstabilisierung (Aufgabe der Schlammfäulung), noch als Kostengewinn berücksichtigt werden müsste [Kristeller, 2007].

In [Leschber et al., 1996] werden Kosten in der Höhe von **800 €/t TS** für die Monoverbrennung genannt, die sämtliche Vorbehandlungsstufen und den Transport beinhalten.

In der Monoverbrennungsanlage Lünen (Firma Innovatherm, Jahresdurchsatz ca. 110.000 t TS) werden gut entwässerte Schlämme, die mit Kohlestaub konditioniert wurden, mit einem TS-Gehalt von 40 % TS für etwa **200 €/t TS** verbrannt [Schmelz, 2007].

[Hanßen und Rothsprack, 2005b] geben **300 bis 400 €/t TS** spezifische Verbrennungskosten bei Anlagen > 20.000 t TS/a an.

Die Kosten in dezentralen Kleinanlagen zur Monoverbrennung können jedoch kostengünstiger sein. In einer Kleinanlage in Brønderslev in Dänemark mit 1.200 t TS/a betragen die Entsorgungskosten inklusive Entwässerung, Trocknung und Ascheentsorgung **375 €/t TS** [Ermel, 2002].

Die Annahmekosten für eine noch in der Planungsphase befindliche dezentrale Monoverbrennungsanlage in Heßheim in Rheinland-Pfalz werden auf 30 bis 80 €/t Klärschlamm mit 30 % TS-Gehalt beziffert. Dies entspricht **100 bis 267 €/t TS** [Damian, 2006]. Kosten für die Entwässerung und den Transport kommen noch hinzu.

Die Kosten für das Trocknen und Verbrennen von mit 25 % TS-Gehalt angelieferten Schlämmen werden mit **200 €/t TS** in einer geplanten dezentralen Monoverbrennungsanlage in Bayern anvisiert [Emter, 2007].

Outputmaterial (Asche, Filterstäube)

- Technische Kriterien

Als Outputmaterial fallen je nach Verfahren Asche oder Schlacke sowie Filterstäube und andere Feststoffe aus der Rauchgasreinigung an.

Bei der **Wirbelschichtverbrennung** und der Verbrennung im **Etagenofen** fallen im wesentlichen Asche und Stäube an, die durch Einstellung der Verbrennungstempe-

ratur sowie eine angepasste Rauchgasreinigung eine Qualität erreichen können, die den Vorgabewerten der Klärschlammverordnung entspricht [Hiller, 2006].

Die Aschemenge entspricht dem Glührückstand der Schlamm-trockenmasse. Er beträgt etwa 30% bei der Verbrennung von Rohschlamm und 50% bei der Verbrennung von stabilisiertem Schlamm. Von einem Rohschlamm mit einem Wassergehalt von ca. 95% bleibt somit nach der Verbrennung ein noch zu beseitigender Ascherest von ca. 1,5% bezogen auf die ursprünglichen Schlammmenge.

Chemisch ist die Asche hauptsächlich aus den Oxiden folgender Stoffe zusammengesetzt [Vater, 1996], wobei die Zusammensetzung nach Herkunft der Abwässer stark variieren kann und sich auch Spuren von Schwermetallen finden lassen:

- Silicium etwa 50 %
- Calcium etwa 20 %
- Aluminium etwa 10 %
- Eisen etwa 5 %
- Phosphor etwa 4 %
- Schwefel etwa 3 %
- Magnesium etwa 2 %

- Rechtliche Kriterien

Die Asche oder das Granulat weisen einen Glühverlust von < 1 % auf und dürfen somit gemäß [TASi, 1993] deponiert werden. Je nach Inhaltsstoffen ist auch ein uneingeschränkter oder eingeschränkter Einbau möglich. Die Klassifizierung hat nach [LAGA, 2003] zu erfolgen.

Ist die Asche schadstoffarm, so ist gegen eine landwirtschaftliche Verwertung nichts einzuwenden, zumal Phosphor in erhöhtem Maße in ihr enthalten ist. In dem Fall sind die Vorgaben der Klärschlammverordnung zu beachten und einzuhalten.

- Ökonomische Kriterien

In [Auksutat, 2000] werden folgende Kosten für eine Reststoffentsorgung bei einer thermischen Restmüllbehandlung angegeben:

Tabelle 4-8: Kosten der Reststoffentsorgung bei einer thermischen Abfallbehandlung [Quelle: Auksutat, 2000]

Entsorgung	Kosten [€/t TS]
Ablagerung der Schlacke auf einer Deponie	28 - 103
Entsorgung aufbereiteter Schlacke (keine Angaben zu Kosten der Aufbereitung)	5
Entsorgung Kessel- und Filterstäube und Reaktionsprodukte	250 - 375

Outputmaterial (Waschwasser aus der Nasswäsche)

- Technische Kriterien

Das Waschwasser aus der Nasswäsche kann zum Teil im Kreislauf gefahren werden, muss aber auch aufgrund der Aufkonzentrierung von Salzen, Schwermetallen und sonstigen Inhaltsstoffen durch Frischwasser ersetzt werden.

Das Waschwasser muss einer Abwasserreinigung zugeführt werden.

- Rechtliche Kriterien

Bei der Einleitung in die öffentliche Kanalisation sind die Indirekteinleitungsverordnung und die Abwasserverordnung (Anhang 33) einzuhalten.

- Ökonomische Kriterien

Je nach Standort, regionaler Situation und Inhaltsstoffen fallen Abwassergebühren an.

Outputmaterial (Luft)

- Technische Kriterien

Die Rauchgasreinigung ist aufwändig. Um die Werte der 17. BImSchV einzuhalten, sind meistens folgende Anlagenkomponenten erforderlich:

- | | |
|--------------------------|---|
| ▪ Entstickungsanlage | zur Reduktion von NO _x |
| ▪ Elektrofilter | zur Staubabscheidung |
| ▪ Wärmetauscher | zur Wärmerückgewinnung |
| ▪ mehrstufige Nasswäsche | zur Reduktion von Schadstoffen |
| ▪ Filtration | zur Abscheidung von Reststaub und Quecksilber |

- Rechtliche Kriterien

Im Rauchgas müssen die Werte der 17. BImSchV eingehalten werden.

4.3.1.4 Fazit

Die Monoverbrennung, vor allem die am häufigsten eingesetzte Wirbelschichtverbrennung, ist ein technisch ausgereiftes Verfahren zur weitergehenden thermischen Klärschlammbehandlung und wird zunehmend in Europa auch für kleinere Einheiten (schon ab 1.200 t TS) eingesetzt. Auffällig sind zwei Grundrichtungen. Zum einen große, vornehmlich industrielle Klärschlammverbrennungseinheiten, die Kapazitäten als Dienstleistung vorhalten (z. B. BASF) und zum anderen kleinere Einheiten als Zusammenschluss von mehreren Gemeinden oder einer größeren Gemeinde auf dem Standort einer Kläranlage (z. B. Ulm).

Von Vorteil sind zum einen die Abstimmungsmöglichkeit mit Verfahrenseinheiten auf der oder den angeschlossenen Kläranlagen, das Minimieren von Transportkosten und insbesondere die große Entsorgungssicherheit über lange Zeiträume (> 10 Jahre).

Nachteilig sind die im Vergleich zur nachfolgend beschriebenen Mitverbrennung meist etwas höheren Kosten, die inklusive Entwässerung und Transport zwischen 250 und 810 €/t TS liegen.

4.3.2 Klärschlammvergasung

Die Klärschlammvergasung stellt eine Sonderform einer Monoverbrennungsanlage dar. Die Prinzipien sind in Abbildung 4-25 aufgeführt. Grundsätzlicher Unterschied zur Monoverbrennung ist die Entstehung eines verwertbaren Gases (Kohlenmonoxid CO, Methan CH₄). Ansonsten sind viele Aspekte vergleichbar.

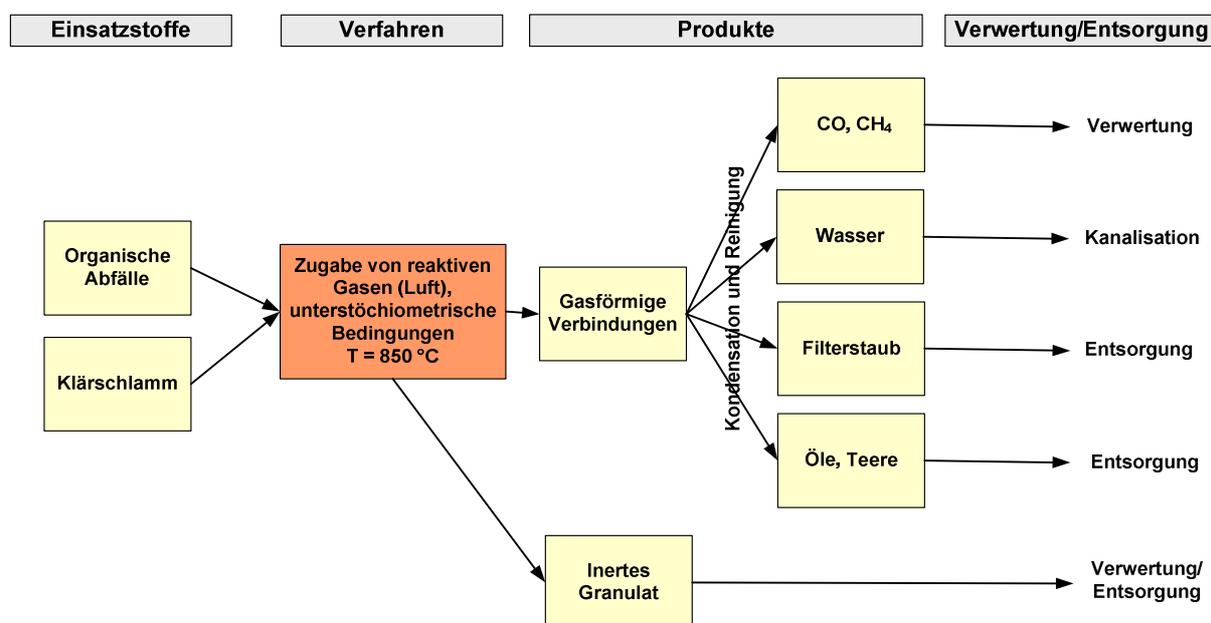


Abbildung 4-25: *Prinzipische Darstellung der Vergasung [Quelle: eigene Darstellung]*

4.3.2.1 Beschreibung des Prinzips

Die Klärschlammvergasung stellt nur einen Teilschritt einer vollständigen Verbrennung dar (vgl. auch Kapitel 4.3).

Bei Temperaturen um 850 °C werden die großmolekularen organischen Anteile des Einsatzstoffes unter Zugabe eines Oxidationsmittels, z. B. Luft, in einfache gasförmige Verbindungen (vorwiegend CO) umgewandelt, die wiederum nach einer aufwändigen Reinigung (Abkühlung mit Kondensation von Ölen und Teeren, Entstaubungsfilter, Kondensation von Wasser) energetisch genutzt werden können.

Die anorganischen Bestandteile verbleiben als inertes Granulat und können abhängig von den Inhaltsstoffen z. B. im Straßenbau eingebaut oder deponiert werden. Bei der Festbett-druckvergasung werden z. B. Abfälle mit Kohle gemischt und über ein Schleusensystem in die Reaktoren eingetragen. In den Reaktoren herrscht ein Druck von 25 bar und eine Temperatur von 800 bis 1.300 °C. Als Vergasungsmittel dient Dampf und Sauerstoff.

Der Vorteil im Vergleich zu einer Verbrennung liegt darin, dass das entstehende Gas energetisch genutzt werden kann. Insgesamt können sich dadurch Kostenvorteile ergeben.

4.3.2.2 Realisierte Anlagen in Deutschland

In Deutschland existieren zwei Anlagen, in denen Klärschlamm bzw. Gemische mit Klärschlamm vergast werden. In zwei weiteren Kommunen werden derzeit Klärschlammvergasungsanlagen geplant.

In der Anlage **Schwarze Pumpe GmbH (SVZ)** in Cottbus werden jährlich ca. 200.000 t feste Abfälle, von denen Klärschlämme nur ein unbedeutender Anteil sind, in einer Festbett-druckvergasungsanlage und in einer Schlackebadvergasungsanlage (Prototyp) zu Gas und deponiefähiger Schlacke verarbeitet. Das produzierte Gas dient in einem Gas- und Dampfturbinenkraftwerk zur Stromerzeugung und wird in einer Methanolanlage zu hochreinem Methanol aufbereitet. Die Anlage wird wahrscheinlich aus wirtschaftlichen Gründen **demnächst geschlossen**.

Der zu vergasende Klärschlamm muss brikettierfähig oder in einem vergasungsfähigem Zustand sein [Sustec, o. J.].

2004 wurde in der **Kläranlage Balingen** (80.000 EW) eine **Klärschlammvergasungsanlage** in Betrieb genommen, die für 1.200 t/a ausgelegt ist. Hier wird ausschließlich kommunaler Klärschlamm verarbeitet.

Der Klärschlamm wird in einer Solartrocknungsanlage auf 75 bis 80 % TS getrocknet (Heizwert 6 bis 7 MJ/kg) und über ein Vorratssilo mittels Förderschnecken in einen Gaskühler und schließlich dem Wirbelschichtvergaser zugeführt. Die Verweilzeit beträgt 30 Minuten bei 850 °C. Als Feststoff entsteht ein rieselfähiges Granulat mit einem Glühverlust < 1 %, das vom Überlauf der Wirbelschicht über ein Schleusensystem in eine Kühlschnecke gelangt. Aus dieser fällt es mit einer Temperatur von 60 °C in einen geschlossenen Container. Die weitere Entsorgung erfolgt durch Verwertung in einem Asphaltmischwerk [Burgbacher, 2006].

Die Vergasungsluft wird über einen Düsenboden von unten in den Reaktor eingebracht. Mit Hilfe des Luftsauerstoffs laufen Verbrennungs- und Vergasungsreaktionen parallel ab. Im nachgeschalteten Zyklon wird der aus der Wirbelschicht mitgerissene Staub abgeschieden und ausgetragen. Im Rekuperator sinkt die Temperatur unter 600 °C, gleichzeitig wird die Vergasungsluft auf 400 °C erwärmt. Das Rohgas wird mittels Kondensatoren und Filter aufbereitet. Es ist weitgehend schadstofffrei und besteht aus den brennbaren Komponenten Wasserstoff, Kohlenmonoxid und Methan. Es wird zur Verstromung in einem Gasmotor oder als Brennstoff eingesetzt [Hölle, 2007].

Der Eigenbetrieb **Stadtentwässerung Mannheim** sieht vor, eine Vergasungsanlage für 5.000 t TS Klärschlamm und Rechengut pro Jahr im Betreibermodell errichten zu lassen. Die Anlagentechnik wird der der Kläranlage Balingen entsprechen.

Derzeit fallen in Mannheim 10.000 t TS Klärschlamm jährlich an, die in einer Trommeltrocknungsanlage unter Nutzung der Abwärme aus der Verbrennung von Klärgas getrocknet und anschließend u. a. in der Zementindustrie verbrannt werden. Wirtschaftliche und ökologische Aspekte sowie die Entsorgungssicherheit führten zu der Entscheidung, eine Anlage zur thermischen Klärschlammbehandlung betreiben zu lassen. Die Anlagenplanung ist derzeit (2007) im Genehmigungsverfahren. Für 2008 ist der Baubeginn geplant [Minich, 2007].

In der **Verbandsgemeinde Wallmerod** in Rheinland-Pfalz bestehen Überlegungen, zusammen mit weiteren Gemeinden eine Monovergasungsanlage für 2.000 t TS/a zu errichten. Konkrete Planungen liegen bereits zur Errichtung einer dazu notwendigen Trocknungsanlage vor [Becker, 2007].

Die **Stadt Koblenz** überlegt derzeit, aufgrund von Energieeinsparung und der Erhöhung der Entsorgungssicherheit für den anfallenden kommunalen Klärschlamm, die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung **eventuell** aufzugeben und **möglicherweise** eine Klärschlammvergasungsanlage zu errichten. Diese soll so konzipiert werden, dass auch andere Kommunen der Region ihre Klärschlämme an diesem Standort entsorgen können. Eine konkrete Planung der Anlage liegt allerdings noch nicht vor [Gombert, 2007].

4.3.2.3 Wichtige Kriterien

Inputmaterial (Klärschlamm)

- Technische Kriterien

Der Klärschlamm muss je nach Verfahren getrocknet sein (ca. 70 bis 80% TS) oder auch als Brikett vorliegen.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Eine Vergasungsanlage produziert werthaltiges Synthesegas aus dem Abfallprodukt „Klärschlamm“ und stellt somit eine Anlage zur Verwertung von Abfällen dar. Sie ist nach der 17. BImSchV zu genehmigen.

- Ökonomische Kriterien

Eine Vergasung kann günstiger sein als eine Verbrennung, es liegen jedoch aufgrund der geringen Anzahl der Anlagen keine allgemeingültigen Werte vor.

In [Rölle und Götzelmann, 2005] werden folgende Zahlen genannt (jeweils inklusive Entwässerung (150 €/t TS) und Trocknung):

Entsorgungsweg Verbrennung:	415 €/t TS
Entsorgungsweg Vergasung	370 €/t TS
Entsorgungsweg Vergasung (Energienutzung berücksichtigt)	350 €/t TS

Die Kosten in der SVZ Schwarze Pumpe in Cottbus liegen bei 110 bis 150 €/t TS getrockneten Klärschlamm [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 4/2007]. Hinzu kommen die Kosten für Entwässerung, Trocknung und Transport. Die Kosten dafür können den entsprechenden Kapiteln entnommen werden.

Outputmaterial (Asche oder Granulat)

- Technische Kriterien

analog zur Monoverbrennung (vgl. Kapitel 4.3.1.3)

- Rechtliche Kriterien

analog zur Monoverbrennung (vgl. Kapitel 4.3.1.3)

- Ökonomische Kriterien

analog zur Monoverbrennung (vgl. Kapitel 4.3.1.3)

Outputmaterial (Gas)

- Technische Kriterien

Das bei der Vergasung entstehende Rohgas wird mittels Kondensatoren und Filter aufbereitet. Es ist weitgehend schadstofffrei und besteht aus den brennbaren Komponenten Wasserstoff, Kohlenmonoxid und Methan. Es kann für die Verstromung in einem Gasmotor oder als Brennstoff in einem Dampf- oder Thermoöl-Kessel eingesetzt werden.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Wird das Gas in einem Blockheizkraftwerk (Gasmotor) genutzt und übersteigt der Gasmotor eine Feuerungsleistung von mehr als 1 MW, so muss er die Auflagen der TA-Luft z. B. bezüglich Schwefeloxid, Stickstoffoxid, Kohlenmonoxid, Formaldehyd

und Benzol erfüllen. Unterhalb einer Leistung von 1 MW ist ein Gasmotor genehmigungsfrei.

Da das Gas zur Verstromung in einem Gasmotor oder als Brennstoff eingesetzt werden kann, ersetzt es andere fossile Brennstoffe. Eine Nutzung ist somit grundsätzlich positiv zu bewerten.

- Ökonomische Kriterien

Durch die Verstromung kann eine elektrische Überschussleistung der Gesamtanlage erzeugt werden. In der Kläranlage Balingen erfolgt der Energiebetrieb der Kläranlage durch die Vergasungsanlage autark und es kann etwas elektrische Energie in das Netz gespeist werden.

Outputmaterial (Kondensat)

- Technische Kriterien

Bei der Gasaufbereitung fällt Kondensat etwa in der Größenordnung von 300 l/t vergastem Klärschlamm an. Es ist mit leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen belastet und kann mittels Ölabscheider und Aktivkohlefilter vorbehandelt werden, bevor es wieder in den Zulauf der Kläranlage gelangt.

- Rechtliche Kriterien

Das Kondensat muss einer Kläranlage zugeführt werden, da es noch bis zu 1.000 mg/l TOC enthält. Es unterliegt der Indirekteinleiterverordnung. Ein Anhang zur Abwasserverordnung besteht nicht, da es sich bisher um einen Einzelfall handelt. Hilfsweise kann der Anhang 33: „Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen“ zur Ableitung von Vorgaben herangezogen werden (siehe Kapitel 1.2.2.5.3).

- Ökonomische Kriterien

Je nach Standort und regionaler Situation fallen Abwassergebühren an.

4.3.2.4 Fazit

Die Klärschlammvergasung wird bisher nur in einer kommunalen Anlage für 1.200 t TS/a betrieben. Das Verfahren funktioniert jedoch gut, sodass sich weitere Städte und Gemeinden (z. B. Mannheim, Wallmerod) zu diesem Verfahren entschlossen haben. Eine Vergasungsanlage der Stadtentwässerung Mannheim befindet sich gegenwärtig in der Genehmigungsphase und soll 2008 errichtet werden [Minich, 2007]. Die Vorteile dieses Verfahrens sind, wie bei der Monoverbrennung auch, zum einen die Abstimmungsmöglichkeit mit Verfahrenseinheiten auf der oder den angeschlossenen Kläranlagen, das Minimieren von Transportkosten und insbesondere die große Entsorgungssicherheit.

Die für die Vergasungsanlage in Balingen angegebenen Kosten liegen mit 350 €/t TS (inklusive Entwässerung und Trocknung und unter Berücksichtigung der Kostenvorteile durch die energetische Nutzung des produzierten Gases) unterhalb der üblichen Kosten für eine Monoverbrennung.

4.3.3 Mitverbrennung in Müllheizkraftwerken

Im Unterschied zur Monoklärschlammverbrennung wird bei der Verbrennung in Müllheizkraftwerken ein sehr inhomogenes Input-Material verbrannt. Das Hauptziel der Verbrennung hier ist die Volumenreduzierung und die Inertisierung des Input-Materials zu einem ablagefähigem Reststoff. Die Abwärme wird üblicherweise genutzt.

4.3.3.1 Beschreibung des Prinzips

Die Verbrennung von Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnlichen Gewerbe- und Industrieabfällen in Müllheizkraftwerken ist ein erprobtes und zuverlässiges Verfahren.

Eine typische Anlage gliedert sich in folgende Funktionsbereiche (vgl. Abbildung 4-26):

- Abfallannahme (nicht dargestellt),
- Lagerung in Bunkern (nicht dargestellt),
- Vorbehandlung (z. B. Zerkleinerung; nicht dargestellt),
- Beschickung mittels Einfülltrichtern (1 und 2),
- Verbrennungseinheit (zumeist Rostöfen oder Etagenöfen) (4),
- Schlackenabzug (11),
- Abwärmenutzung über Dampfkesselanlage (6 - 9; 9 entspricht einem Wärmetauscher)
- Rauchgasreinigung (nicht dargestellt).

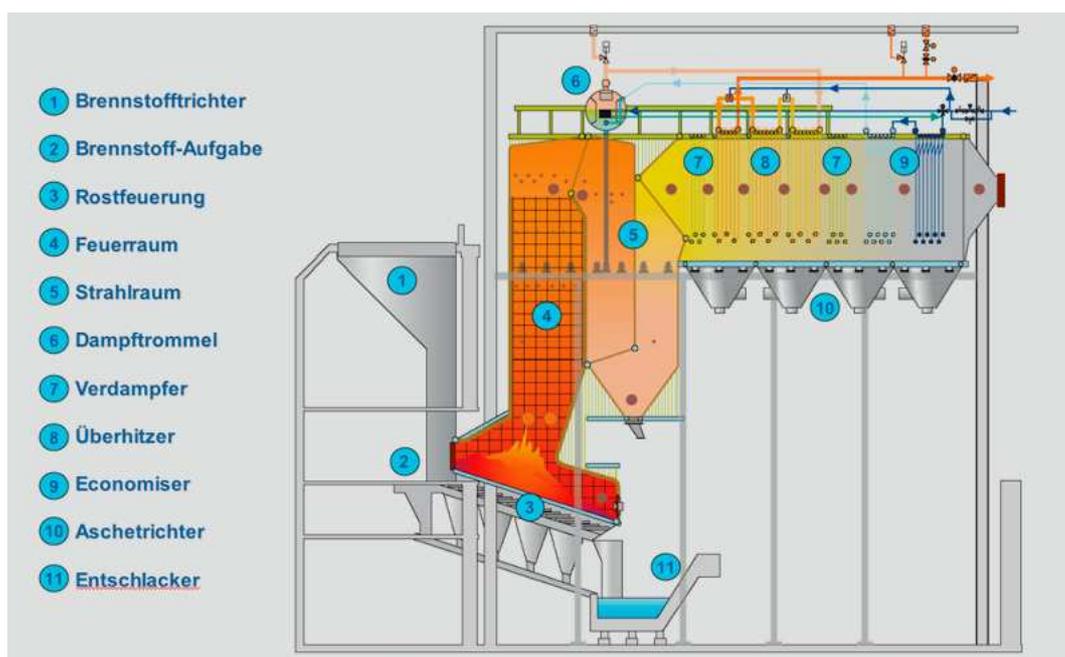


Abbildung 4-26: *Prinzipskizze Müllheizkraftwerk [Quelle: Standardkessel GmbH, o. J.a]*

Seit den 70-er Jahren haben neue Anforderungen an die Luftreinhaltung zu immer komplexeren Systemen der Rauchgasreinigung geführt, die heutzutage den größten Anteil der Gesamtanlage und der Kosten ausmachen.

Soll vorentwässert Klärschlamm mitverbrannt werden, so kann er entweder separat durch Aufstreumaschinen in den Brennraum gegeben und auf dem Rost verteilt werden (vgl. Abbildung 4-27) oder durch Aufstreumaschinen auf den Abfall im Müllbunker verteilt und durch Umsetzen vermischt werden. Vollgetrockneter Klärschlamm kann als Staub in den Feuerraum eingeblasen werden [Schnauber, 2006].

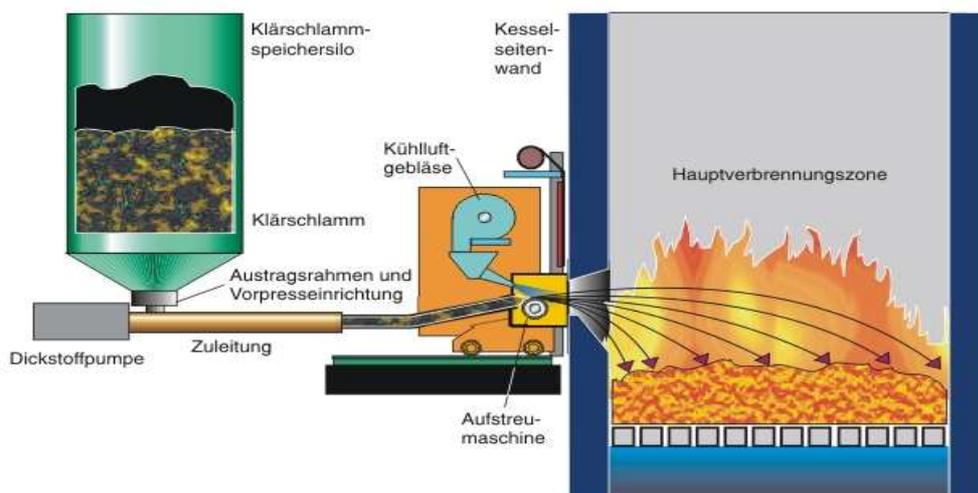


Abbildung 4-27: Aufstreuvorrichtung zur Klärschlammmitverbrennung in Müllheizkraftwerken
[Quelle: Martin GmbH, o. J.]

4.3.3.2 Realisierte Anlagen in Deutschland

2005 gab es in Deutschland 62 Müllverbrennungsanlagen [AVA Nordweststadt GmbH, o. J.]. 2004 wurden in Deutschland in acht Anlagen Klärschlamm mitverbrannt, davon keine in Rheinland-Pfalz [Hermann und Goldau, 2004]. In vier Anlagen wurden Hausmüll und Klärschlamm in Rostöfen mit Rückschubrost, in einer Anlage mit Gegenlaufüberschubrost, in zwei Anlagen mit Walzenrost verbrannt. In einer Anlage wurde der Hausmüll mittels Pyrolyse entgast.

Insgesamt wurden 2004 bundesweit 48.800 t TS Klärschlamm mitverbrannt, das entspricht 2,6% des gesamten Durchsatzes der acht Anlagen.

Der Klärschlamm wurde überwiegend entwässert mit einem TS-Gehalt von 22 bis 40 % TS angeliefert.

4.3.3.3 Wichtige Kriterien

Inputmaterial (Klärschlamm)

- Technische Kriterien

Der mitzuverbrennende Klärschlamm kann in entwässertem, getrocknetem oder vollgetrocknetem Form vorliegen. Es müssen die logistischen Voraussetzungen für eine Klärschlammannahme und für die Mitverarbeitung im weiteren Prozess hergestellt werden.

Oftmals problematisch ist die Konsistenz des Klärschlammes, die sich von der des Hausmülls unterscheidet. So kann Hausmüll in Bunkern gestapelt werden, was bei Klärschlamm nicht der Fall ist. Spezielle Annahmehunker sind zumeist erforderlich.

Zu bedenken ist auch die Auslegung der Kessel. Wird z. B. hochgetrockneter Klärschlamm mitverbrannt, so kann die Feuerungsleistung so hoch werden, dass der Durchsatz verringert werden oder eine weitere Straße installiert werden müsste [Schnauber, 2006].

Schwierigkeiten bereiten außerdem die im Klärschlamm enthaltenen Salze, die bei den üblichen Temperaturen in einem Müllheizkraftwerk zu vermehrter Kesselkorrosion führen können.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Eine Abfallverbrennungsanlage muss nach der 17. BImSchV genehmigt werden und die darin geforderten Grenzwerte einhalten. Wird Klärschlamm erstmalig mitverbrannt, so ist der Abfallschlüssel für Klärschlamm für die Müllverbrennungsanlage zu genehmigen.

Klärschlamm kann aufgrund seiner Herkunft aus kurzzeitigen Kreisläufen als weitgehend CO₂-neutral angesehen werden. Bei der Verbrennung entstehen somit keine zusätzlichen Treibhausgase.

Das abbaubare Phosphorvorkommen gilt als endlich. Somit könnte für die Zukunft Klärschlamm als Phosphorressource gelten. Die Phosphorwiedergewinnung aus Klärschlamm ist technisch machbar, aber derzeit noch zu teuer. Wird Klärschlamm mit Hausmüll zusammen verbrannt, so ist die Konzentration des Phosphors in der Asche sehr niedrig. Gegenwärtig wird davon ausgegangen, dass eine P-Rückgewinnung aus einer Asche nach einer Klärschlammmitverbrennung nicht wirtschaftlich ist (siehe auch Kapitel 5.3 zur Phosphorrückgewinnung).

- Ökonomische Kriterien

Da Hausmüll sehr viel inhomogener als Klärschlamm ist, ist auch die Rauchgasreinigung entsprechend aufwändiger als bei einer Klärschlammmonoverbrennung. Das führt dazu, dass das Verbrennen von Hausmüll vergleichsweise teuer ist. Wird Klärschlamm mitverbrannt, so orientiert sich ein Betreiber an den Kosten für das Verbrennen von Hausmüll.

Nach der Literaturlauswertung von [Quicker und Faulstich, 2005] betragen die Kosten für entwässerten Klärschlamm nur für die Verbrennung zwischen **250 und 1.075 €/t TS**, für getrockneten Klärschlamm zwischen **350 und 900 €/t TS**.

Beispiele der Gesamtkosten sind in nachfolgender Tabelle 4-9 aufgeführt.

Tabelle 4-9: Kosten der Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen aus [Quelle: Quicker und Faulstich, 2005]

Verfahrensschritt	Spannweite Beispiel 1 [€/t TS]	Spannweite Beispiel 2 [€/t TS]	Beispiel 3 [€/t TS]
Entwässerung	110 - 220	85 - 290	175
Transport	bereits inkl.	20 - 115	25
Verbrennung	250 - 835	290 - 1.075	250
Summe	360 - 1.055	395 - 1.480	425

Outputmaterial (Asche oder Schlacke, Filterstäube, beladene Aktivkohle)

- Technische Kriterien

Da Klärschlamm in Hausmüllverbrennungsanlagen nur in geringem Maße eingesetzt wird, ändern sich die festen Rückstände kaum und weisen die gleichen Eigenschaften auf wie ohne Einsatz von Klärschlamm.

Es fallen an:

- Eisenschrott,
- Nichteisenmetalle,
- Schlacke,
- Filterstaub,
- Gips aus der Entschwefelung und
- beladene Aktivkohle.

Diese festen Rückstände können zum Teil verwertet werden.

Die Filterstäube werden wieder verbrannt oder z. B. im Bergbauversatz verwertet. Die Schlacke wird abgelagert oder so aufbereitet, dass sie verwertet werden kann. Die beladene Aktivkohle wird wieder in den Feuerraum gegeben und zusammen mit dem Müll verbrannt. Das ist deshalb möglich, da die eigentliche Schadstoffsenke in den vorgeschalteten Abgasreinigungskomponenten liegt. Der Gips kann inzwischen durch Verbesserungen der Verfahrenstechnik so aufbereitet werden, dass er wieder verwertet werden kann.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Bei der Ablagerung oder Verwertung der Schlacke und der Filterstäube sind die DeponieV sowie die AbfAbIV zu beachten.

- Ökonomische Kriterien

Abhängig von der Entwicklung der Verfahrenstechnik und den Kosten der einzelnen Verfahren zur Aufbereitung der festen Rückstände sowie den Ablagerungskosten lohnt sich eine Aufbereitung und Verwertung. Dies ist im Einzelfall zu prüfen.

In [Auksutat, 2000] und [Grieße, 2002] werden folgende Kostenspannen angegeben:

Tabelle 4-10: Kosten bzw. Erlöse der Reststoffentsorgung bei einer thermischen Abfallbehandlung [Quellen: Auksutat, 2000; Grieße, 2002]

Literaturstelle	[Auksutat, 2000]	[Grieße, 2002]
Entsorgung	Kosten [€/t TS]	Kosten [€/t TS]
Entsorgung von Asche	Keine Angabe	100 -150
Ablagerung von Schlacke auf einer Deponie	28 - 103	30 – 40
Entsorgung aufbereiteter/verglaster Schlacke (keine Angabe zu Kosten der Aufbereitung)	5	5
Entsorgung Kessel- und Filterstäube und Reaktionsprodukte	250 - 375	Keine Angabe
Entsorgung von Salzen	Keine Angabe	bis 350
Verwertung	Erlös [€/t TS]	Erlös [€/t TS]
Eisen-Metall (durch Klärschlamm nicht beeinflusst)	5	5
Nichteisen-Metall (durch Klärschlamm nicht beeinflusst)	250	250
Salzsäure (33%-ig)	15	Keine Angabe
Gips	0	0

Outputmaterial (Luft)

- Technische Kriterien

Eine Rauchgasreinigung besteht beispielsweise aus folgenden Aggregaten, [Beispiel RMHKW Böblingen; Wandschneider, 2003]:

- Flugstaubabscheidung (z. B. in einem Gewebefilter),
- Abkühlung (z. B. im Kreuzstromwärmetauscher),
- HCl-Wäscher, in der vermarktbare Salzsäure produziert werden kann,
- Entschwefelung im SO₂-Wäscher (Produktion von Gips per Hydrozyklon und Zentrifugen),
- Wiedererwärmung (z. B. im Kreuzstromwärmetauscher),
- Aktivkohlefilter zur Entfernung von Dioxinen und Furanen, Schwermetallen und Staub und
- Entstickung (z. B. im Niedertemperatur-Katalysator).

Die bei der Rauchgasreinigung zurückbleibenden flüssigen und festen Reststoffe müssen ebenfalls aufbereitet und entsorgt werden. Teilweise ist eine Wiederverwertung möglich (siehe oben).

- Rechtliche Kriterien

Die Vorgaben der 17. BImSchV müssen eingehalten werden.

- Ökonomische Kriterien

Da die Rauchgasreinigung an die verschiedensten möglichen Stoffe bei der Hausmüllverbrennung angepasst sein muss, ist sie aufwändig und teuer. Beim Restmüllheizkraftwerk Böblingen zum Beispiel wurden 70 Prozent der Kosten allein für die fünfstufige Rauchgasreinigung aufgewendet [Stadt Stuttgart, o. J.a].

4.3.3.4 Fazit

Die Mitverbrennung von Klärschlamm in Müllheizkraftwerken ist technisch machbar, wenngleich Klärschlamm aufgrund seiner im Vergleich zum Hausmüll unterschiedlichen Konsistenz meistens als Störgröße angesehen wird.

Da Hausmüllverbrennungsanlagen derzeit durch längerfristige Verträge mit Haus- bzw. Restmüll ausgelastet sind, ist das Potenzial für die Mitverbrennung von Klärschlamm als gering einzustufen. Auch sind die Kosten für die Mitverbrennung mit 250 und 1.075 €/t TS für entwässerten Klärschlamm und 350 und 900 €/t TS für getrockneten Klärschlamm (Annahmepreise) sehr hoch, so dass die Bedeutung einer Mitverbrennung in Müllheizkraftwerken gegenwärtig und in naher Zukunft als gering eingestuft werden kann.

4.3.4 Mitverbrennung in Zementwerken

Bei der Zementherstellung kann Klärschlamm aufgrund seines Heizwertes als Energieträger und aufgrund seiner stofflichen Zusammensetzung als Rohstoff eingesetzt werden [Sievert, 2006] (vgl. Abbildung 4-28). Ein weiterer indirekter Eingangspfad ist der über den Einsatz von Flugasche, insbesondere bei der Steinkohleverbrennung, sofern Klärschlamm mitverbrannt wurde. Im Unterschied zu anderen Verbrennungsverfahren verbleiben alle Rückstände aus der Verbrennung im Produkt. Ein weiterer Unterschied besteht darin, dass Klärschlamm nach heutigem Kenntnisstand nur hochgetrocknet verarbeitet werden kann.

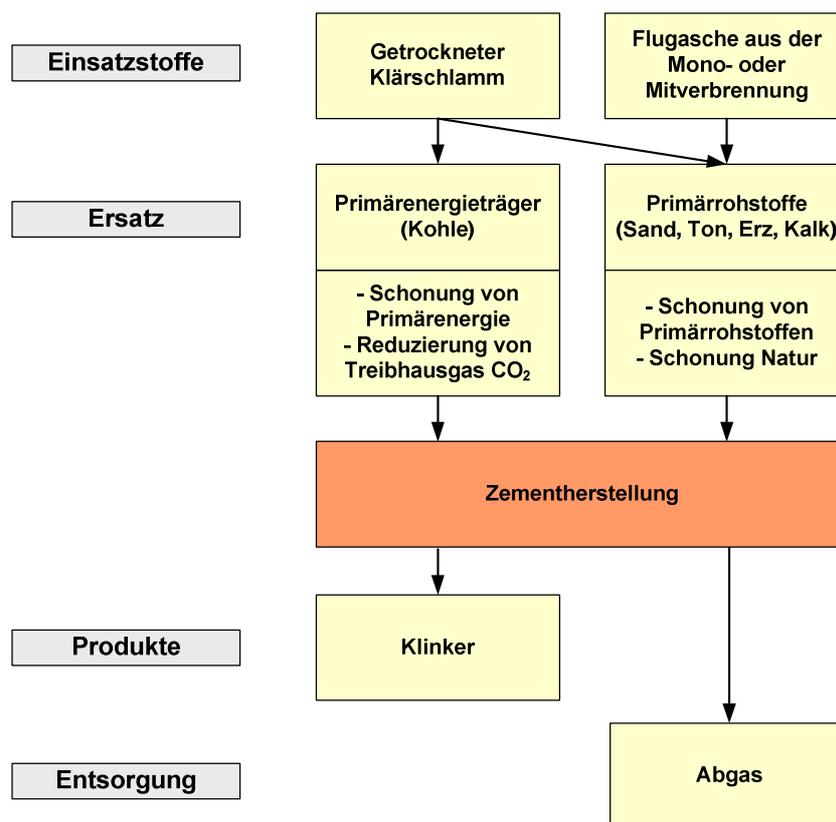


Abbildung 4-28: Energetische und stoffliche Verwertung bei der Zementherstellung [Quelle: eigene Darstellung]

Aufgrund seiner stofflichen Zusammensetzung passt Klärschlamm in das „Zementdreieck“ (vgl. Abbildung 4-29) im linken unteren Bereich. Die rote (deutlichere) Markierung gibt dabei die gewünschte Zusammensetzung des Endproduktes wieder. Um diese zu erreichen, werden Roh- oder Brennstoffe entsprechend ihrer Zusammensetzung eingesetzt. Klärschlamm bzw. auch andere Sekundärroh- oder Brennstoffe können daher nicht unbegrenzt genutzt werden, da insbesondere die Phosphoranteile die Frühfestigkeit des aus Zement hergestellten Betons beeinträchtigen. Bis zu einem Phosphoranteil von einem Masseprozent hat der Phosphorgehalt allerdings keinen Einfluss auf die Produktqualität [VDZ, o. J.].

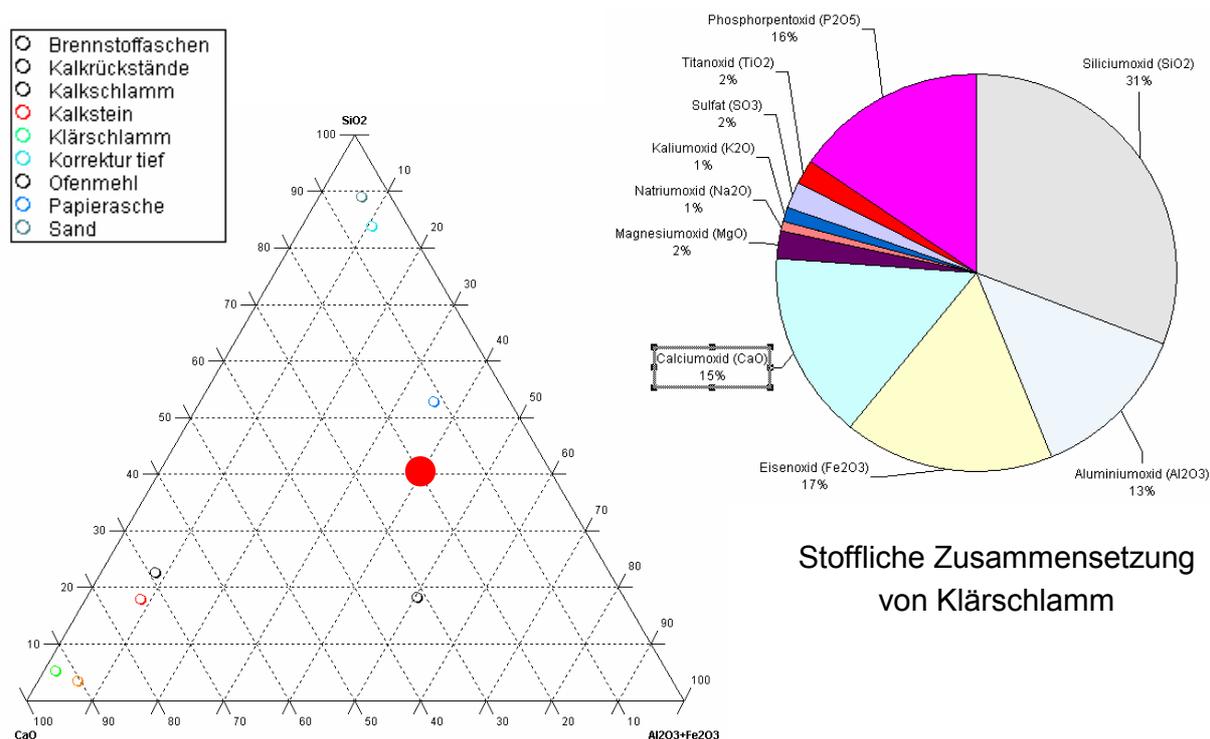


Abbildung 4-29: Optimale Zementzusammensetzung und stoffliche Zusammensetzung von Klärschlamm und anderen Ersatzrohstoffen [Quelle: Sievert, 2006]

Da auch andere Ersatzbrennstoffe wie Reifen oder Industrieschlämme geeignet sind, herrscht bei der Mitverbrennung in Zementwerken eine gewisse Konkurrenz.

4.3.4.1 Beschreibung des Prinzips

Zur Herstellung von Zement wird zunächst eine Rohmischung aus Kalkstein, Ton, Sand, Eisenerz und evtl. Ersatzrohstoffen unter Verwendung heißer Ofengase getrocknet und gleichzeitig gemahlen (vgl. Abbildung 4-30).

Das entstehende Rohmehl wird nach einer Vorwärmstufe in einem Drehrohrföfen mittels Kohlestaubflamme bei 1.450 °C zu Zementklinker gesintert, der dann in einem Kühler auf eine Temperatur von unter 200 °C heruntergekühlt wird. Bei der Sinterung entsteht, meist unterhalb des Schmelzpunktes der Rohstoffe, durch Diffusionsvorgänge ein fester Körper hoher Dichte. Die entstehenden graubraunen Granalien werden anschließend in einer Kugelmühle zusammen mit Gips oder Anhydrit zum fertigen Produkt, dem Zement, vermahlen. Durch die Zumahlung von unterschiedlichen Zusatzstoffen wie Hüttsand, Puzzolan, Flugasche und Kalkstein können Zemente mit verschiedenen chemischen und physikalischen Eigenschaften hergestellt werden.

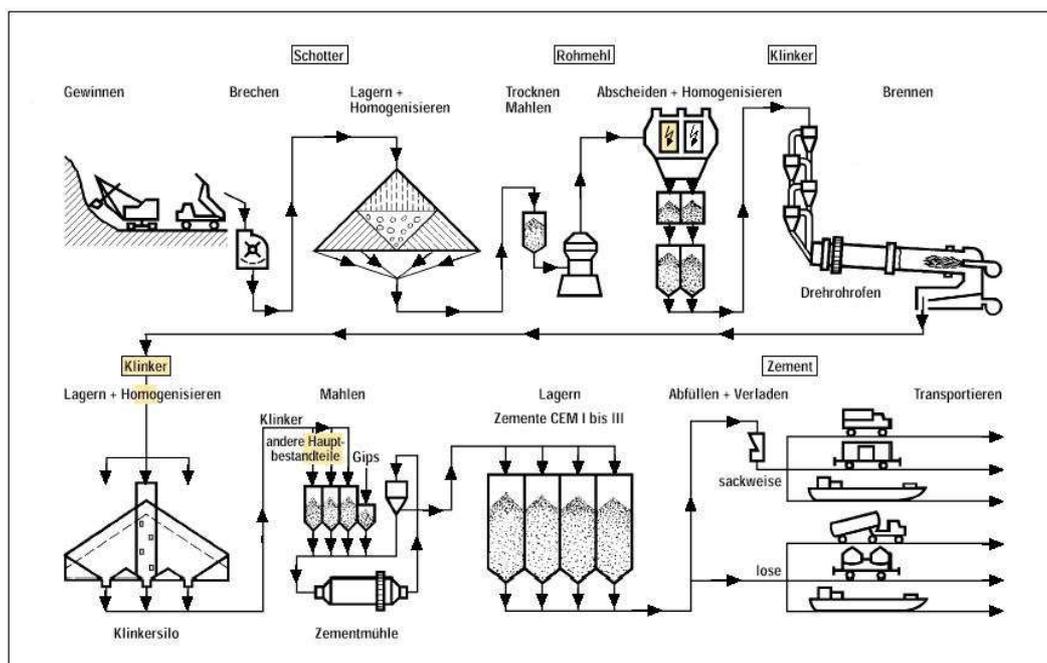


Abbildung 4-30: Zementherstellung [Quelle: Uni Wuppertal, o. J.]

Der eingesetzte Brennstoff dient zu 20% der Vorwärmstufe und zu 80% der Hauptbrennstufe im Drehrohr. Als Brennstoff dienen überwiegend Braunkohle, aber auch Steinkohle, Petrolkoks und Heizöl. Als Ersatzbrennstoff, teilweise auch Ersatzrohstoff, werden überwiegend Abfälle aus der Papierindustrie, Kunststoffe, Reifen, Tiermehle und -fette und in zunehmendem Maße auch getrockneter Klärschlamm verwendet (siehe auch Tabelle 2-15).

Dabei wird sowohl der Energiegehalt als auch der stoffliche Anteil der Klärschlämme genutzt [Sievert, 2006].

4.3.4.2 Realisierte Anlagen in Deutschland

2005 waren 69 Öfen zur Zementherstellung in Deutschland in Betrieb, 45 davon mit Zyklonvorwärmern, 16 mit Rostvorwärmern und 8 mit Schachtofen [VDZ, 2006b]. Drei Anlagen befinden sich in Rheinland-Pfalz (siehe auch Tabelle 6-3). Die gesamte Ofenkapazität beträgt 2.260 t täglich.

In welchen Werken derzeit Klärschlamm eingesetzt wird, ist nicht bekannt. Klärschlamm als Sekundärbrenn- und -rohstoff ist jedoch stark in der Diskussion und der Einsatz wird vermutlich in den nächsten Jahren noch ansteigen [VDZ, 2006b].

4.3.4.3 Wichtige Kriterien:

Inputmaterial (Klärschlamm)

- Technische Kriterien

Der Klärschlamm wird überwiegend vollgetrocknet (TS-Gehalt > 95 %) als Granulat eingesetzt und kann über die vorhandenen Dosiersysteme in den Prozess eingebracht werden. Da Trocknungsanlagen insbesondere im ländlichen Raum kaum vorhanden sind, bestehen Überlegungen, den Klärschlamm auch mechanisch entwässert in Drehrohröfen einzusetzen. Dann wären jedoch neben der Installation von Bunkern Veränderungen an den Dosiervorrichtungen erforderlich [VDZ, 2006b].

Der Klärschlammanteil liegt meist unter 5 % der gesamten Brennstoffe, um die Qualität des Zementes und die Abgasqualität nicht zu beeinflussen.

Phosphatgehalte bis zu 1 % wirken sich nicht nachteilig auf die Klinker- und Zementeigenschaften aus. Ein mit zunehmendem Phosphateintrag steigender Calcium-Bedarf kann zur Herabsetzung der Frühfestigkeit im Zement führen, aber durch Erhöhung des Kalkstandards wieder verhindert werden [VDZ, 2006c].

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Eine Zementofenanlage, die Abfälle als Sekundärbrennstoffe einsetzt, muss nach der 17. BImSchV (Verbrennen von Abfällen) genehmigt werden und die darin geforderten Grenzwerte einhalten. Da die Drehofenanlagen der Zementindustrie jedoch auch Stoffumwandlungsanlagen sind, können Ausnahmen genehmigt werden, wenn nachgewiesen wird, dass der erhöhte Gehalt im Abgas rohmaterialbedingt ist. Dies gilt allerdings nicht für aus dem Klärschlamm stammende Inhaltsstoffe. Insgesamt dürfen nach der 17. BImSchV bis zu 60 % Sekundärbrennstoffe eingesetzt werden.

Wird Klärschlamm erstmalig mitverbrannt, so ist der Abfallschlüssel für Klärschlamm für die Zementofenanlage zu genehmigen.

Klärschlamm kann aufgrund seiner Herkunft aus kurzzeitigen Kreisläufen als weitgehend CO₂-neutral angesehen werden. Bei der Verbrennung entstehen somit keine zusätzlichen Treibhausgase.

- Ökonomische Kriterien

In der **Schweiz** verlangen Zementwerke **40 bis 70 €/t TS** bei angeliefertem, getrocknetem Klärschlamm [Werther, 2003].

[Maselli, 1999] hat Kosten von **50 bis 125 €/t TS** (ebenfalls für getrockneten und pelletierten Klärschlamm) recherchiert.

2006 wurden **50 €/t TS** bei Anlieferung von auf > 90 % TS getrocknetem Klärschlamm in Zementwerken der Dyckerhoff AG verlangt [Sievert, 2006].

Die **Kosten für Entwässerung, Trocknung und Transport** sind je nach Situation in einer Größenordnung von etwa **250 bis 850 €/t TS** sind zu diesen Preisangaben noch hinzuzurechnen.

Outputmaterial (feste Rückstände)

- Technische Kriterien

Das fertige Produkt, der Zement, wird beeinflusst durch die Zusammensetzung der Inputmaterialien, die ganz gezielt, je nach gewünschter Produktqualität, eingesetzt werden.

Klärschlamm kann daher nicht unbegrenzt genutzt werden, da insbesondere die Phosphoranteile die Frühfestigkeit des aus Zement hergestellten Betons beeinträchtigen. Bis zu einem Phosphoranteil von einem Masseprozent hat der Phosphorgehalt allerdings keinen Einfluss auf die Produktqualität [VDZ, 2006c].

Outputmaterial (Luft)

- Technische Kriterien

Zementwerke verfügen über gut funktionierende Abgasreinigungsanlagen. Quecksilber aus Klärschlamm wird oftmals als problematisch für vorhandene Rauchgasreinigungsanlagen angesehen. Da Quecksilber mitunter in erhöhtem Maße in den Rohstoffen für die Zementherstellung vorhanden ist, sind zum einen gut funktionierende Anlagen zum Rückhalt von Quecksilber im Rauchgas vorhanden, zum anderen kontinuierliche Quecksilberemissionsmessungen installiert, so dass das Quecksilber aus dem Klärschlamm keine zusätzlichen Aufwendungen erforderlich machen würde [VDZ, 2006b].

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Die novellierte 17. BImSchV stellt an Mitverbrennungsanlagen, wie sie ein Zementwerk darstellt, je nach Anteil der eingesetzten Sekundärbrennstoffe, die gleichen Anforderungen wie an Müllverbrennungsanlagen (vgl. auch Kapitel 1.2.2.4.3). Den prozessspezifischen Randbedingungen des Klinkerbrennens als Stoffumwandlungsprozess wird in der Verordnung dadurch Rechnung getragen, dass auf Antrag des Betreibers Ausnahmen für bestimmte rohmaterialbedingte Emissionen zu gewähren sind. Dies gilt jedoch nicht für das Verbrennen von Abfällen und somit Klärschlamm als Sekundärbrennstoff, sondern für die für die Zementherstellung notwendigen Rohmaterialien.

Klärschlamm kann aufgrund seiner Herkunft aus kurzzeitigen Kreisläufen als weitgehend CO₂-neutral angesehen werden. Bei der Verbrennung entstehen somit keine zusätzlichen Treibhausgase.

4.3.4.4 Fazit

Das Mitverbrennen von Klärschlamm in Zementwerken bedeutet eine energetische und auch stoffliche Verwertung, da die Stoffeigenschaften des Klärschlammes für das Produkt Zement so genutzt werden können. Phosphor stellt eine Ausnahme dar, ein erhöhter Anteil kann die Produkteigenschaften von Zement negativ beeinflussen. Daher wären Maßnahmen zur Verringerung des Phosphors in Klärschlamm sehr förderlich (siehe auch Kapitel 5.3 zur Phosphorrückgewinnung).

Die Trocknungsansprüche an den Klärschlamm (> 90 % TS) sind überwiegend hoch. Das Mitverbrennen von Klärschlamm ist jedoch technisch ausgereift und es sind Kapazitäten vorhanden. Das Interesse der Zementwerke an Klärschlamm als Einsatzstoff ist zur Zeit aus wirtschaftlichen Gründen und Möglichkeiten im Immissionshandel (CO₂) so groß, dass die Organisation VDZ, ein Zusammenschluss deutscher Zementwerke, sogar in Forschungsvorhaben zum Einsatz von Klärschlämmen investiert.

Nachteilig bei der Mitverbrennung in Zementwerken ist, dass eine absolute Entsorgungssicherheit nicht gegeben ist, da Klärschlamm sich als **ein** Material in einem großen Markt von anderen Sekundärbrennstoffen bewegt.

Besteht jedoch die Möglichkeit Klärschlamm mitzubrennen, so ist dies eine kostengünstige Alternative. Die **Kosten** bewegen sich **zwischen 40 und 125 €/t TS** für getrockneten, meist pelletierten Klärschlamm. Die **Kosten für Entwässerung, Trocknung und Transport** betragen je nach Situation **etwa 250 bis 850 €/t TS** und sind zu diesen Preisangaben noch hinzuzurechnen.

4.3.5 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

Sowohl in Braun- als auch in Steinkohlekraftwerken kann Klärschlamm in mechanisch entwässert, teilgetrockneter oder vollgetrockneter Form mitverbrannt werden. Aus rechtlichen Gründen darf der Anteil an Abfallbrennstoffen nach 17. BImSchV 25 % nicht überschreiten. Um den Kraftwerksbetrieb und vor allem die Rauchgaswerte sowie die Verwertung der Kraftwerksrückstände (z. B. Asche, REA-Gips) nicht zu gefährden, bewegt sich der Anteil in der Praxis weit unter 25 %. Erfahrungen verschiedener Kraftwerke haben gezeigt, dass bis zu einem Klärschlammfeststoffanteil von bis zu 5 % keine bzw. beherrschbare Probleme auftreten [Steier, 2006].

4.3.5.1 Beschreibung des Prinzips

Steinkohle- und Braunkohlekraftwerke dienen in erster Linie der Stromerzeugung. Auch die entstehende Abwärme wird weitgehend genutzt (z. B. in einem Fernwärmenetz). Klärschlamm und andere Ersatzbrennstoffe können eingesetzt werden, um Primärbrennstoffe zu substituieren und somit wirtschaftlicher zu produzieren.

In Abbildung 4-31 ist das Prinzip eines Braunkohlekraftwerks (ohne Kohlemühle und Rauchgasreinigung) dargestellt.

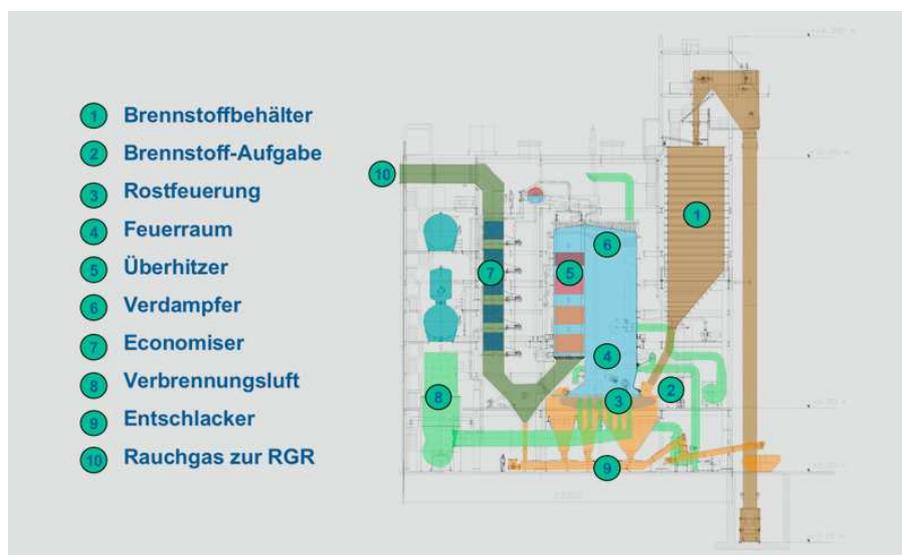


Abbildung 4-31: Prinzipskizze Braunkohlekraftwerk [Standardkessel GmbH, o. J.]

Bei einer Klärschlammmitverbrennung wird der auf 25 bis 35 % TS vorentwässerte Klärschlamm oder auch auf 90 % TS getrockneter Klärschlamm zunächst in einem Bunker oder in einer Kipphalle gespeichert.

Bei den heute üblichen Staubfeuerungsanlagen, bei denen die Kohle feingemahlen verbrannt wird, hat sich eine Zugabe des Klärschlammes in die Kohlemühlen (siehe Abbildung 4-32) bewährt. Der Klärschlamm kann so zusammen mit der Kohle vermahlen, getrocknet, mit der Kohle homogen vermischt und anschließend verbrannt werden.

Kohlemühle

- 1 Kohlefallrohr
- 2 Heißlufteintrittskanal
- 3 Staubleitung zum Brenner
- 4 Mahlschüssel
- 5 Mahlrollen
- 6 Sichter
- 7 Getriebe

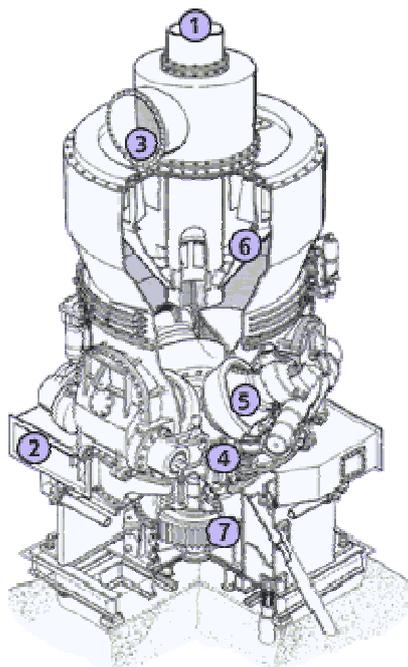


Abbildung 4-32: Prinzipskizze Kohlemühle [Quelle: GKM AG, 2000a]

Günstig im Vergleich zu einer separaten Trocknungsanlage ist es, die für die Trocknung notwendige Energie dem Rauchgas zu entziehen, da somit keine Primärenergie sondern Rest- oder Abfallwärme eingesetzt wird [Steier, 2006].

4.3.5.2 Realisierte Anlagen in Deutschland

2004 wurden in insgesamt 25 Kohlekraftwerken Klärschlämme mitverbrannt. Davon verbrennen acht Werke überwiegend Braunkohle, elf Steinkohle, vier Ballastkohle (Steinkohle mit hohem Aschegehalt), eines Braunkohle/Ballastkohle sowie eines getrockneten Braunkohlestaub. 20 Kraftwerke werden mit einer Staubfeuerung betrieben, fünf mittels zirkulierender Wirbelschicht [Hermann und Goldau, 2004]. In Rheinland-Pfalz existieren keine größeren Kohlekraftwerke.

Insgesamt wurden 2004 ca. 666.000 t TS Klärschlamm mitverbrannt [Hermann und Goldau, 2004].

4.3.5.3 Wichtige Kriterien:

Inputmaterial (Klärschlamm)

- Technische Kriterien

Der Klärschlammanteil als Zusatzbrennstoff in Kohlekraftwerken beträgt meist unter 5%, da oft nicht genügend Restwärme für die Trocknung zur Verfügung steht. Die Nutzbarkeit der Asche kann durch den Klärschlammeneinsatz eingeschränkt werden und die Vorgaben für die Rauchgasreinigung können dann eventuell nicht eingehalten werden [Steier, 2006]. Das Mitverbrennen von größeren Mengen Klärschlamm kann außerdem Probleme beim Mahlverhalten der Kohlemühle sowie beim Zünd- und Ausbrandverhalten verursachen. Eine unerwünschte Belagbildung im Kessel ist möglich und es besteht die Gefahr einer Hochtemperaturkorrosion durch Salze im Klärschlamm [Steier, 2006].

Da insbesondere der Kalkanteil im Klärschlamm, der durch die Wasserhärte des Trinkwassers beeinflusst wird, den Schmelzpunkt der Asche erniedrigt, ist sicherzustellen, dass es zu keinen Anbackungen im Brennkessel kommt [Böhmer et al. 2001; Steier, 2006].

Der Klärschlamm sollte auf 25 bis 35 % TS-Gehalt vorentwässert oder auf 90% TS-Gehalt getrocknet sein. Problematischer sind teilgetrocknete Schlämme, da sie weder gepumpt, noch pneumatisch transportiert werden können. Für sie müssen gesonderte Fördereinrichtungen installiert werden. Die Zusammensetzung des Mahl- und Brenngutes sowie der Durchsatz der Mühlen und der Verbrennungsanlage sollten möglichst gleichförmig sein. Auch aus diesem Grund müssen Förder- und Dosiereinrichtungen den vorhandenen Gegebenheiten sehr individuell angepasst werden. Der Heizwert sollte nicht unter 11 MJ/kg liegen [Steier, 2006].

Weiterhin sind logistische Gesichtspunkte zu beachten. Kraftwerksbetreiber ziehen es aus organisatorischen Gründen vor, mit nur einem Vertragspartner zur Klärschlammmanlieferung in Kontakt zu stehen (z. B. einem Zwischenhändler) (vgl. Kapitel 3.2) [Schückes, 2006].

Die Zwischenspeicherkapazität sollte mindestens zwei Tage betragen, um Schwankungen sowohl der Verbrennungskapazität als auch des Schlammfalls der Kläranlagen ausgleichen zu können. Daher sind Annahmehallen oder Kipphallen vorzusehen. Der Vorteil eines Annahmehallen liegt darin, dass eventuelle Störstoffe dem Anlieferer zuzuordnen sind. Je nach Aufgabetechnik und vorhandenen Fördersystemen können Fremdkörper Betriebsstörungen verursachen [Steier, 2006].

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Nach 17. BImSchV darf der Anteil an Abfallbrennstoffen 25 % nicht überschreiten.

- Ökonomische Kriterien

In [Leschber et al., 1996] werden Kosten für die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken für den Ruhrverband der Höhe von **550 bis 700 €/t TS** genannt, wobei die Kosten für Entwässerung, Trocknung und Transport enthalten sind.

[Quicker und Faulstich, 2005] werteten verschiedene Literaturangaben aus. Die Mitverbrennung von entwässertem Klärschlamm in Kohlekraftwerken kostet demnach **200 bis 615 €/t TS**, von getrocknetem Schlamm **300 bis 700 €/t TS**. Beispielfhaft sind mögliche Gesamtkosten in folgender Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 4-11: Kosten der Klärschlammmitverbrennung in Kohlekraftwerken [Quelle: Quicker und Faulstich, 2005]

Verfahrensschritt	Spannweite Beispiel 1 [€/t TS]	Spannweite Beispiel 2 [€/t TS]
Entwässerung	110 - 220	90 - 180
Transport	Inkl.	20 - 115
Verbrennung	190 - 330	180 - 320
Summe	300 - 550	290 - 615

Outputmaterial (Asche, Schlacke, Flugasche)

- Technische Kriterien

Je nach Verfahren und abhängig von der Feuerraumtemperatur, fällt die Asche staubförmig oder als Schlacke bzw. gemeinsam mit dem Rauchgas als Flugasche an. Bei der Mitverbrennung von Klärschlamm erhöht sich der Gesamtascheanteil je nach eingesetzter Klärschlammmenge. Werden 5 bis 25 % Klärschlamm mitverbrannt, kann es im Vergleich zu einer reinen Kohlefeuerung zu einer Verdoppelung bis Verfünffachung der Aschemenge kommen [Böhmer et al., 2001].

Feste Rückstände aus der Mitverbrennung von Klärschlämmen weisen zum Teil, im Vergleich zu Rückständen aus der reinen Kohleverbrennung, höhere Schwermetallgehalte auf. Die Eluierbarkeit von Schadstoffen kann jedoch durch Verfestigung der Asche durch hydraulische Abbindereaktionen verringert werden [Böhmer et al., 2001].

Aschen oder Schlacken können je nach Schadstoffgehalt deponiert oder verwertet werden (vgl. auch Abbildung 4-18). Die Aschen aus der Braunkohlefeuerung werden überwiegend deponiert, Aschen aus der Steinkohlefeuerung auch im Straßenbau oder der Zementindustrie verwertet [Schückes, 2006].

Flugasche entsteht in so genannten Trockenfeuerungsanlagen. Hier wird die auf < 90 µm aufgemahlene Kohle bei rund 1.200 °C in den Kessel eingeblasen und verbrannt. Aufgrund der relativ niedrigen Temperatur im Kessel wird die Asche nicht flüssig, sondern lediglich angeschmolzen. 85% bis 90% dieser Aschepartikel werden mit dem Rauchgasstrom mitgerissen. Dort kühlen die Partikel ab und bilden kugelförmige, überwiegend amorphe Partikel, die Steinkohlenflugasche, die z. B. als Zuschlagstoff für Beton verwendet werden kann. Über mehrstufige Elektrofilter

wird die Steinkohlenflugasche vom Rauchgas getrennt und über Förderleitungen in Silos transportiert (siehe auch Abbildung 4-33). Die übrigen 10% bis 15% der gesinterten Partikel verkleben miteinander und fallen aufgrund ihres Gewichts zum Kesselboden und von dort in ein Wasserbad. Dieses Material nennt man Kesselsand [Steag, o. J.]. Die Entsorgung erfolgt analog zur Asche bzw. Schlacke.

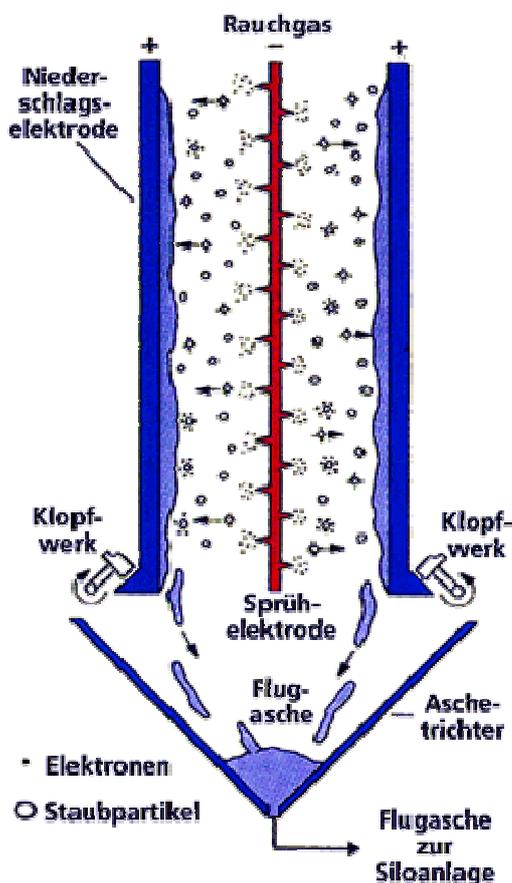


Abbildung 4-33: Schnitt durch einen Elektrofilter [Quelle: GKM AG, 2000b]

Flugasche wird zunehmend in der Zementindustrie eingesetzt. 2005 wurden 4,25 Mio. t Flugasche aus der Steinkohleindustrie mit guter Absatzprognose vermarktet [BVK, 2006]. Der Anteil an Flugasche in einem Fertigbeton beträgt zum Teil 22 % [Steag, 2006a] im Zement.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Bei der Ablagerung oder Verwertung der Asche, der Schlacke und der Filterstäube sind die Deponiev sowie die Ablagerungsv zu beachten.

Wird Flugasche in der Zementindustrie eingesetzt, so ist die neu überarbeitete DIN EN 450-2:2005, „Flugasche für Beton“ zu beachten. Der Klärschlammanteil darf danach nicht höher als 5 % bezogen auf den Brennstoff sein. Der Gehalt verschiedener Schwermetalle im eingesetzten Klärschlamm muss unterhalb der Vorgaben der AbfKlärV liegen und der Gehalt an Phosphor (ausgedrückt als P_2O_5) bezogen

auf den Aschegehalt des Klärschlammes darf 25 Gew.-% nicht überschreiten [Bauregelliste, 2003].

Da Flugasche bei der Zementherstellung dem Produkt erst nach der Klinkerherstellung und -aufmahlung beigefügt wird, werden zum einen natürliche Rohstoffe, die abgebaut werden müssten, substituiert, zum anderen der CO₂-Ausstoß insgesamt niedriger [Steag, 2006a]. Beide Aspekte sind ökologisch positiv zu bewerten.

- Ökonomische Kriterien

Auf die Entsorgungskosten für Asche, Schlacke und Filterstäube wurden bereits an anderer Stelle (vgl. Tabelle 4-10) eingegangen. Der Absatzmarkt für Flugasche gerade aus Steinkohlewerken entwickelt sich seit 2002 wieder positiv (siehe Abbildung 4-34). Ein Arbeitskreis „Kraftwerksnebenprodukte“ der [VGB, o. J.] beschäftigt sich unter anderem intensiv mit der Verwendung von Flugasche im Betonbau.

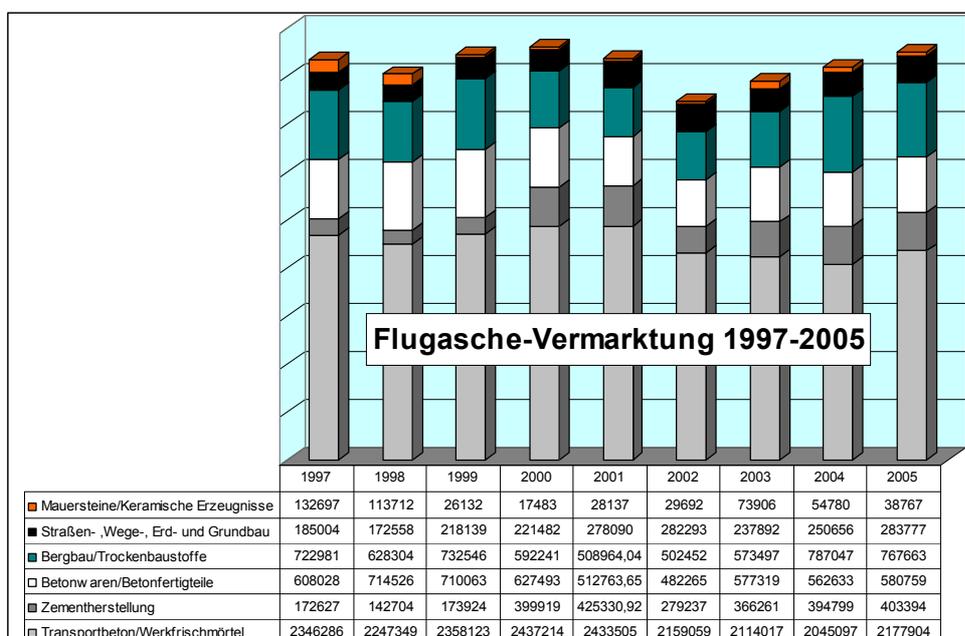


Abbildung 4-34: Flugaschevermarktung 1997 - 2005 [Quelle: BVK, 2005]

Im Großkraftwerk Mannheim wurden 2001 1,4 Mio. € für den Verkauf von Flugasche und Gips erzielt bei einem Einsatz von etwa 2,84 Mio. t überwiegend Steinkohle [GKM AG, 2001].

Outputmaterial (Luft)

- Technische Kriterien

Klärschlamm weist bezüglich einiger Schadstoffe im Vergleich zu Kohle höhere Konzentrationen auf (vgl. auch Tabelle 4-1). Diese liegen nach der Verbrennung teilweise in gasförmiger Form vor und befinden sich somit im Rauchgas. Die Auswirkungen der einzelnen Stoffe wurden verschiedentlich veröffentlicht und in [Böh-

mer et al., 2001] zusammengetragen. Da das Verhalten der meisten Stoffe sowohl bei der Verbrennung als auch bei der Rauchgasreinigung wiederum vom Vorhandensein anderer Inhaltsstoffe beeinflusst wird, sind die Ergebnisse nicht eindeutig. Die CO-Emissionen erhöhen sich geringfügig. Der Gehalt an SO₂ im Rohgas ist ebenfalls erhöht, aufgrund der vorhandenen Systeme zur Entschwefelung der Rauchgase sind die Konzentrationen im Reingas jedoch nicht zwangsläufig signifikant. Vermehrte Stickoxide im Rohgas können durch geeignete feuerungstechnische Maßnahmen verhindert werden. Dioxin- und Furanbildung kann durch geeignete feuerungstechnische Maßnahmen sowie bei der Rauchgasabkühlung vermieden werden. Die Konzentration an anorganischen Halogenverbindungen wird jedoch erhöht im Rauchgas festgestellt und ist insbesondere ein Faktor für die Hochtemperaturkorrosion [Böhmer et al., 2001].

Quecksilber, wie auch andere leichtflüchtige Schwermetalle (z. B. Se, Cd und As) finden sich durch die hohen Verbrennungstemperaturen nahezu vollständig in der Gasphase wieder und erhöhen somit die Konzentration dieser Stoffe im Rohgas [Böhmer et al., 2001]. Das Verhalten von Quecksilberemissionen bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlestaubfeuerungen, unter besonderer Berücksichtigung des gasförmigen Anteils, wurde eingehend untersucht [Hein et al., 2001]. Bei einer hohen Klärschlammzugabe (Mitverbrennungsanteil 19 %) wurde eine Zunahme des partikelgebundenen Anteils des Quecksilbers festgestellt. Bei niedrigerem Anteil (3,8 %) liegt Quecksilber überwiegend gasförmig vor und kann in einem DeNO_x-Katalysator oxidiert, an die Flugasche adsorbiert und anschließend in einer nachgeschalteten Nasswäsche abgeschieden werden. Der partikelgebundene Anteil wird im Elektrofilter abgeschieden und befindet sich somit im Filterstaub [Hein et al., 2001].

Kohlekraftwerke verfügen über gut funktionierende und gut überwachte Abgasreinigungsanlagen. Als Beispiel ist die Rauchgasreinigung des Kohlekraftwerkes Altbach-Deizisau beschrieben [EnBW, o. J.].

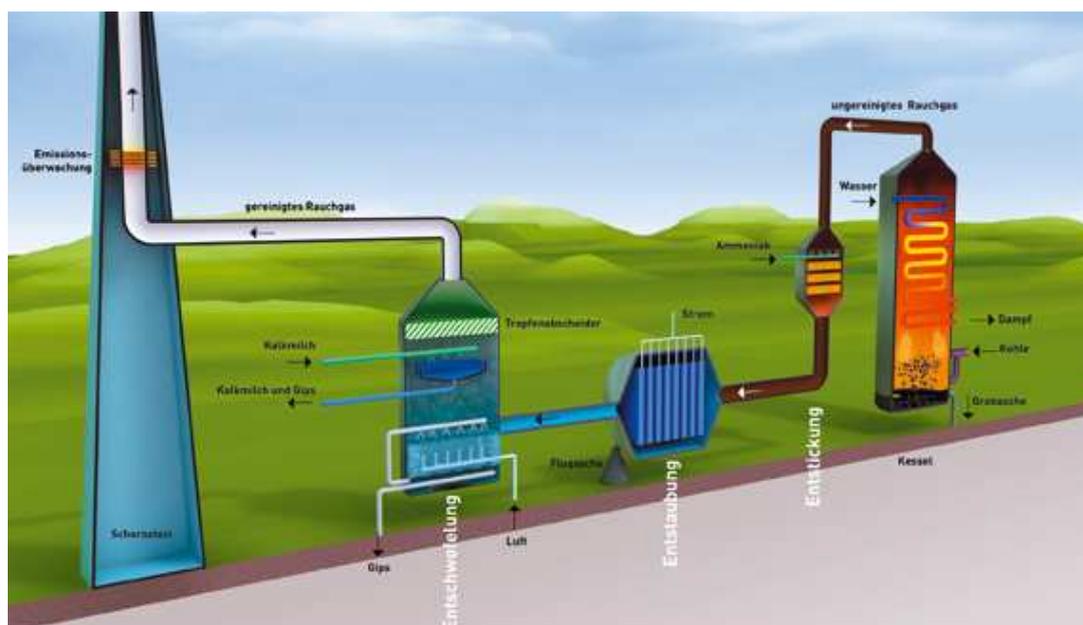


Abbildung 4-35: *Prinzipskizze Rauchgasreinigungsanlage des Kohlekraftwerks Altbach-Deizsau [Quelle: EnBW, o. J.]*

1. Entstickung: Die Stickoxide im Rauchgas werden zusammen mit Ammoniak in einem Katalysator (meist Vanadium oder Titan) zu unschädlichem Stickstoff und Wasser umgewandelt. So lässt sich der NO_x -Gehalt um rund 90 Prozent verringern.

2. Entstaubung: Elektrostatische Filter ziehen die Staubteilchen aus den Abgasen heraus. Sie laden sich negativ auf und lagern sich dann am positiven Pol des Filters ab. In Altbach gelingt es, 99,9 % des Staubs aus dem Rauchgas zu entfernen. Die gesammelte Flugasche findet überwiegend in der Bauindustrie (Zementherstellung) Verwendung.

3. Entschwefelung: Bei dem angewandten Waschverfahren wird das Rauchgas durch „Kalkmilch“ geleitet. Dabei verbindet sich das Schwefeldioxid mit Kalziumkarbonat und wandelt sich schließlich in Kohlendioxid und Kalziumsulfat um, zu Gips, der dann als Baustoff verwendet werden kann. Der SO_2 -Rückhaltegrad übersteigt 90 Prozent.

So gereinigt verlässt das Rauchgas das Kraftwerk schließlich durch den 250 Meter hohen Schornstein. Die Konzentrationen dieser Emissionen im Rauchgas werden kontinuierlich gemessen und kontrolliert. Zusätzlich werden die Messergebnisse online an die Überwachungsbehörde übermittelt.

- Rechtliche und ökologische Kriterien

Die Vorgaben der 13. BImSchV müssen eingehalten werden bzw. der 17. BImSchV für den Rauchgasanteil des Klärschlammes.

Klärschlamm kann aufgrund seiner Herkunft aus kurzzeitigen Kreisläufen als weitgehend CO_2 -neutral angesehen werden. Bei der Verbrennung entstehen somit kei-

ne zusätzlichen Treibhausgase. Die CO₂-Bilanz eines Kraftwerkes wird durch Klärschlammeinsatz positiv beeinflusst.

- Ökonomische Kriterien

Ob Zusatzeinrichtungen bei der Rauchgasreinigung erforderlich sind, hängt stark vom Einzelfall ab und muss individuell geprüft werden [Böhmer et al., 2001].

4.3.5.4 Fazit

Das Mitverbrennen von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken stellt eine energetische Verwertung dar. Das Verfahren ist technisch ausgereift und in Deutschland werden bereits in über 25 Kraftwerken Klärschlamm mitverbrannt (2004 ca. 666.000 t TS Klärschlamm mit steigender Tendenz). Das Interesse der Kohlekraftwerke zur Mitverbrennung von Klärschlämmen ist zurzeit aus wirtschaftlichen Gründen und den sich ergebenden Möglichkeiten des Emissionshandel (CO₂) vorhanden. Es werden weitere Kapazitäten geschaffen, wobei die technischen Voraussetzungen meist vorhanden sind, jedoch die rechtlichen Genehmigungen oft noch erwirkt werden müssen.

Nachteil ist, wie auch bei den anderen Mitverbrennungsmöglichkeiten, dass sich Klärschlamm als **ein** Material in einem großen Markt von anderen Sekundärbrennstoffen bewegt und dadurch eine absolute Entsorgungssicherheit nicht gegeben ist.

Vorteil ist, dass die **Kosten**, wenn räumliche Nähe gegeben ist, mit **200 bis 700 €/t TS** inklusive Vorentwässerung und Transport im Vergleich zu den anderen thermischen Behandlungsarten sehr gering sind, da eine Trocknung des Klärschlammes nicht zwingend erforderlich ist.

4.3.6 Mitverbrennung in Biomassekraftwerken

Um im Interesse des Klima- und Umweltschutzes den Beitrag erneuerbarer Energien zur Stromerzeugung zu erhöhen wurde 2000 das Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien [EEG, 2000] erlassen. Dieses Gesetz regelt die Abnahme und die Vergütung von aus erneuerbaren Energiefraktionen produziertem Strom, wozu auch Strom aus Biomasse in Biomassekraftwerken zählt.

In der Biomasseverordnung [BiomasseVO, 2005] wird geregelt, welche Stoffe in einem Biomassekraftwerk verbrannt werden dürfen, um im Sinne des EEG den erzeugten Strom vergütet zu bekommen. Klärschlamm gehört nach § 3 Abs. 6 BiomasseVO nicht zu den vergütbaren Stoffen, wobei einer Mitverbrennung technisch nichts entgegen steht, insbesondere da die meisten Kraftwerke bereits eine Vielzahl an Stoffgemischen mitverbrennen und mit einer guten Abgasreinigung nach 17. BImSchV ausgestattet sind.

4.3.6.1 Beschreibung des Prinzips

In einem Biomassekraftwerk wird Strom und/oder Fernwärme durch die Verbrennung von Biomasse erzeugt. Wird nur Wärme erzeugt, spricht man von Biomasseheizwerk. Wird neben Wärme auch Strom abgegeben handelt es sich um ein Biomasseheizkraftwerk.

Beispielhaft wird das Biomassekraftwerk Mannheim näher beschrieben (vgl. auch Abbildung 4-36). In diesem Kraftwerk wird überwiegend Holz verbrannt. Der Brennstoff Holz wird auf dem Holzlagerplatz zwischengelagert und in der Holzaufbereitungsanlage aufbereitet. Nach der Aufbereitung, die im Wesentlichen aus einer Zerkleinerung des Holzes und einer Abtrennung von unerwünschten Begleitstoffen besteht, wird das aufbereitete Holz in einem Silo mit 5.000 m³ Inhalt zwischengelagert. Von dort aus wird es in einen beim Kesselhaus befindlichen Vorlagebehälter gefördert und gelangt über eine Schurre auf den Verbrennungsrost zur Verbrennung.

Die freigesetzte thermische Energie wird in einem Hochdruckdampfkessel (65 bar, 450 °C) zur Dampferzeugung genutzt. Dieser Dampf treibt eine Kondensationsturbine an, die über einen Generator Strom erzeugt. Das dabei anfallende Kondensat wird erneut dem Kessel zugeführt.

Die Abscheidung von Stickoxiden (NO_x) im Abgas erfolgt nach dem sogenannten SNCR-Verfahren (Selektive nichtkatalytische Reduktion) im Kessel des Biomassekraftwerks. Anschließend wird das aus dem Kessel austretende Abgas in einem Zyklon vorentstaubt und danach unter Zugabe von Kalkhydrat und Aktivkoks in einem Gewebefilter von Schadgasen, Staub und Schwermetallen entsprechend den Anforderungen der 17. BImSchV gereinigt. Das gereinigte Abgas wird über einen 80 m hohen Schornstein abgeleitet.

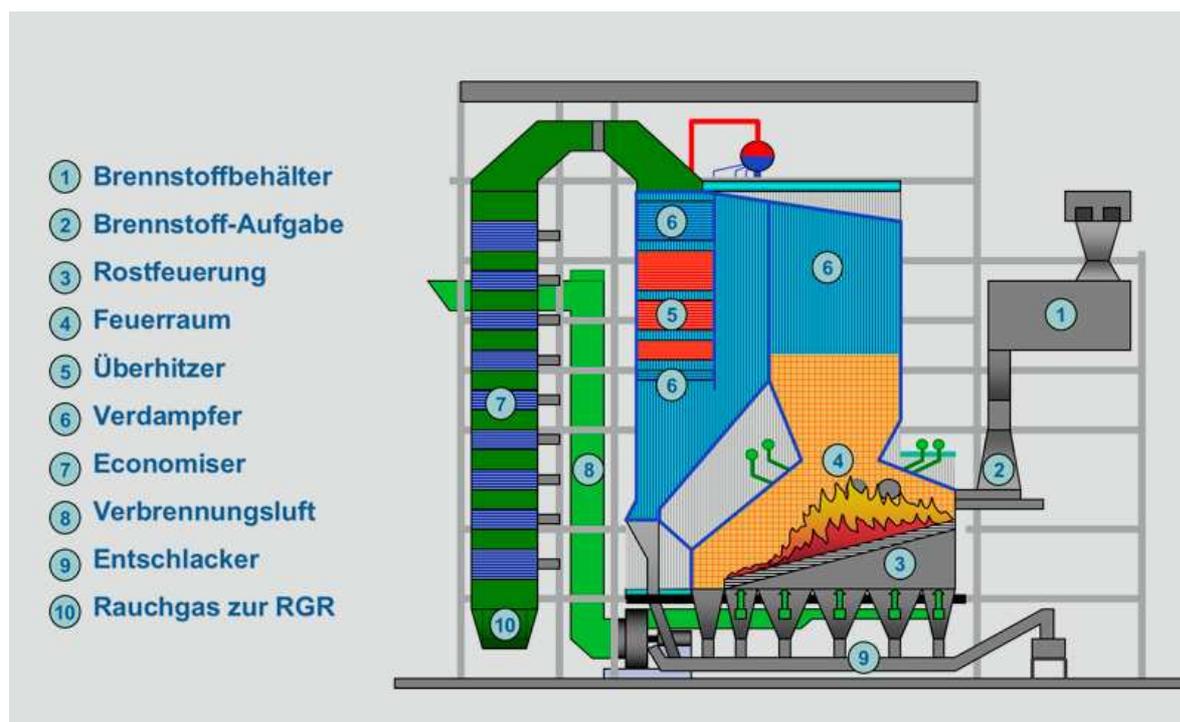


Abbildung 4-36: *Prinzipskizze Biomassekraftwerk [Quelle: Standardkessel GmbH, o. J.c]*

4.3.6.2 Realisierte Anlagen in Deutschland

Da die Stromerzeugung aus Biomasse subventioniert wird, sind in den letzten Jahren einige Biomassekraft- oder -heizkraftwerke gebaut worden, so zum Beispiel auf der Deponie Kapiteltal in Kaiserslautern. In der Nähe von Rheinland-Pfalz werden Biomassekraftwerke in Mannheim, in Wiesbaden sowie in der Deponie Wicker im Rhein-Main-Gebiet betrieben.

4.3.6.3 Fazit Mitverbrennung Biomasseheizkraftwerke

Das Mitverbrennen von Klärschlämmen in Biomasseheizkraftwerken stellt technisch kein Problem dar. Da aber eine Vergütung von aus Klärschlamm produzierten Gas in Biomasseheizkraftwerken im EEG nicht vorgesehen ist, spielt dieser Entsorgungsweg bislang keine große Rolle.

4.4 Fazit zur thermischen Behandlung von Klärschlamm

Klärschlamm wird zunehmend, trotz seines vergleichsweise geringen Heizwertes, als Brennstoff eingesetzt. Dies liegt vor allem begründet in dem seit 2005 herrschenden Deponierungsverbotes für Abfälle mit einem Glühverlust $> 5\%$ und der dadurch einhergehenden Notwendigkeit zur thermischen Behandlung, sofern eine bodenbezogene Verwertung nicht möglich ist. Klärschlamm wird aber auch als Ersatzbrenn- oder -rohstoff vor allem in Kohlekraftwerken und in der Zementindustrie eingesetzt, steht dort aber in starker Konkurrenz zu höherkalorischen Brennstoffen. Ein weiterer Vorteil ist, dass Klärschlamm aufgrund seiner Herkunft aus kurzzeitigen Kreisläufen als weitgehend CO_2 -neutral angesehen werden kann. Bei der Verbrennung entstehen somit keine zusätzlichen Treibhausgase.

Die thermische Behandlung von Klärschlamm als Überbegriff schließt verschiedene Behandlungsvor- oder -zwischenstufen wie Entwässerung, Trocknung oder Transport mit ein. Kernpunkt der thermischen Behandlung sind die weitergehenden Verfahren wie Monoverbrennung, -vergasung oder Mitverbrennung.

Es existiert jeweils eine große Vielzahl an Einzelverfahren, die abhängig von den technischen und ökonomischen Randbedingungen in verschiedenen Ausführungsformen angewendet werden. Daraus folgt, dass keine Standardtechnik oder -kombination benannt werden kann.

Trotz aller Unterschiede in der Verfahrenstechnik der thermischen Klärschlammbehandlung kristallisieren sich folgende Schwerpunkte heraus:

- 1) Mitverbrennung in Kohlekraftwerken von entwässertem und ggf. getrocknetem Klärschlamm
- 2) Mitverbrennung in Zementwerken von getrocknetem Klärschlamm
- 3) Monoverbrennung oder -vergasung, dezentral oder in industrieller Anlage, vorwiegend von getrocknetem Klärschlamm.

5 Bewertung innovativer Ansätze zur Klärschlamm Entsorgung

Ein weiterer Schwerpunkt dieser Studie ist die Beschreibung und teilweise die Bewertung innovativer Technologien und Verfahren innerhalb der Klärschlammbehandlung. Diese betreffen zum einen Vorbehandlungsverfahren, die in Kapitel 5.1 erläutert werden. In Kapitel 5.2 werden Techniken zur weitergehenden Behandlung von Klärschlämmen, insbesondere thermische Verfahren, beschrieben. In Kapitel 5.3 werden verschiedene Verfahren zur Phosphorrückgewinnung erläutert, hierbei wird unterschieden in Rückgewinnungsverfahren aus dem Abwasser, dem Klärschlamm, aus Prozesswässern und der Asche aus einer Klärschlammverbrennung.

Die beschriebenen Techniken unterscheiden sich von den zuvor behandelten darin, dass sie sich noch im Forschungs- oder Pilotprojektstatus befinden und noch nicht den Stand der Technik darstellen. Zum anderen werden Verfahren, die bereits bei anderen technischen Fragestellungen Stand der Technik sind, vorgestellt, die für die Klärschlammbehandlung angepasst, weiterentwickelt oder optimiert werden. Auch sind Verfahren darunter, deren Anwendung auf die Klärschlammbehandlung theoretisch denkbar ist, oder die sogar in Einzelfällen großtechnisch ausgeführt wurden, sich aber aus wirtschaftlichen oder technischen Gründen nicht durchgesetzt haben.

Die Kapitel sind so aufgebaut, dass zunächst das Prinzip der Verfahren erläutert wird. Anschließend wird der jeweilige Forschungsstand dargestellt und z. T. realisierte Projekte beschrieben. Eine Beurteilung der Wirtschaftlichkeit und der Relevanz des jeweiligen Verfahrens für die Klärschlamm Entsorgung mündet zuletzt in einem Fazit.

5.1 Vorbehandlungsverfahren

Neben den „klassischen“ Klärschlammensorgungs- und -verwertungsverfahren existiert noch eine Reihe weiterer Behandlungsverfahren, die in unterschiedlichem Ausmaß diskutiert bzw. realisiert worden sind. Es handelt sich dabei um Vorbehandlungsverfahren, welche den Klärschlamm teilweise in seinen Eigenschaften verändern, aber keine Entsorgungslösung im eigentlichen Sinn darstellen. Darüber hinaus haben diese Verfahren keinen bedeutenden Anteil an der Klärschlammbehandlung.

Kapitel 5.1 bietet im Rahmen dieser Studie eine Zusammenstellung der in der Diskussion befindlichen Ansätze zur Vorbehandlung von kommunalen Klärschlämmen. Alle Techniken bzw. Verfahren werden hinsichtlich ihrer Bedeutung für Deutschland insgesamt und Rheinland-Pfalz im Speziellen erörtert und auf ihre Wirtschaftlichkeit geprüft.

Betrachtet werden die Vergärung von Klärschlamm in Co-Fermentationsanlagen kommunaler Kläranlagen bzw. die Mitvergärung in landwirtschaftlichen Biogasanlagen sowie darüber hinaus die Klärschlammintegration.

5.1.1 Vergärung von kommunalen Klärschlämmen

Im Rahmen dieser Studie soll bei den Vorbehandlungsverfahren insbesondere die Vergärung von kommunalen Klärschlämmen untersucht werden. Für diesen Behandlungsprozess wurden zwei Möglichkeiten betrachtet: die Vergärung von kommunalen Klärschlämmen in den Faultürmen von kommunalen Kläranlagen und die Mitvergärung in landwirtschaftlichen Biogasanlagen.

Bei der **Vergärung in den Faulbehältern von kommunalen Kläranlagen** kann der in der Kläranlage anfallende Klärschlamm (Grundsubstrat) gemeinsam mit Bioabfällen (Co-Substrat) vergoren und das entstehende Faulgas zur Energiegewinnung genutzt werden. Die verwendeten Co-Substrate (z. B. Bioabfälle, Speisereste) werden beispielsweise von Industriebetrieben an die Kläranlagen abgegeben. Kapitel 5.1.1.1 beschäftigt sich ausführlich mit diesem Thema und gibt den aktuellen Stand der Entwicklungen wider.

Bei der **Mitvergärung von Klärschlamm in landwirtschaftlichen Biogasanlagen** stellt nicht der Klärschlamm, sondern in den meisten Fällen Gülle, das Grundsubstrat dar. Klärschlamm könnte hier theoretisch als Co-Substrat dienen. Kapitel 5.1.1.2 zeigt den derzeitigen Stand dieser Behandlungsmethode in der Praxis.

Die Mitvergärung generell ist eine Sonderform der anaeroben Stabilisierung von Klärschlamm. Unter anaerober Stabilisierung bzw. Faulung (Fermentation) versteht man den biologischen Abbau organischer Stoffe durch Methanbakterien in einem kontinuierlichen Vorgang [Mudrack et al., 1996, S. 157 f.]. Die anaerobe Zersetzung des Rohschlamm bewirkt dabei eine wesentliche Volumenabnahme durch den Abbau organischer Substanz. Als Produkt der Faulung entsteht Faulgas, welches auch als Klärgas bezeichnet wird. Es besteht größtenteils aus Methan (CH_4), Kohlendioxid (CO_2) und geringen Mengen an CO , N_2 , O_2 , H_2S und anderen Stoffen. Weitere Produkte der Faulung sind Faulschlamm und ammoniakhaltiges (NH_3) Schlammwasser.

Die anaerobe Stabilisierung von Klärschlamm ist in Deutschland vor allem bei größeren Kläranlagen gängige Praxis. Laut [DWA, 2005a] führen 35% der deutschen Kläranlagen eine Stabilisierung von Klärschlamm mittels einer Faulung durch. Nach behandelten Einwohnerwerten betrachtet werden sogar mehr als 75% des anfallenden Schlammes einer Faulung zugeführt. In Rheinland-Pfalz wurde nach Angaben von [StLA RLP, 2006] im Jahr 2004 in ca. 29% der kommunalen Kläranlagen eine anaerobe Stabilisierung angewandt.

Das bei der Fermentation entstehende Gas kann zur Energiegewinnung in Form einer Verstromung z. B. im Blockheizkraftwerk genutzt werden. Nach [DWA, 2005a] nehmen 41% der Kläranlagen, die eine Faulung durchführen, auch die Möglichkeit der Verstromung des Gases wahr.

5.1.1.1 Klärschlammbehandlung und Co-Vergärung in den Fermentationsanlagen kommunaler Kläranlagen

Beschreibung des Prinzips

Die Fermentation von Klärschlamm auf kommunalen Kläranlagen ist ein weit verbreitetes und gängiges Verfahren. Dabei werden zunehmend auch Co-Substrate eingesetzt. Die Co-Vergärung von Klärschlamm mit Substraten wie Bioabfällen, zum Zweck der gezielten Erzeugung von Biogas, ist im Vergleich zur reinen anaeroben Klärschlammfaulung ein recht junges Konzept.

Bei der Co-Vergärung werden geeignete Bioabfälle nach der Aufbereitung (Zerkleinerung, Abscheidung von Störstoffen) entweder gemeinsam mit dem Klärschlamm oder als separater Stoffstrom in die Faulbehälter eingespeist und durchlaufen dann die gesamte, bereits auf der Kläranlage installierte, Schlammbehandlung [Schmelz, 2003]. Abbildung 5-1 verdeutlicht den genauen Verfahrensablauf. Je nach Art des als Co-Substrat verwendeten Bioabfalls (flüssig, fest) müssen ggf. Annahme- und Aufbereitungseinrichtungen auf der Kläranlage nachgerüstet werden.

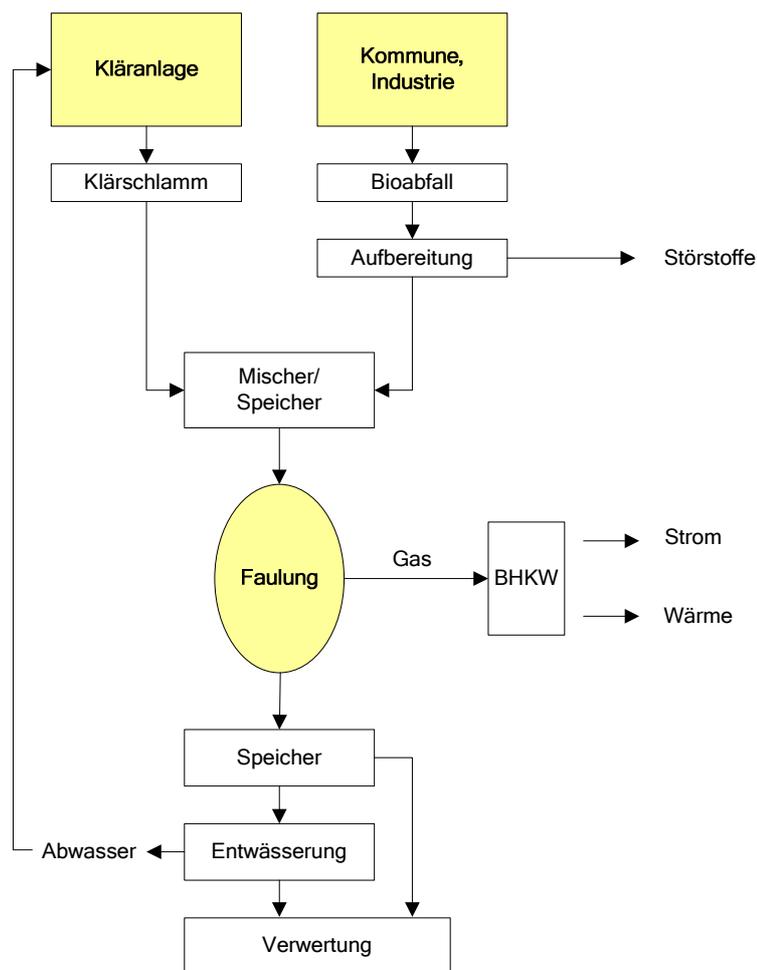


Abbildung 5-1: Verfahrensablauf der Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen mit Verstromung im Blockheizkraftwerk [Quelle: Schmelz, 2003]

Laut [Schmelz, 2003] verfügen viele Kläranlagen über Kapazitätsreserven bei den Faulbehältern, die sich für eine Mitbehandlung von Bioabfällen anbieten würden. Diese Kapazitätsreserven sind je nach Jahreszeit bzw. Saison und Rohschlammanfall der Kläranlage veränderlich. Bei Spitzenschlammanfällen steht demzufolge weniger freies Volumen für eine Mitbehandlung von Bioabfällen zur Verfügung.

Bioabfälle sind für eine Co-Vergärung mit Klärschlamm geeignet, wenn sie:

- vergärbar,
- zerkleinerbar (falls notwendig),
- in den Klärschlamm einmischbar,
- pumpbar und
- weitgehend schadstofffrei sind.

In Tabelle 5-1 werden Beispiele für Bioabfälle, die für eine Co-Vergärung mit Klärschlamm grundsätzlich geeignet sind, genannt. Die Entscheidung über eine tatsächliche Eignung wird aber im Einzelfall getroffen. Besonders bedeutend für eine Mitvergärung sind dabei Fettsäureinhalte und andere fetthaltige Schlämme, da diese die Gasproduktion deutlich stei-

gern können und in relativ großen Mengen anfallen. Die in Tabelle 5-1 aufgeführten möglichen Einsatzstoffe aus Gewerbe und Industrie werden in der Praxis bisher hauptsächlich zu Tierfutter verarbeitet [Schmelz, 2003]. Durch das Auftreten von Tierseuchen wie Schweinepest, ist die Verarbeitung von überlagerten Nahrungsmitteln und Speiseresten zunehmend in die Kritik geraten.

Tabelle 5-1: Bioabfälle, die sich grundsätzlich zur Co-Vergärung mit Klärschlamm eignen [Quelle: Schmelz, 2002]

Abfallbeschreibung	Herkunft
Getrennt gesammelte Bioabfälle	Private Haushalte (Biotonne)
Fettabscheiderinhalte; Flotate aus der Fleisch- und Fischverarbeitung	Schlachtereien, Fleischverarbeitung, Kantinen, Großküchen, Lebensmittelindustrie
Überlagerte Lebensmittel (z. B. aus der Milchverarbeitung, Back- und Süßwaren)	Herstellung, Handel
Speisereste, Küchenabfälle	Kantinen, Großküchen, Restaurants
Stärkeschlamm, Schlamm aus der Speisefettfabrikation, Melasserückstände, Rückstände aus der Kartoffel- und Maisstärkeherstellung	Nahrungsmittelverarbeitung, Konservenherstellung, Zubereitung und Verarbeitung von Obst, Gemüse, Getreide, Speiseölen
Teigabfälle	Brotfabriken, Teigwarenherstellung
Obst-, Getreide- und Kartoffelschlempen; Schlamm aus Brauereien und Brennereien; Malz- und Hopfentreber; Hefe und hefeähnliche Rückstände	Herstellung alkoholischer und alkoholfreier Getränke, Alkoholbrennereien
Marktabfälle	Groß- und Wochenmärkte

Generell ist bei der Mitbehandlung von Bioabfällen in Faulbehältern auf Kläranlagen folgendes zu beachten [Schmelz und Reipa, 2005]:

- Die Co-Substrate sollten grundsätzlich möglichst gleichmäßig zugegeben werden, um Stoßbelastungen zu vermeiden.
- Die Biozönose des Faulbehälters sollte an neue Co-Substrate langsam gewöhnt (adaptiert) werden. Die Zugabemenge kann dann schrittweise gesteigert werden.
- Die Co-Substrate sollten möglichst homogen sein und ggf. schon vor der Zugabe in den Faulbehälter mit dem Rohschlamm gemischt werden.

Durch die anaerobe Stabilisierung von Klärschlamm in Faulbehältern entsteht Faulgas, welches mit Hilfe eines Blockheizkraftwerks in elektrische und thermische Energie umgewandelt werden kann (siehe auch Abbildung 5-1). Elektrizität und Wärme lassen sich auf der Kläranlage gut für den Betrieb der Aggregate bzw. für die Beheizung des Faulbehälters und der Betriebsgebäude nutzen. Bei üblichen kommunalen Kläranlagen können so ca. 30 bis 50% des Eigenbedarfs an elektrischer Energie und fast 100% der benötigten Wärmeenergie erzeugt werden [Schmelz und Reipa, 2005]. Durch die Co-Vergärung von Klärschlamm mit Bioabfällen kann die Gaserzeugung so weit gesteigert werden, dass ein **energieautarker Betrieb der Kläranlage** möglich wird und überschüssige Energie ins öffentliche Netz oder an Dritte abgegeben werden kann.

Der bei der Co-Vergärung anfallende Faulschlamm wird nach seiner Entwässerung einer Verwertung, z. B. in der Landwirtschaft, zugeführt. Dabei ist zu beachten, dass der Faulschlamm als Klärschlamm im Sinne der AbfKlärV behandelt wird, solange nur eine untergeordnete Mitbehandlung (< 50%) des Co-Substrats stattfindet.

Realisierte Anlagen in Deutschland

In Deutschland und auch in Rheinland-Pfalz gibt es bereits einige Kläranlagen, die eine Co-Fermentation von Klärschlamm und Bioabfällen betreiben. Diese nehmen überwiegend industrielle Bioabfälle sowie fetthaltige Substrate an. Es existieren darüber hinaus bundesweit noch andere Kläranlagen, wo sporadisch Bioabfälle als Co-Substrat in Faulbehältern mitbehandelt werden.

Forschungsstand

Durch umfangreiche halbtechnische Versuche der Emschergenossenschaft/Lippeverband konnte nachgewiesen werden, dass bei der Co-Vergärung von Klärschlamm und bestimmten Bioabfällen [vgl. Schmelz, 2003]:

- ein höherer organischer Feststoffabbau festgestellt wurde als bei separater Behandlung beider Stoffströme;
- das Stabilisierungsergebnis, trotz zum Teil erheblicher Bioabfallzugabe, nicht negativ beeinflusst wurde;
- die Faulgasproduktion, je nach Bioabfallzugabe, um den Faktor zwei bis fünf gesteigert werden konnte;
- die Entwässerbarkeit des Faulschlammes sich durch die Bioabfallzugabe nur unwesentlich veränderte;
- die Rückbelastung der Kläranlage aus den Schlammwässern der Entwässerung nur geringfügig anstieg und das ausgefaulte Produkt schadstoffärmer, nährstoffreicher und pflanzenverträglicher ist, als herkömmliche ausgefaulte Klärschlamm (bei Verwendung von Biotonnen-Inhalten).

Darüber hinaus ergeben sich aus einer Mitbehandlung weitere positive Effekte. Es müssen beispielsweise keine neuen Abfallbehandlungsanlagen geplant, genehmigt und gebaut werden, da bereits akzeptierte und erschlossene Anlagenstandorte vorhanden sind. Außerdem leistet das Entgelt für die Mitbehandlung der Stoffe einen Beitrag zur Kostensenkung bei der Abwasserbeseitigung bzw. der Abfallentsorgung [DWA, 2005c].

Trotz aller positiven Effekte der Co-Vergärung werden bei [Schmelz und Reipa, 2005] auch Betriebsprobleme benannt, die auf Kläranlagen aufgetreten sind. Dazu gehören z. B.:

- Geruchsbelästigungen bei der Substratannahme,
- Ablagerungen an Rohrwänden (vor allem bei fetthaltigen Co-Substraten),
- Bildung von Schwimmdecken im Faulbehälter,
- Schäumen des Faulbehälters und
- der Anstieg der Ammoniumfrachten im Schlammwasser (bei stark eiweißhaltigen Co-Substraten).

Die Mitbehandlung von Co-Substraten in den Faulbehältern kommunaler Kläranlagen bedarf einer behördlichen Genehmigung. Da die Co-Vergärung aber noch kein weit verbreitetes Verfahren darstellt, taten sich sowohl die Antragsteller wie auch die Behörden anfangs schwer. Um Abhilfe zu schaffen wurde vom Land Nordrhein-Westfalen (unter Leitung von

LUA und MUNLV) das „Merkblatt zur Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen“ herausgegeben, welches sowohl rechtliche Anforderungen an die Mitbehandlung wiedergibt und auch stoffliche Anforderungen an die biogenen Abfälle nennt. Auch die DWA hat sich im Jahr 2005 in einem Arbeitsbericht zur rechtlichen Situation der Co-Vergärung geäußert.

Die wichtigsten Aussagen aus beiden Stellungnahmen sind [vgl. Schmelz und Reipa, 2005; DWA, 2005c]:

- Die Mitbehandlung von Abfällen in Kläranlagen erfordert eine Änderung der Einleitungserlaubnis. Die mitzubehandelnden Abfälle müssen zusätzlich in die Betriebszulassung bzw. die Einleiterlaubnis aufgenommen werden. Bei der Errichtung neuer Anlagen können die mitzubehandelnden Stoffe im Idealfall gleich mit in die Zulassung bzw. Einleitungserlaubnis aufgenommen werden.
- Die Zulassung eines Co-Substrats für die Vergärung soll für jeden Stoff gesondert betrachtet werden. Das oben genannte Merkblatt von LUA und MUNLV enthält allerdings bereits eine Positivliste mit Stoffen, die für eine Co-Fermentation grundsätzlich geeignet sind (siehe Tabelle 5-1). Diese Liste kann bei der Genehmigung als Entscheidungsgrundlage dienen.
- Die Überwachungswerte der wasserrechtlichen Erlaubnis müssen trotz Mitbehandlung sicher eingehalten werden und die Anforderungen des Anhangs 1 (Häusliches und kommunales Abwasser) der Abwasserverordnung erfüllt sein.
- Es darf durch den Einsatz der Co-Substrate zu keiner Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf kommen.
- Auf die Erteilung der Erlaubnis besteht kein Rechtsanspruch, aber der Antragsteller hat einen Anspruch auf fehlerfreie Ausübung des wasserwirtschaftlichen Ermessens.
- Das Einbringen von Bioabfällen in die Faulbehälter einer kommunalen Kläranlage stellt eine wesentliche Änderung der Abwasserbehandlungsanlage dar, für die eine Genehmigung erforderlich ist. Die Genehmigung wird dabei solange nach Wasserrecht erteilt, wie eine untergeordnete Mitbehandlung der Bioabfälle stattfindet, d. h. der Hauptzweck der Anlage nach wie vor die Behandlung des Klärschlammes ist. Überwiegt die Behandlung der Bioabfälle, handelt es sich um eine Abfallbehandlungsanlage, die dem BImSchG unterliegt.
- Bei der Mitbehandlung von Co-Substraten handelt es sich um eine stoffliche Verwertung, die ordnungsgemäß und schadlos zu erfolgen hat.
- Welche Schadstoffgrenzwerte von den eingebrachten Abfällen und dem als Output anfallenden Faulschlamm eingehalten werden sollen, wird unterschiedlich betrachtet. Das Merkblatt von LUA und MUNLV enthält diesbezüglich eine Vorgabe, die in Tabelle 5-2 zu sehen ist. Diese Vorgaben liegen deutlich unter den bisher gültigen Werten der AbfKlärV.
- Das Merkblatt von LUA und MUNLV hält es außerdem für erforderlich, eine ökologische Bewertung der Co-Vergärung im Vergleich zu alternativen Bioabfallbehandlungsverfahren (Öko-Bilanz) durchzuführen. Damit soll dem Grundsatz des § 6 Abs. 1 Satz 2 KrW-/AbfG Rechnung getragen werden, dass die besser umweltverträgliche Verwertung Vorrang genießt.

Tabelle 5-2: Schadstoffgrenzwerte für Bioabfälle zur Co-Vergärung nach den Vorgaben des „Merkblatt zur Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen“ im Vergleich zu den Grenzwerten der AbfKlärV [Quelle: Schmelz und Reipa, 2005]

Parameter	Grenzwert für Bioabfälle zur Co-Vergärung [mg/kg TS]	Grenzwert für eine Verwertung des Gärrückstands nach AbfKlärV [mg/kg TS]
Blei	80	900
Cadmium	2,0	10
Chrom	80	900
Kupfer	120	800
Nickel	60	200
Quecksilber	1,0	8,0
Zink	600	2.500
AOX	150	500

In der Praxis dient bisher das mehrfach angesprochene Merkblatt von LUA und MUNLV häufig als Entscheidungsgrundlage. In Rheinland-Pfalz wird die Co-Fermentation in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Bioabfälle und der sich anschließenden Art der Entsorgung des Gärrückstands im Einzelfall genehmigt.

Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeit der Co-Vergärung liegen, wegen des geringen großtechnischen Anlagenbestandes, wenig veröffentlichte Zahlen vor. Preise für eine Mitbehandlung und anschließende Verwertung von Bioabfällen auf kommunalen Kläranlagen lassen sich nur über eine Kostenrechnung ermitteln, die insbesondere die Investitionen für Annahme, Aufbereitung, Behandlung und Verstromung sowie die Entsorgungskosten für den ggf. zusätzlich anfallenden Klärschlamm enthalten muss [Schmelz, 2002].

In [Schmelz, 2002] werden beispielhaft Kosten für die Co-Vergärung auf verschiedenen kommunalen Kläranlagen aufgeführt, die aus verschiedenen Literaturquellen stammen (siehe Tabelle 5-3). Vergleichend werden die Kosten für konventionelle Bioabfallbehandlungsverfahren herangezogen.

Tabelle 5-3: Kosten der Co-Vergärung im Vergleich zu Kosten von konventionellen Bioabfallbehandlungsverfahren [Quelle: verändert nach Schmelz, 2002]

Anlagentyp	Durchsatz in t Bio/a	Kosten in Euro/t Bio
Co-Vergärung Kläranlage Baden-Baden *	5.000	ca. 56
Co-Vergärung Kläranlage Radeberg *	15.000	ca. 50
Kompostierung **	15.000	85-130
	30.000	80-110
Bioabfallvergärung **	10.000	125-185
	20.000	100-135
	30.000	85-110

Bio = Bioabfall, feucht

* inkl. Entsorgungskosten für zusätzlich anfallenden Klärschlamm

** in der Regel ohne Entsorgungskosten der Rückstände

Tabelle 5-3 zeigt, dass eine Co-Vergärung von Bioabfällen durchaus eine kostengünstige Vorbehandlungsmöglichkeit darstellt. Zusätzlich kann mit der Erhöhung des Durchsatzes das Kostenniveau nochmals gesenkt werden. In der Praxis wird dies aber wesentlich von den zur Verfügung stehenden Faulbehälterkapazitäten abhängen. Gegenüber den klassischen Behandlungsverfahren für Bioabfälle stellt sich die Co-Vergärung günstiger dar.

Im Rahmen der Co-Vergärung von Bioabfällen in Faulbehältern kommunaler Kläranlagen sind für den Betreiber insbesondere die Einnahmen durch die Entsorgung der Bioabfälle interessant. Deshalb sind Abfallstoffe für die sich höhere Entsorgungspreise (z. B. Bioabfälle aus Haushalten, Speiseabfälle aus Großkantinen) erzielen lassen, für die Mitbehandlung besonders attraktiv [Vogt et al., 2001].

Fazit

Die Behandlung von Klärschlamm in Fermentationsanlagen kommunaler Kläranlagen ist bereits gängige Praxis. Allerdings nutzen nur etwas weniger als die Hälfte der Kläranlagen die Möglichkeit das entstehende Klärgas zu verstromen oder anderweitig energetisch zu nutzen und die entstandene Energie für den Eigenbedarf zu verwenden. Da der Prozess der Abwassereinigung sehr energieintensiv ist, wäre aber gerade das, auch im Hinblick auf eine angestrebte (weitgehende) Energieautarkie, wünschenswert. Gerade angesichts der aktuellen Klimaschutzbemühungen ist die energetische Nutzung des Faulgases, ebenso wie die Vermeidung zusätzlicher Emissionen klimarelevanter Gase (z. B. CO₂, CH₄), von besonderer Dringlichkeit. Die Einbringung von Co-Substraten in die Faulbehälter kann dabei einen zusätzlichen Beitrag zur Steigerung der Gasausbeute leisten und die Effizienz der Energiegewinnung steigern.

Die Co-Vergärung befindet sich an der Schnittstelle zwischen Abfall- und Wasserrecht. Das Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz sowie auf dessen Grundlage ergangene Verordnungen finden auf Stoffe, die in Gewässer oder Abwasseranlagen eingeleitet oder eingebracht werden, keine Anwendung (§ 2 Abs. 2 Nr. 6 KrW-/AbfG). Das heißt, dass das Abfallrecht nur bis zum Zeitpunkt der Einbringung angewendet werden kann. Andererseits ist im Wasserecht keine Norm vorhanden, die der Co-Vergärung vollständig Rechnung trägt [DWA, 2005c].

Die Co-Vergärung wird im großtechnischen Maßstab auf kommunalen Kläranlagen bisher noch nicht flächendeckend angewendet. Dennoch stellt sie eine gute Möglichkeit der Vorbehandlung von Klärschlamm sowie der Bioabfallbehandlung dar. Durch die erhöhte Faulgasproduktion und eine anschließende Verstromung, bietet die Co-Vergärung die Chance die Energieversorgung der Kläranlage aus der eigenen Stromproduktion nahezu vollständig zu decken. Trotz allem stellt die Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen auf kommunalen Kläranlagen keinen Entsorgungsweg im eigentlichen Sinn dar. Der zu entsorgende Klärschlammanteil kann durch diese Vorbehandlungsmethode nicht wesentlich reduziert werden. Der als Gärrückstand anfallende Faulschlamm muss einem gesonderten Verwertungsweg zugeführt werden, der gegenwärtig in fast allen Fällen die Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen ist. Da der Gärrückstand trotz des Anteils an Bioabfällen als Klärschlamm im Sinne der AbfKlärV eingeordnet wird, wird die Novellierung der Klärschlammverordnung auch Auswirkungen auf die Verwertung der Gärrückstände haben.

5.1.1.2 Mitbehandlung von Klärschlamm in landwirtschaftlichen Biogasanlagen

In diesem Kapitel soll nun auf die Mitbehandlung bzw. Mitvergärung von Klärschlamm in landwirtschaftlichen Biogasanlagen eingegangen werden. Dabei wird in den meisten Fällen Gülle als Grundsubstrat eingesetzt und der Klärschlamm als Co-Substrat zugemischt.

Biogas ist ein brennbares Gasgemisch, das bei der anaeroben Vergärung von Gülle, nachwachsenden Rohstoffen, Stroh, Gras und anderem organischen Material entsteht [Energieagentur NRW, o. J.]. Es besteht, wie Klärgas, zu etwa zwei Dritteln aus Methan, zu über 30% aus Kohlendioxid sowie zu geringeren Anteilen aus Wasserstoff und Schwefelwasserstoff. Der durchschnittliche Heizwert von Biogas wird bei [NawaRo kommunal, o. J.] mit 6 kWh/m^3 angegeben und beträgt damit etwa die Hälfte des Heizwerts von Erdgas (ca. 11 kWh/m^3).

Für die Erzeugung von Biogas kommen generell alle organischen Substrate tierischer und pflanzlicher Herkunft in Frage, die vergärbar sind. In landwirtschaftlichen Biogasanlagen werden als organische Inputmaterialien bzw. als Grundsubstrate überwiegend Wirtschaftsdünger, insbesondere Gülle, verwendet. Landwirtschaftliche oder industrielle organische Reststoffe, wie Speiseabfälle, Stroh, Grünschnitt, Fettabscheiderrückstände usw. können zusätzlich als Co-Substrate eingesetzt werden, um die Gasausbeute zu erhöhen.

Die in Biogasanlagen eingesetzten Stoffe weisen unterschiedliche Methan- bzw. Biogasbildungspotenziale auf. Einflussfaktoren sind hier insbesondere der Wassergehalt des Substrats, der Anteil an organischer Substanz in der Trockensubstanz (oTS) sowie der Anteil an Kohlehydraten, Fetten und Eiweißen [Müller, 2002].

Abbildung 5-2 zeigt an einer Auswahl von Grund- und Co-Substraten, welche Biogaserträge pro Tonne Frischsubstanz damit maximal erzeugt werden können. Dabei ist zu beachten, dass sich die genannten Größen immer auf die individuelle Biogasausbeute der Substanzen beziehen. Einige Substrate, wie beispielsweise Fette, liefern zwar hohe Biogaserträge, sind aber nur als Co-Substrat einsetzbar.

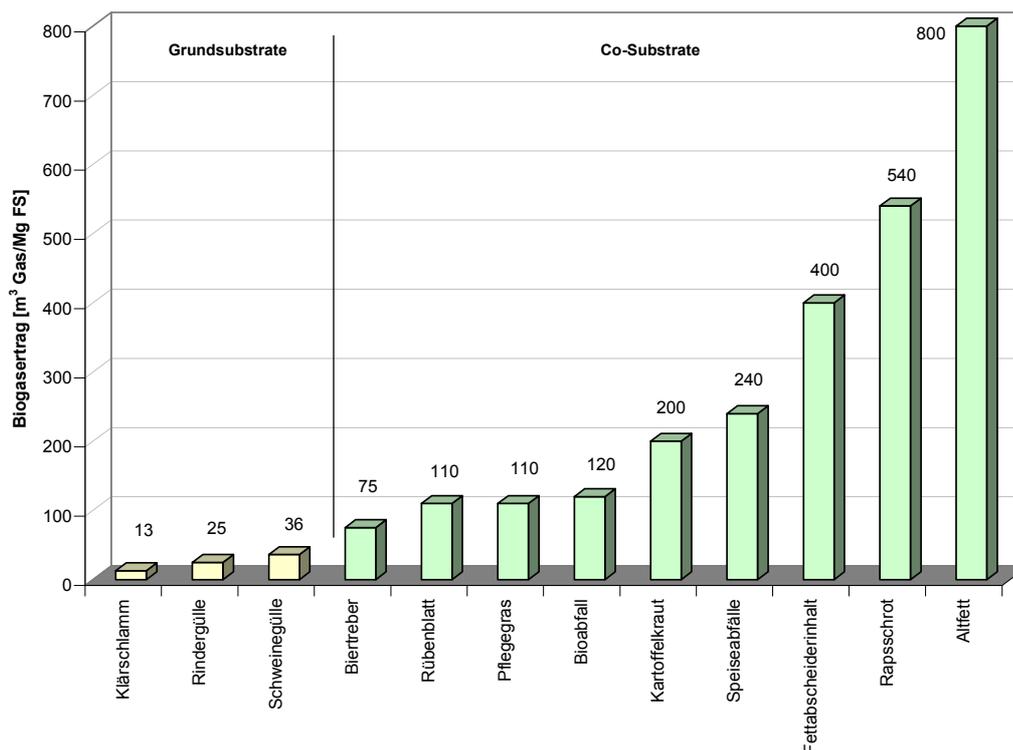


Abbildung 5-2: Biogaserträge der verschiedenen Grund- und Co-Substrate [Quelle: NawaRo kommunal, o. J.]

Laut einer Umfrage unter bayerischen Biogasanlagen setzen 84% der dortigen Anlagen in irgendeiner Form Co-Substrate ein [Gronauer et al., 2004]. Besonders häufige Co-Substrate auf diesen Anlagen sind Maissilage (bei NawaRo-Anlagen) und Fettsäureinhalte (bei Anlagen mit sonstiger Co-Fermentation).

Beschreibung des Prinzips

Das Verfahrensprinzip einer landwirtschaftlichen Biogasanlage verdeutlicht Abbildung 5-3. Das organische Material (hier Gülle und Co-Substrate) wird in einen luftdicht verschlossenen Faulbehälter (Fermenter) geleitet bzw. gepumpt. Dieser muss eine bestimmte Mindestgröße aufweisen, gut wärmeisoliert sein und je nach Wärmebedarf der Bakterienstämme ggf. beheizt werden. Faulbehälter lassen sich unterscheiden nach [Gronauer et al., 2004]:

- der Art der Beschickung (z. B. Batch, Speicher, Durchfluss, Wechselbehälter),
- der Anzahl der Prozessstufen (z. B. einstufig, zweistufig),
- der Temperatur (z. B. psychrophil, mesophil, thermophil) und
- dem Trockenmassegehalt des Substrats (z. B. Flüssig- und Feststofffermenter).

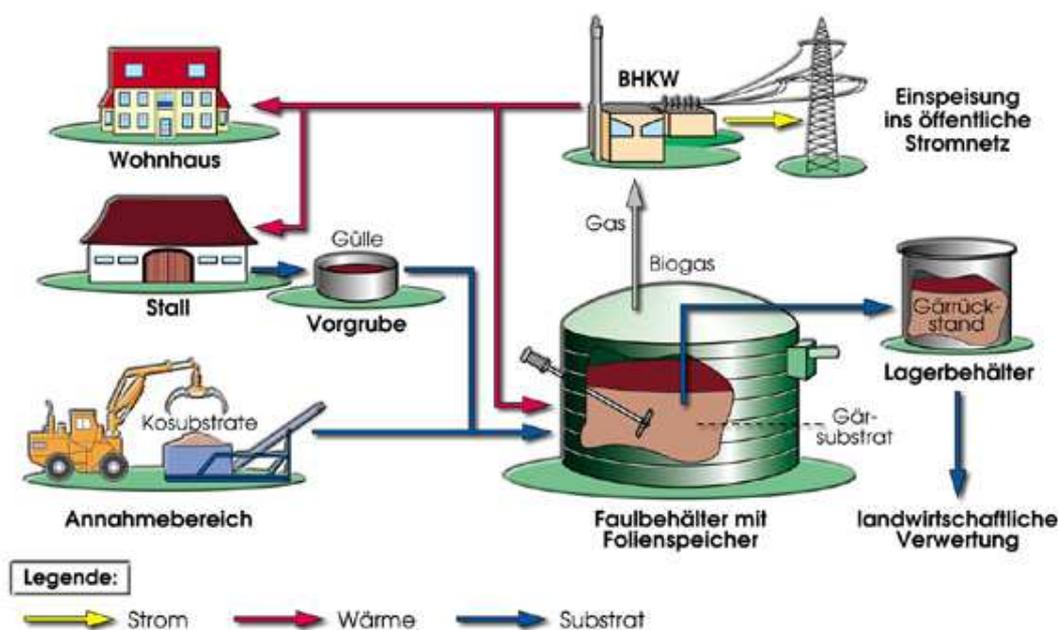


Abbildung 5-3: Schema einer landwirtschaftlichen Biogasanlage (Nassfermentation) mit Co-Fermentation [Quelle: Bioenergie, o. J.]

Unter Luftabschluss zersetzen Mikroorganismen im Faulbehälter organische Stoffe tierischer und pflanzlicher Herkunft in ihre Bestandteile. Dieser Prozess besteht im Wesentlichen aus zwei Teilen: Aus der Zersetzung hochmolekularer Verbindungen zu niedermolekularen Fettsäuren und Alkoholen („saure Phase“ oder Hydrolyse) sowie der Methanbildung („alkalische Phase“) [FNR, 2002]. Der energetisch nutzbare Anteil dieser Abbauphase ist das Methan (CH_4), welches je nach Ausgangssubstrat zu 50 bis 75% im Rohbiogas enthalten ist [NawaRo kommunal, o. J.].

Das entstandene Rohbiogas muss für eine Nutzung zunächst aufbereitet werden. Da es, neben Methan und Kohlendioxid, auch das Spurengas Schwefelwasserstoff enthält, welches auf bauliche Einrichtungen der Anlage stark korrosiv wirkt und umweltschädlich ist, muss eine Entschwefelung (z. B. physikalisch-chemisch oder biologisch) vorgenommen werden [Gronauer et al., 2004]. Darüber hinaus sollte auch eine Entwässerung und Filterung des Gases vorgenommen werden. Soll das Biogas in ein vorhandenes Gasnetz eingespeist werden, ist in den meisten Fällen auch ein Entzug von CO_2 notwendig [Dohne und Loll, 1996].

Biogas wird in fast allen Fällen am Entstehungsort mit Hilfe eines Blockheizkraftwerks in Strom und Wärme umgewandelt (siehe Abbildung 5-3). Die gebräuchlichste Methode ist dabei die Verbrennung des Biogases in einem Gas-Otto- oder Zündstrahlmotor mit angekoppeltem Generator zur Stromerzeugung [Gronauer et al., 2004]. Der elektrische Wirkungsgrad beträgt je nach gewählter Variante zwischen 25 und 40% [NawaRo kommunal, o. J.]. Es besteht die Möglichkeit den Strom in das öffentliche Netz einzuspeisen, was nach dem Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) vergütet wird.

Durch Wärmetauscher im Blockheizkraftwerk kann die vorhandene Wärme des Motorkühlwassers, Schmieröls und Abgases nutzbar gemacht werden. Sie kann vom Anlagenbetreiber selbst genutzt oder an andere Wärmeabnehmer (z. B. über eine Nahwärmeleitung an benachbarte Wohngebäude) abgegeben werden. Ein Teil der Wärme wird für die Aufrechterhaltung des Gärprozesses benötigt. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass

sich die entstehende Abwärme alternativ auch für Trocknungszwecke (z. B. für Klärschlamm und Holzpellets) eignet.

Neben Biogas entsteht in der Prozesskette als Gärrückstand ein Gemisch aus Wasser, nicht abgebauter organischer Substanz (z. B. zellulosereiche oder holzige Substanz) sowie nicht organischer Substanz (z. B. Sand, Minerale) [Müller, 2002]. Dieser Rückstand wird zunächst in einem Behälter gelagert und darf unter bestimmten Bedingungen als Düngemittel auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden. Dabei orientieren sich die abfallwirtschaftlichen Anforderungen an die Verbringung des Gärrückstands an den Einsatzstoffen der Anlagen.

Auch bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen können analog zur Co-Fermentation in den Faulbehältern kommunaler Kläranlagen Betriebsstörungen auftreten. Bei [Müller, 2002] wird beispielsweise von einer möglichen Schaumbildung berichtet, die durch das gleichzeitige Einbringen von Stoffen mit hohem Stärke- und Proteingehalt verursacht werden kann.

Realisierte Anlagen in Deutschland

Nach Angaben von [Gronauer et al., 2004] gab es im Jahr 2004 in Deutschland etwa 2.500 Biogasanlagen. Damit hat sich die Anzahl der Anlagen in den letzten zehn Jahren vervielfacht. Auf Grund der unterschiedlichen Struktur der Landwirtschaft und der landwirtschaftlichen Betriebe in den einzelnen Bundesländern, ist die deutschlandweite Verteilung der Biogasanlagen weitestgehend auf einige Bundesländer konzentriert. Abbildung 5-4 zeigt, dass sich 75% aller deutschen Biogasanlagen in Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen befinden [Gronauer et al., 2004]. Rheinland-Pfalz folgt mit 3% der Anlagen nach Nordrhein-Westfalen auf Rang 5.

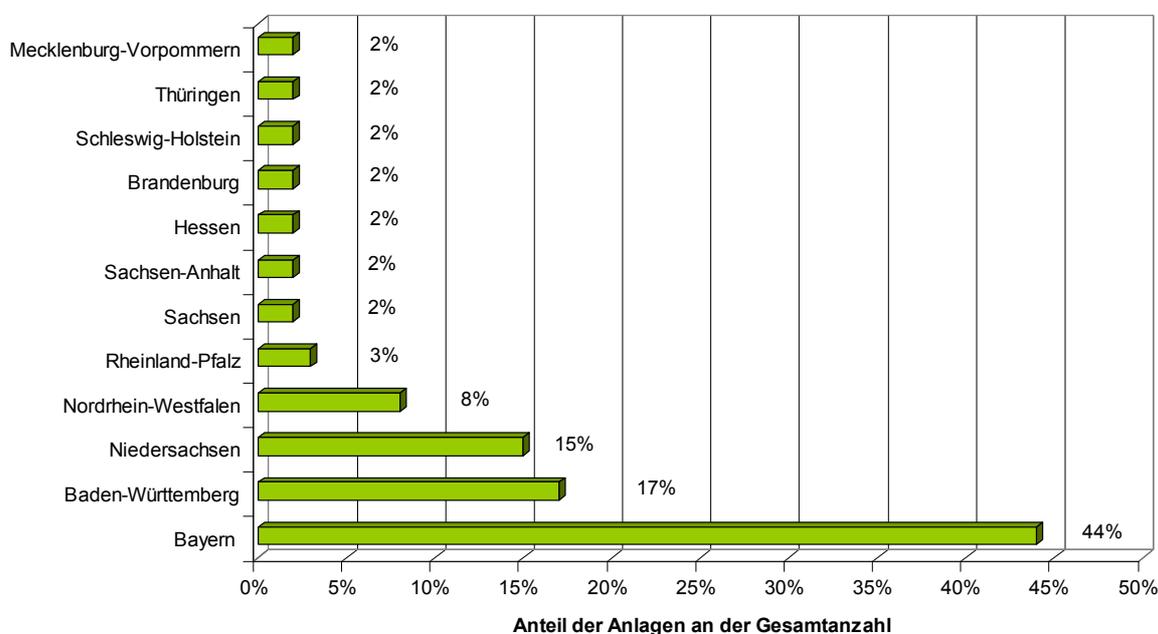


Abbildung 5-4: *Anteile der einzelnen Bundesländer am Gesamtbestand der deutschen Biogasanlagen in Prozent [Quelle: Gronauer et al., 2004]*

Nach Angaben des Fachverbandes Biogas e. V. wurden in Deutschland Ende 2006 etwa 3.500 Biogasanlagen mit einer elektrischen Gesamtleistung von geschätzten 1.100 MW betrieben [Bioenergie, o. J.].

Forschungsstand

Die Zahl der Biogasanlagen hat in den vergangenen Jahren stark zugenommen. Während diese bisher hauptsächlich für landwirtschaftliche Betriebe ein Thema waren, haben mittlerweile auch Kommunen ein Interesse daran aus kommunalen Abfallstoffen Energie in Form von Strom und Wärme zu gewinnen [NawaRo kommunal, o. J.]. In diesem Fall ist eine Kooperation zwischen Landwirten und Kommunalverwaltungen (z. B. durch Contracting und Beteiligungsgesellschaften) denkbar, die bereits in der Praxis umgesetzt wurde.

Veröffentlichungen, welche darauf hindeuten, dass kommunale Klärschlämme in maßgeblichen Mengen in landwirtschaftlichen Biogasanlagen mitbehandelt werden, sind gegenwärtig nicht bekannt. Nach Angaben von [Müller, 2002] sollten in Biogasanlagen in erster Linie Bioabfälle gemäß Anhang 1 der BioAbfV eingesetzt werden, sofern diese für eine Vergärung geeignet sind. Kommunale Klärschlämme aus öffentlichen Kläranlagen sind in dieser Liste nicht vertreten. Ein möglicher Hauptgrund für die fehlende Mitbehandlung von kommunalen Klärschlämmen könnten aber insbesondere die rechtlichen Anforderungen bezüglich der Verwertung der Gärrückstände sein.

Werden beispielsweise Abfälle als Co-Substrate in landwirtschaftlichen Biogasanlagen zur Mitvergärung eingesetzt, unterliegt die Verwertung des Gärrückstands grundsätzlich der BioAbfV. Wird der Gärrückstand vom Betreiber der Anlage für die Eigenverwertung (z. B. Aufbringung auf eigene oder gepachtete landwirtschaftliche Flächen) genutzt, ist auch die BioAbfV nicht anzuwenden [Müller, 2002].

Sollen dagegen Gärrückstände, welche aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen oder Bioabfallvergärungsanlagen stammen, in die Klärschlämme im Sinne der AbfKlärV eingebracht wurden, auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden, würden diese den Anforderungen der AbfKlärV unterliegen (§ 1 Abs. 3 Nr. 3 BioAbfV) [Diersch et al., 2004]. Aus der AbfKlärV ergeben sich dann eine Vielzahl von Restriktionen z. B. hinsichtlich der Ausbringungsmenge und den möglichen Ausbringungsflächen, die es bei einer Eigenverwertung von Gärrückständen ohne vorherige Klärschlammzugabe in wesentlich geringerem Umfang gibt.

Eine Ausnahme bilden einige Schlämme aus der betriebseigenen Abwasserbehandlung von lebensmittelerzeugenden und -behandelnden Betrieben, die bezüglich der Gärrückstände nicht in den Anwendungsbereich der AbfKlärV fallen [Gronauer et al., 2004] und die im Anhang 1 der BioAbfV aufgeführt sind.

Ein weiter Grund für die fehlende Mitbehandlung von kommunalen Klärschlämmen in landwirtschaftlichen Biogasanlagen könnte auch der Bestimmungszweck dieser Anlagen sein. Denn diese dienen den Betreibern vorrangig als Möglichkeit, den bei der Viehzucht anfallenden Wirtschaftsdünger gewinnbringend vorzubehandeln, bevor dieser auf die eigenen landwirtschaftlichen Flächen als Dünger aufgebracht wird. Kommunale Klärschlämme, zumal diese im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern eine niedrigere Biogausausbeute liefern (siehe Abbildung 5-2), sind somit als Substrate eher unattraktiv.

Hinsichtlich der Nutzung der Abwärme von landwirtschaftlichen Biogasanlagen zur Trocknung von Klärschlamm, stehen teilweise auch genehmigungsrechtliche Aspekte entgegen, da es sich bei Biogasanlagen um privilegierte Vorhaben im Außenbereich handelt. Diese können nur unter strengen Vorgaben genehmigt werden. Eine Anlagenerweiterung zur Lagerung und Behandlung von Klärschlamm kann daher zu genehmigungsrechtlichen Schwierigkeiten führen.

Wirtschaftlichkeit

Eine Biogasanlage kann dann als wirtschaftlich betrachtet werden, wenn ihr Nutzen (Kosteneinsparung, Gewinne) größer ist, als die Jahreskosten der Anlage [Dohne und Loll, 1996]. Die relevanten Komponenten zeigt Tabelle 5-4. Laut [Dohne und Loll, 1996] sind dafür als Durchschnittswert etwa 18 bis 20% der Investitionen in Ansatz zu bringen.

Tabelle 5-4: Komponenten der Jahreskosten einer Biogasanlage [Quelle: verändert nach Dohne und Loll, 1996]

Kostenkomponenten	Einzelkosten
Kapitelkosten	1. Abschreibung 2. Zinsen 3. Kapitalbeschaffungskosten
Betriebskosten	4. Energiekosten (Strombedarf für Fördern, Zerkleinern, Rühren usw.) 5. Betriebsmittel (Öle, Fette, Werkzeuge, Messgeräte usw.) 6. Wartung 7. Reparaturen 8. Versicherung 9. Verwaltung 10. Personalkosten

Die Wirtschaftlichkeit einer Biogasanlage hängt insbesondere auch von folgenden betrieblichen Faktoren ab [Energieagentur NRW, o. J.]:

- der Betriebsgröße,
- der Menge an vergärbare organischer Substanz,
- einer möglichst ganzjährig hohen betrieblichen oder externen Wärmeabnahme,
- der Möglichkeit zur Co-Fermentation oder dem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen,
- von niedrigen Investitionskosten durch möglichst kostengünstige und gleichzeitig solide Anlagenkonzeption,
- vom Erhalt von Fördermitteln und
- vom Maß an Eigenleistung bei Bau und Betreuung der Anlage (z. B. bei Wartung und Reparatur).

Wesentliche Punkte bei der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit sind, neben den Jahreskosten, die Kosten zu denen das Rohgas in der Biogasanlage erzeugt werden kann und die

Kosten für die Erzeugung des Produktgases, welche sich auf die Gestehungskosten der Endenergieträger Strom und Wärme auswirken. Liegen die Erzeugungskosten des Biogases unter der Summe der zu erwartenden Erlöse (z. B. aus EEG), erwirtschaftet die Anlage Gewinn.

Die Kosten für die Rohgaserzeugung variierten bei den in [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006] untersuchten Anlagen zwischen 3,3 und 7,9 ct/kWh_{hi}. Die kostengünstigste Option ist die Vergärung von Gülle (3,3 bis 5,2 ct/kWh_{hi}), was durch die niedrigen Kosten für das Güllesubstrat bewirkt wird, sofern dieses aus dem lokal vorhandenen Tierbestand stammt und nicht über große Entfernungen transportiert werden muss. Etwas teurer ist die Biogaserzeugung in Nawaro-Anlagen, die um ca. 2 ct/kWh_{hi} über den Kosten der Biogaserzeugung aus Gülle liegt.

Die spezifischen Aufbereitungskosten für Rohbiogas sind stark von der Anlagengröße abhängig. Für Durchsätze ab 250 m³/h Rohbiogas betragen sie unter 2 ct/kWh_{hi} und steigen auf 4,5 bis 6 ct/kWh_{hi} für kleinere Durchsätze von 50 m³/h [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006]. Soll das Biogas zu Erdgasqualität aufbereitet werden, erhöhen sich die Kosten nochmals um ca. 2,3 ct/kWh_{hi}. Wie schon bei der Rohgaserzeugung ist die Aufbereitung des Rohbiogases aus Nawaro-Anlagen 20 bis 30% teurer, als die Produktion aus Gülle, was auf die höheren Substratkosten zurückzuführen ist [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006].

Wird der im Blockheizkraftwerk mittels Biogas erzeugte Strom ins öffentliche Netz eingespeist, kann eine Vergütung nach dem Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) erfolgen. Die daraus erzielten Erlöse setzen sich dann zusammen aus:

- der Grundvergütung plus dem eventuellen Nawaro-Bonus,
- dem Kraft-Wärme-Kopplung (KWK)-Bonus und ggf.
- einem Innovationsbonus.

Zusätzlich werden auch die Wärmeerlöse aus der KWK-Anwendung in Höhe der substituierten Erzeugung mittels Erdgastherme (zur Zeit 6,04 ct/kWh_{th}) vergütet, was maßgeblichen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Anlage hat [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006].

Die erwarteten Erlöse aus den Vergütungen nach EEG bei den in [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006] untersuchten Gülle-Biogasanlagen betragen zwischen 14 und 28 ct/kWh_{el}. Dem stehen Stromgestehungskosten von 13 bis 44 ct/kWh_{el} gegenüber, was zeigt, dass nicht alle Biogasanlagen gewinnbringend arbeiten. Vor allem kleinere Anlagen mit einer geringen Wärmenutzung sind davon betroffen.

Fazit

Eine Mitbehandlung von bedeutenden Mengen kommunaler Klärschlämme zur Erzeugung von Biogas in landwirtschaftlichen Biogasanlagen wird in der Fachwelt derzeit nicht diskutiert und stellt daher kurz- bis mittelfristig keine Option für eine Vorbehandlung von Klärschlämmen dar. Ein Hauptgrund dafür sind unter anderem die Regelungen des EEG und der BiomasseV, welche eine Vergütung für Strom und Wärme aus mitbehandelten kommunalen Klärschlämmen im größeren Umfang nicht zulassen. Auch die rechtliche Situation der Verwertung der Gärrückstände ist ein Hindernis.

Gleichwohl ist die Erzeugung und Nutzung von Biogas aus Wirtschaftsdünger, Bioabfällen und organischen Reststoffen aus der Landwirtschaft und der Industrie trotzdem ein aktuelles Thema.

Die Zahl der landwirtschaftlichen Biogasanlagen hat sich in den letzten Jahren stark erhöht und auch kommunale Entsorgungsträger haben zunehmendes Interesse an einer Vorbehandlung von eigenen, dafür geeigneten Bioabfällen.

In den meisten Fällen wird das erzeugte Biogas in einem eigenen Blockheizkraftwerk in Strom umgewandelt. Die Kosten dafür variieren je nachdem welches Substrat eingesetzt wird und wie günstig dieses beschafft werden kann. Biogasanlagen, welche den Wirtschaftsdünger Gülle als Grundsubstrat nutzen, bieten nach Untersuchungen von [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006] die günstigsten Bedingungen für eine gewinnbringende Biogasnutzung und stellen unter anderem mit die wirtschaftlichsten Anlagen dar.

Die Weiterentwicklung der Biogaserzeugung wird vor allem von den technischen Entwicklungen und Optimierungen bestimmt, die in Zukunft dafür sorgen könnten, dass Biogas noch kostengünstiger erzeugt werden kann. Außerdem ist der Bereich der Biogaserzeugung stark vom politischen Förderrahmen und den auf dem Markt erzielbaren Erlösen abhängig. Ob Biogasanlagen zukünftig einzelwirtschaftlich sinnvoll betrieben werden können, bleibt daher abzuwarten [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006].

5.1.2 Klärschlamm-Desintegration

Die Vorbehandlungsmethode der Klärschlamm-Desintegration kann an verschiedenen Stellen des Abwasserreinigungs- und Klärschlammbehandlungsprozesses auf einer Kläranlage eingesetzt werden. Die Ziele einer Klärschlamm-Desintegration können je nach Einsatzort sehr unterschiedlich sein. Zur Verbesserung der Abwasserreinigung sind zu nennen [PFI, 2004; Nickel und Neis, 2005; DWA, 2005d]:

- Intensivierung der Abwasserreinigung durch Rücklaufschlamm-Desintegration,
- Steigerung der Abbaubarkeit hoch belasteter Abwässer,
- Unterdrückung von Bläh- und Schwimmschlamm-Bildung, da fadenförmige Mikroorganismen zerlegt werden.

Die Klärschlamm-Behandlung kann durch eine Desintegration optimiert werden durch:

- weitergehenden Abbau im Faulturn durch Behandlung des Überschuss- und/oder Primärschlammes oder des Faulschlammes im Heiz- oder Umwälzkreislauf,
- Erhöhung der Biogasausbeute bei der Faulung,
- Verminderung der Schaumbildung in Faultürmen,
- Veränderung, meist Verbesserung, des Entwässerungsverhaltens.

Beschreibung des Prinzips

Unter Klärschlamm-Desintegration ist die Zerkleinerung von Klärschlämmen durch Einwirkung äußerer Kräfte zu verstehen. Abbildung 5-5 gibt einen Überblick über bestehende Verfahren.

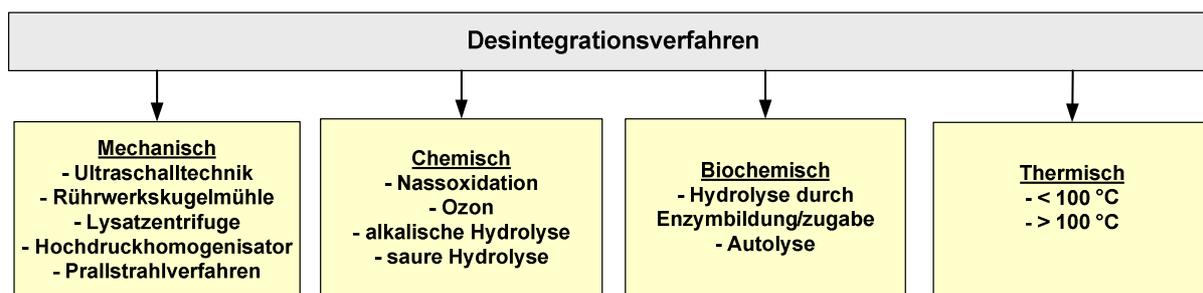


Abbildung 5-5: Desintegrationsverfahren [Quelle: verändert nach ATV-Arbeitsbericht, 2003]

Je nach Verfahren stehen die Hydrolyse, die Oxidation oder die Kavitation im Vordergrund. Bei der Hydrolyse werden langkettige, organische Moleküle durch Anlagerung von Wasser in monomere Bausteine zerlegt. Bei der Oxidation gibt ein Atom oder Molekül Elektronen ab, dabei werden z. B. Zellwände zerstört [ATV-Arbeitsbericht, 2003a]. Bei der Kavitation werden zunächst erzeugte Dampfblasen in einer Flüssigkeit durch Unterschreiten des Dampfdruckes zum Kollabieren gebracht. Dabei entstehen energiereiche Schubspannungsfelder, in denen die Zellen aufgeschlossen werden [Chip GmbH, o.J.].

Die Ultraschall-desintegration gehört zu den **mechanischen Verfahren**, mit denen es die meisten praktischen Erfahrungen bei der Klärschlamm-desintegration gibt (vgl. Tabelle 5-5).

Bei der Verwendung von Ultraschall werden die Schlammflocken bereits nach kurzer Beschallzeit und geringem Energieeinsatz durch akustische Kavitation in einzelne Partikel zerlegt. Man spricht hier von **niederenergetischer Desintegration**. Mit zunehmendem Energieeintrag setzt ein Aufschluss der biologischen Zellen im Klärschlamm ein. Bei dieser **hochenergetischen Desintegration** werden Zellwände der Mikroorganismen zerstört und intrazelluläre Bestandteile in die Schlammwasserphase freigesetzt [Nickel und Neis, 2005].

Auch die mechanische Zerkleinerung mittels Erzeugung von Kavitation durch Hochdruck wird in mindestens sechs Anlagen in Deutschland angewendet.

Tabelle 5-5: Mechanische, chemische und thermische Verfahren zur Desintegration von Klärschlamm [Quelle: verändert nach Nickel und Neis, 2005]

Einteilung	Verfahren/Apparate	Erfahrungen im Dauerbetrieb
Mechanisch	Rührwerkskugelmühle	keine
	Hochdruckhomogenisator (durch Kavitation)	einige
	Lysat-Zentrifuge	wenig
	Prallstrahlverfahren	keine
	Ultraschalltechnik	umfangreich
Chemisch	Säurezugabe	Industriekläranlagen Risiko der Bildung von Reaktionsprodukten
	Laugezugabe	
	Zusatz chemischer Oxidationsmittel	
Bio-chemisch	Zugabe von Enzymen	Keine, da negative Erfahrungen im Probebetrieb [Chip GmbH, o.J.]
Thermisch	Erhitzung des Schlammes	für große Kläranlagen hohe Investitionskosten (Abwärme aus BHKW nutzen)

Die **chemische Desintegration** wird vorwiegend auf Industriekläranlagen eingesetzt, da ein erhöhter betrieblicher Aufwand durch den Umgang mit gesundheitsgefährdenden Chemikalien erforderlich ist [Nickel und Neis, 2005].

In den 80er Jahren wurde die **Nassoxidation** weiterentwickelt und betrieben [Wiebusch et al., 1999].

Bekannt ist zum einen das **Loprox-Verfahren**. Dieses Verfahren erlaubt die kostengünstige (Vor-) Behandlung von hochkonzentrierten oder schwer abbaubaren Abwässern. Die Abwasserinhaltsstoffe werden bei 120 °C bis 200 °C und 20 bar mit dem Oxidationsmittel Reinsauerstoff in biologisch verwertbare Substanzen umgewandelt und können in einem weiteren Schritt einer biologischen Abwasserreinigung zugeführt werden.

Zum anderen ist das **Vertech-Verfahren** zur CSB-Reduktion bis auf einen TOC-Gehalt von < 2,5 % in Klärschlämmen zu nennen. Dabei läuft die Oxidationsreaktion in einem unterirdischen Reaktor in ca. 1200 m bis 1500 m Tiefe bei 280°C und 120 - 140 bar ab. 1992 wurde eine großtechnische Anlage in Apeldoorn in den Niederlanden errichtet und betrieben. Veröffentlichungen oder Hinweise zu diesem Verfahren aus den letzten Jahren sind nicht bekannt. Die Firma, die dieses Verfahren ursprünglich entwickelt hat, hat sich inzwischen zum einen

auf den Rohrleitungsbausektor und zum anderen auf den Mobilfunksektor konzentriert. [Mannesmann, o. J.].

Enzyme haben eine zunehmende Bedeutung bei der Herstellung chemischer oder pharmazeutischer Produkte [Bio-Pro, o. J.]. Die gezielte **biochemische Desintegration** wird aus Kostengründen und da negative Erfahrungen im Abwasserbereich in Deutschland gemacht wurden im Normalfall nicht zur Abwasserreinigung oder Klärschlammbehandlung eingesetzt [Chip GmbH, o. J.]. Produkte, die neben anderen Inhaltsstoffen Enzyme beinhalten, werden lediglich örtlich und zeitlich begrenzt zur Geruchsminimierung oder Behebung betrieblicher Probleme eingesetzt.

Thermische Verfahren sind aufgrund hoher Investitionskosten nur für große Anlagen sinnvoll. Thermische Verfahren $> 100^{\circ}\text{C}$ werden als Thermo-Druck-Hydrolyse bezeichnet. Der Schlamm wird in einem geschlossenen System auf $120 - 220^{\circ}\text{C}$ erhitzt. Dabei entsteht ein Druck von 2 - 20 bar und es erfolgt eine Hydrolyse des Schlammes [PFI, 2004].

Nachteilig bei den chemischen und thermischen Verfahren ist die Gefahr der Bildung schwer abbaubarer Reaktionsprodukte oder auch von Hemmstoffen, die den weiteren Verlauf der biologischen Reinigung im Extremfall unterbinden können.

Forschungsstand

Die Zusammenhänge der Klärschlamm-desintegration sind bislang noch nicht alle geklärt. Teilweise gibt es auch widersprüchliche Aussagen [PFI, 2004].

Die Klärschlamm-desintegration durch Ultraschall zur Behebung von betrieblichen Problemen wird immer häufiger angewendet und ist das am meisten erforschte und erprobte Verfahren. In Deutschland sind rund 25 Anlagen in Betrieb. In Rheinland-Pfalz und in der Nähe sind die Kläranlagen Schifferstadt, Eberstadt, Darmstadt und Mannheim zu nennen.

Es gibt Hinweise, dass bei der **Ultraschall-desintegration** durch Zellzerstörung im Rücklaufschlamm eine Veränderung der Kinetik des biologischen Kohlenstoff- und Nährstoffabbaus eintritt und damit einhergehend eine Erhöhung des Schlammalters und letztlich eine **deutliche Reduzierung der Überschussschlammmenge**. Die Ursache und Zusammenhänge werden derzeit noch erforscht. Insbesondere ist die Frage zu klären, inwieweit die Qualität des gereinigten Abwassers durch Prozesse mit minimaler Schlammproduktion beeinflusst wird, da Klärschlamm auch als Senke hinsichtlich organischer und anorganischer Schadstoffe dient [Nickel und Neis, 2005].

2002 waren elf großtechnische Anlagen zur Hochdruckdesintegration mittels Kavitation in Deutschland installiert, ebenfalls mit positiven Ergebnissen [Fraunhofer Gesellschaft, 2002]. In Rheinland-Pfalz und Nähe sind die Standorte Speyer, Ingelheim, Wiesbaden, Nierstein-Opfenheim und Taunusstein zu nennen.

Die **Thermodruckhydrolyse (TDH)** ist noch nicht weit verbreitet. In Europa sind 8 Anlagen bekannt, die meisten davon in Norwegen und Dänemark. Die größte befindet sich in Dublin (Irland) und hat eine Kapazität von 36.000 t/TS bzw. 1,4 Mio. EW [Cyklar-Stulz, o. J.].

In Schwandorf steht eine technische Versuchsanlage zur Thermodruckhydrolyse mit einer Kapazität bis 2.000 kg/h des ATZ, Sulzbach-Rosenberg (Applikations- und Technikzentrum für Energieverfahren; Umwelt- und Strömungstechnik). Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wird die Anlage optimiert und Daten zur Vergärung unterschiedlicher einsetzbarer

Reststoffe gewonnen. In der ersten Stufe werden biogene Restmassen durch Druck- und Temperaturerhöhung in kurzkettenige, biologisch gut verfügbare Bruchstücke gespalten. Im nachfolgenden Fermenter wird gegenüber dem Stand der Technik bei deutlich reduzierten Verweilzeiten eine Erhöhung des Biogasertrages um bis zu 30% erreicht [atz, o. J.].

In Pirmasens wurde der Bau einer Anlage zur Thermodruckhydrolyse auf der Kläranlage Blümeltal, mit dem Ziel einer erhöhten Biogasausbeute, geplant [EUWID Wasser Abwasser, Nr. 25/2006] und mittlerweile in der Praxis realisiert.

Die Erfahrungen der Anlagen in Hamar und Lillehammer (Norwegen), die das Ziel einer Erhöhung der Biogasausbeute verfolgen, der Anlage des ATZ in Schwandorf sowie weitere Angaben aus der Literatur wurden in [PFI, 2004] zusammengefasst:

- Das Biogaspotential kann sich demnach um 50 bis 100 % erhöhen.
- Der Abbau des oTS steigt von 30 bis 40 % auf 60 %.
- Die Schaumbildung in Faultürmen wird vollständig unterdrückt.
- Die Entwässerbarkeit des Faulschlammes wird verbessert.
- Pathogene Keime im Klärschlamm werden eliminiert.
- Es erfolgt eine Ammoniumrückbelastung und Erhöhung des inerten CSB in der Kläranlage.
- Schwermetalle und persistente Substanzen werden im Klärschlamm aufkonzentriert.

Forschungsbedarf wurde abgeleitet für die Wirkung der Thermodruckhydrolyse auf Pharmaka, Hormone und andere organische Schadstoffe. Es gibt Hinweise, dass ein Abbau nur durch die Zugabe von Oxidationsmitteln erfolgen kann.

Wirtschaftlichkeit

In [PFI, 2004] wurde eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der TDH in drei Szenarien anhand der Kläranlage Blümeltal in Pirmasens durchgeführt. Unterschieden wurden die Szenarien in: landwirtschaftliche Verwertung mit und ohne erforderlicher Sterilisation und Verbrennung des Klärschlammes. Ein wirtschaftlicher Nutzen ist durch eine TDH dann möglich, wenn der Schlamm verbrannt werden muss und wenn eine landwirtschaftliche Verwertung nur nach Hygienisierung möglich ist (Reduzierung der Menge, erhöhte Biogasausbeute).

In [DWA, 2005d] wurden verschiedene Szenarien betrachtet und auch eventuelle Mehrkosten durch Erhöhung des Polymerbedarfs und erhöhte Belüftungskosten durch vermehrte Stickstofffreisetzung berücksichtigt. Als Ergebnis wurde festgehalten, dass eine Klärschlammintegration nicht immer Kostenvorteile ergibt, aufgrund der Fortentwicklung der Desintegrationstechniken zukünftig jedoch eine bessere Wirtschaftlichkeit zu erwarten ist. Neben monetären Aspekten stehen jedoch oftmals betriebliche Auswirkungen im Vordergrund, z. B. um ein Schäumen im Faulbehälter zu reduzieren.

Fazit

Die Klärschlammdeintegration ist ein erfolgversprechendes Verfahren, um insbesondere betriebliche Probleme einer Kläranlage zu lösen, um die Biogasausbeute zu erhöhen und die Klärschlammmenge durch Reduzierung der organischen Substanz und Verbesserung der Entwässerbarkeit zu vermindern.

Bei der Entscheidung, ob eine Klärschlammdeintegration sinnvoll und wirtschaftlich ist, sollte jedoch die Abwasserreinigung und die weitergehende Klärschlamm Entsorgung insgesamt betrachtet werden. Eine Klärschlammdeintegration reduziert letztendlich den Heizwert des Klärschlammes und hätte damit Nachteile für eine nachfolgende thermische Behandlung.

5.2 Techniken zur weitergehenden Entsorgung

Bisher wurden in diesem Teil der Studie Vorbehandlungsverfahren für kommunale Klärschlämme beschrieben (siehe Kapitel 5.1), welche Methoden aufzeigen sollen, die in der Praxis neben den klassischen **Behandlungs**verfahren existieren. Dabei wurden sowohl gängige (z. B. Mitvergärung in den Faulbehältern kommunaler Kläranlagen) aber auch die relativ neuen Verfahren der Klärschlammdeintegration (z. B. Thermodruckhydrolyse) erläutert.

In Kapitel 5.2 sollen nun Techniken zur weitergehenden Entsorgung dargestellt werden, die sich derzeit in der Diskussion befinden.

5.2.1 Pyrolyse

Beschreibung des Prinzips

Bei der Pyrolyse wird der organische Einsatzstoff auf 500 bis 700 °C unter Sauerstoffabschluss erhitzt. Dabei werden kurzkettige Moleküle von der organischen Substanz abgespalten. Es entstehen

- Gase, aus denen Öle kondensieren und es verbleibt
- Koks mit einem Glühverlust, der vom Einsatzstoff abhängt, bei Klärschlamm als Einsatzstoff etwa von 40 % (siehe Abbildung 4-2).

Die Unterschiede der Pyrolyse im Vergleich zur Verbrennung sind zum einen, dass die Vorgänge unter Sauerstoffabschluss vonstatten gehen und zum anderen, dass die Energie in den Produkten (Koks, auskondensierte Öle) verbleibt (vgl. auch Kapitel 4.3).

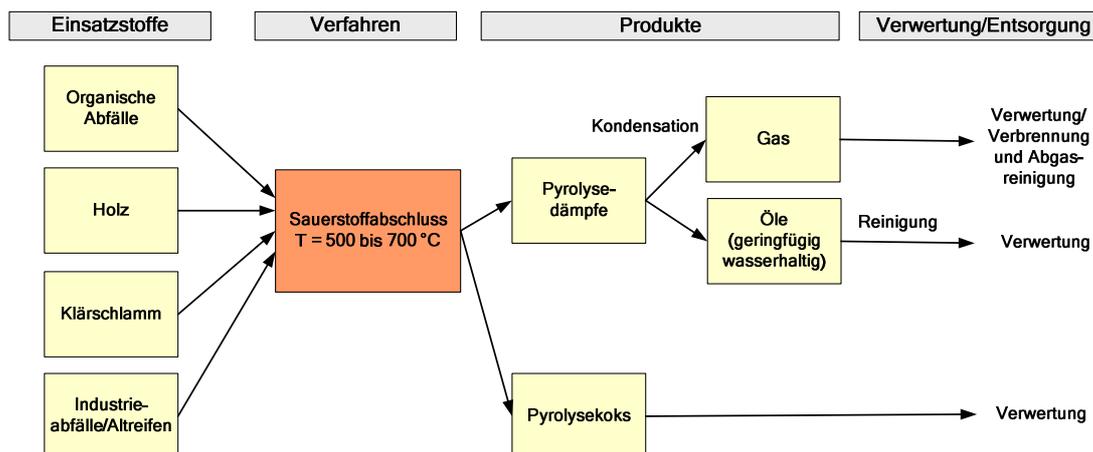


Abbildung 5-6: *Prinzipische Darstellung der Pyrolyse [Quelle: eigene Darstellung]*

Forschungsstand

Das Pyrolyseverfahren an sich wird auf vielfältige Weise in der Industrie angewendet. Dabei können die Zielrichtungen ganz unterschiedlich sein. Folgende Pyrolyseanlagen, die bisher Abfallstoffe ohne Klärschlamm einsetzen, sind bekannt:

Aus **pflanzlichen Roh- und Reststoffen** werden mittels Pyrolyse verwertbare Bioöle hergestellt [PYTEC, o. J.].

Die Entsorgung von **kleingemahlenden Altreifen** führt mittels Pyrolyse zu Erzeugung von Koks, Öl und Wärme [Pyrum innovations, o. J.].

Am Standort **Freiberg in Sachsen** werden **aluminiumhaltige Abfallstoffe** einer Pyrolyse unterzogen, um das Aluminium schonend wiederzugewinnen. Das bei der Pyrolyse entstehende Gas wird verbrannt und dient zur Oxidation des noch am Aluminium anhaftenden Kohlenstoffs [Pyrat Wertstoffgewinnung, o. J.].

Im **Forschungszentrum Karlsruhe** wurde das **Verfahren "Haloclean"** im Niedrigtemperaturbereich zur thermisch-chemischen Behandlung von **geschreddertem Elektronikschrott** in einer zweistufigen Pyrolyseanlage entwickelt. Brom und andere Halogene lassen sich durch einen chemischen Verfahrensschritt wiedergewinnen; die entstandenen Öle und Gase sind als chemischer Rohstoff oder Brennmaterial einsetzbar. Aus dem verbleibenden Rückstand der Pyrolyse werden Edelmetalle und andere Metalle abgeschieden. Der Bau einer mobilen Anlage mit einem Jahresdurchsatz von 6000 Tonnen ist geplant [Safini News, 2006].

In der **Haloclean-Pilotanlage** mit einem Durchsatz von 50 kg/h wurden auch Versuche zur Behandlung von unterschiedlichen **Biomasserückständen und nachwachsenden Rohstoffen** durchgeführt. Es wurden Versuche mit Strohpellets, Reisspelzen, Reiskleie und Reisstroh, Ölpresrückständen und Nusschalen durchgeführt. In einer 6-wöchigen Versuchskampagne mit Strohpellets wurde die Temperatur im Reaktor variiert. Je nach Temperatur wurden unterschiedliche Öl-/Koksverhältnisse und unterschiedliche Brennwerte der Ausgangsprodukte erzielt. Das Optimum lag bei 400°C. Derzeit wird an der Entwicklung zur Marktreife gearbeitet [Hornung, 2006].

Großtechnische Anlagen für die **Klärschlamm-pyrolyse** existieren derzeit nicht in Deutschland.

In **Emmerich in NRW** und in **Neustadt an der Weinstraße** in Rheinland-Pfalz wurden von der Firma Pyromex Versuche im halbtechnischen Maßstab zur Hochtemperaturentgasung von Klärschlamm durchgeführt ($T = 1.200$ bis 1.700 °C), deren exakten Ergebnisse bislang nicht veröffentlicht wurden [Pyromex, o. J.].

Im **Forschungszentrum Karlsruhe** (FZK) wurden Versuche zur Schnellpyrolyse und anschließender Gasveredlung in einem Flugstrom-Drehvergaser in einer Laboranlage mit einem Durchsatz von 10 kg/h durchgeführt. Das Konzept sieht vor, Klärschlämme dezentral einer Schnellpyrolyse zu unterziehen. Die gewonnenen Rohstoffe sollen anschließend in eine zentrale Veredelungsanlage transportiert werden und dort zu Kraftstoffen und Chemikalien vergast werden [Bednarsky, 2005].

An der **Fachhochschule Bingen** wurden Vorversuche zur Kombinationstechnik Pyrolyse/flammlose Oxidation für die Klärschlammbehandlung mit positivem Ergebnis durchgeführt. Die Ergebnisse sind noch nicht veröffentlicht. Für 2007 ist der Bau einer großtechnischen Versuchsanlage auf der **Kläranlage Ingelheim** geplant. Die Anlage wird für 10.000 EW ausgelegt. Gemäß Planung wird der Klärschlamm getrocknet und in einem Pyrolyseofen entgast. Das entstandene Gas wird zusammen mit den Ölen und Teeren in einer nachfolgenden FLOX-Feuerung verbrannt. Die Abwärme wird zur Klärschlamm-trocknung genutzt. Der Pyrolysekoks soll möglichst gewinnbringend vermarktet werden [Sehn, 2007].

Ein Zusammenschluss von 25 Gemeinden mit Sitz in **Crailshaim** sieht einen Drehtrommel-Reaktor mit zwei hintereinandergeschalteten Drehrohren vor, in dem aus bis zu 6.400 t TS/a getrocknetem Klärschlamm bei 500 °C und unter Sauerstoffabschluss Schwelgas und Granulat produziert werden soll. In dem zweiten Drehrohr wird der verbleibende Klärschlammanteil bei 850 °C ausgeglüht, bei der ein wasserunlösliches mineralisches Produkt entsteht. Der Baubeginn ist für Sommer 2007 und der Probetrieb für 2008 geplant [EUWID Wasser Abwasser, Nrn. 40/2006b und 8/2007].

Wirtschaftlichkeit

In [Kügler et al., 2004] wird die wirtschaftliche Anwendungsgrenze der oben beschriebenen Pyromex-Anlage mit einem Durchsatz von 10 bis 15 t TS/d, entsprechend 3.650 bis 5.500 t TS/a angegeben. Die Kosten für Entwässerung, Trocknung und Pyrolyse wurden mit 400 bis 450 €/t TS berechnet.

Für die im Forschungszentrum Karlsruhe entwickelte Haloclean-Pyrolyseanlage wird die wirtschaftliche Anwendungsgrenze mit 4.000 t/a angegeben [Hornung, 2006].

Fazit

Die Pyrolyse ist ein in der Industrie bewährtes Verfahren mit unterschiedlichen Zielrichtungen. Vorteilhaft ist, dass bei entsprechender Verfahrensführung vermarktbarere Produkte entstehen. Die großtechnische Anwendung zur Pyrolyse von Klärschlamm ist bislang nicht erfolgt, somit bleibt abzuwarten, ob sich dieses Verfahren zur Klärschlammbehandlung mit den aufgeführten Pilotprojekten etablieren kann.

5.2.2 Katalytische drucklose Verölung (KDV)

Beschreibung des Prinzips

Bei der katalytischen drucklosen Verölung werden die Molekülketten organischer Roh- und Reststoffe bei niedrigen Temperaturen ($< 340^{\circ}\text{C}$) unter Zugabe von Anmischöl und Katalysatoren gespalten, so dass sie verdampfen und bei einer anschließenden Destillation in

- Gase,
- Öl (Diesel) und
- Wasser

getrennt werden können. Dabei spielt der Katalysator eine entscheidende Rolle. Neben den gas- und dampfförmigen Produkten entsteht eine sogenannte

- Kohlenstoffpaste,

die aus dem System entfernt und weiter entsorgt werden muss oder verwertet werden kann.

Zunächst wird der Einsatzstoff (Kunststoffe, nachwachsende Rohstoffe wie Holz und Pflanzen, aber auch organische Abfallstoffe) vorgetrocknet und in einer geeigneten Mühle auf eine Partikelgröße von < 5 mm aufgemahlen. Der gemahlene Einsatzstoff wird mit einem Anmischöl (kann aus der KDV stammen) und einem Katalysator gemischt und in das Reaktorsystem geleitet. Als Katalysator dienen Zeolithe, die in Nachbildung der natürlichen Vorgänge in der Erdkruste die Ölbildung beschleunigen sollen. Im Reaktor befindet sich das Umlauföl, das durch Turbinenpumpen umgewälzt wird, so dass ständig die benötigte Wärme in das Umlauföl gebracht werden kann. Die entstehenden Produktdämpfe werden in einer Destillationskolonne aufgetrennt in einen Strom im Siedebereich von Dieselöl sowie in einen leichter siedenden Produktstrom, also kürzerkettige Kohlenwasserstoffe, und in Wasser. An Feststoffen bleibt eine Kohlenstoffpaste übrig, die aus dem Reaktor ausgetragen wird [Ernst, 2006; Ernst, 2007].

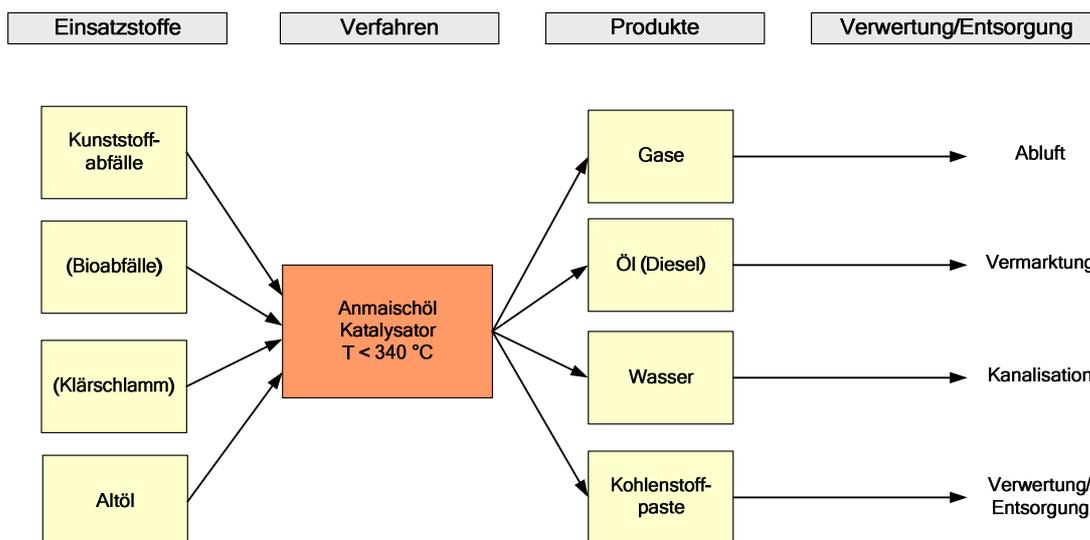


Abbildung 5-7: *Prinzipskizze der katalytischen drucklosen Verölung (KDV) [Quelle: eigene Darstellung]*

Forschungsstand

Das Grundprinzip der nachfolgend vorgestellten Projekte ist jeweils, dass aus organischen Einsatzstoffen verwertbares Dieselöl hergestellt werden soll. Die Projekte unterscheiden sich jedoch insbesondere bezüglich der Art der Einsatzstoffe.

Die Firma New Energy Engineering (früher Schön und Sandt) in Pirmasens betreibt eine **Versuchsanlage mit einem Durchsatz von 50 kg/h** zur Verölung von **kleingemahlenem Kunststoff**. Derzeit werden noch die Reduzierung von Wasser aus dem erzeugten Öl sowie die Trennung und Wiedernutzbarmachung des Katalysators optimiert. Versuche mit **Biomasse** (Rapsschrot, getrocknete Holzreste) wurden ohne Erfolg durchgeführt. Durch das hohe C : H-Verhältnis der Biomasse ($C : H = 1 : 0,5$; im Gegensatz zu Kunststoff mit $C : H = 1 : 2$) entsteht sehr viel Kohlenstoffpaste, welche die Anlage zusetzt. Da sie ständig entfernt werden muss, entzieht sie darüber hinaus der Anlage Wärme und Einsatzstoffe. Die Wirtschaftlichkeit ist damit nicht mehr gegeben. Weitere Probleme bereiteten Inertstoffe wie Sand und Asche, die auch im Klärschlamm vorhanden wären. Die Versuche mit Biomasse werden nicht weiter verfolgt [Elsner, 2007].

Die Firma Alphakat führt demnächst **Versuche** mit unterschiedlichen Einsatzstoffen unter Zusatz von Klärschlamm durch. **Klärschlamm** soll **als aktivierender Zusatzstoff** mit einem Anteil von 5-30 % wirken und die Prozessbedingungen durch Absenkung der Verölungstemperatur von 350 auf 280 °C verbessern. Der Verwendung von reinem Klärschlamm als einzigen Stoff in der Dieselerzeugung wird nicht angestrebt, da Klärschlamm einen zu hohen Anteil an anorganischen Stoffen aufweist. Die Größe der Anlage und die Art der Einsatzstoffe außer Klärschlamm wurden nicht genannt [Koch, 2007].

In Mexiko steht eine Anlage der Firma alphakat, die **Öl aus Altöl** gewinnt. Die Anlage ist ausgelegt für die **Produktion von 500 l/h** [Alphakat, o. J.]. Ergebnisse sind nicht veröffentlicht.

Im Fachbereich Chemie an der Technischen Universität Kaiserslautern sind **Batch-Versuche** mit **Kunststoffen, Fasern und Restmüllfraktionen im Labormaßstab** geplant,

die das Ziel verfolgen, Massenbilanzen durchzuführen sowie den Katalysator zu optimieren [Ernst, 2007].

Wirtschaftlichkeit, Ökoeffizienz und Fazit

Die katalytische drucklose Verölung ist mit Kunststoffen als Einsatzstoff ein funktionsfähiges Verfahren. Konkrete Aussagen zu Wirtschaftlichkeit und Ökoeffizienz sind derzeit noch nicht veröffentlicht. Ein Klärschlammeinsatz bei der KDV ist aufgrund seines hohen Ascheanteils und des im Vergleich zu Kunststoff hohen C : H-Verhältnisses eingeschränkt. Daher wird die KDV für die Klärschlamm Entsorgung nach gegenwärtigem Kenntnisstand zukünftig nur eine geringe Rolle spielen.

5.2.3 Niedertemperaturkonvertierung (NTK)

Beschreibung des Prinzips

Die Niederdrucktemperaturkonvertierung (trockene Destillation) zur Kohleverflüssigung und zur Herstellung von Aktivkohle ist ein bekanntes, über 100 Jahre altes, Verfahren. Unter Ausschluss von Luft wird Biomasse bei Normaldruck für ca. zwei Stunden auf Temperaturen im Bereich 280°C bis 400°C erhitzt. Dabei entwickeln sich gasförmige Stoffe, die in einem nachgeschalteten Kühler in

- flüssige Kohlenwasserstoffe (Rohöl)
 - Reaktionswasser und
 - Salze
- kondensieren. Daneben entweichen geringe Anteile
- nichtkondensierbarer Gase (H₂, CO₂, C₁-C₃-KW).

Als Festprodukt verbleibt ein

- graphithaltiges Material,
- in dem nichtflüchtige Bestandteile fixiert sind.

Die NTK entspricht chemisch einer Entfunktionalisierung organischer Stoffe, d. h. der Abspaltung von Heteroatomen wie N, S, O oder Cl aus Biomassen. Die Ölbildung bei der NTK von Klärschlamm resultiert aus Fetten und Eiweißstoffen. Die Umwandlung von Kohlenhydraten (Stärke, Cellulose, Holz) führt dagegen zu Reaktionswasser und elementarem Kohlenstoff, der zu 85 % in Form von Graphit vorliegt. Zelluläre Spurenelemente und anorganische Begleitstoffe des Klärschlammes bilden zusammen mit dem elementaren Kohlenstoff das Festprodukt. Der elementare Kohlenstoffanteil beträgt 25 % BIS 30 % [Stadlbauer und Fiedler, 2006].

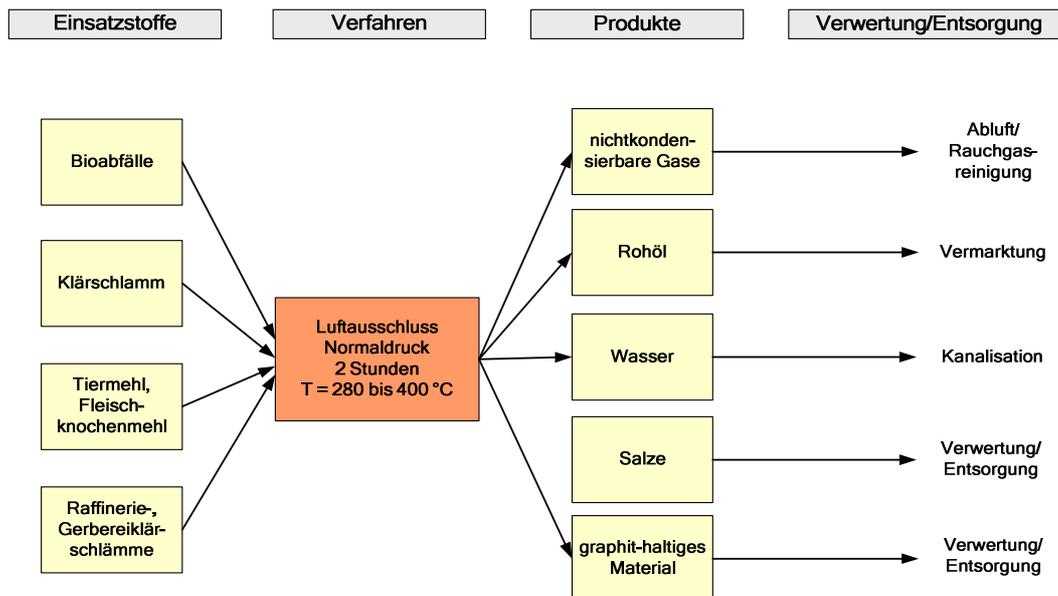


Abbildung 5-8: Prinzipskizze der Niederdruckkonvertierung (NTK) [Quelle: eigene Darstellung]

Forschungsstand

Die thermokatalytische Umwandlung von Klärschlamm in Kohlenwasserstoffe (Öl), aktivierbare Konvertierungskohle, Reaktionswasser und Salze wurde erstmals in den 80er Jahren beschrieben und für verschiedene Substrate getestet. In den 90er Jahren wurde der Verbleib chlororganischer Stoffe bei der NTK intensiv untersucht. Technische Anwendung findet die NTK bei der Verwertung von Raffinerie- und Gerbereiklärschlämmen [Stadlbauer et al., 2003].

Das Labor für Entsorgungstechnik der Fachhochschule Gießen-Friedberg, griff dieses Verfahren wieder auf und untersuchte die NTK von Klärschlamm und Tiermehl in einer **Laboranlage im Batchbetrieb mit Probemengen von 0,5 kg**. Es wurde mit verschiedenen Substraten experimentiert (z. B. Rohschlämme getrocknet und nicht getrocknet; Faulschlämme getrocknet und nicht getrocknet sowie Tiermehl und Fleischknochenmehl).

Weitere Aspekte wurden anhand einer **Pilotanlage mit einem Durchsatz von 50 kg/h** auf der Kläranlage Füssen mit solargetrocknetem Faulschlamm (TS = 80 bis 90 %) geprüft [Stadlbauer, 2003; Stadlbauer et al., 2006a].

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass:

- die Ölausbeute mit zunehmendem Kohlenstoffgehalt im Inputmaterial steigt;
- die CSB-Rückbelastung des Reaktionswassers 1% eines Kläranlagenzulaufs ausmacht;
- der Phosphor des Inputmaterials sich in der Kohle wiederfindet und somit für eine Wiedergewinnung zur Verfügung stehen könnte;
- Nichtflüchtige Schwermetalle aus dem Klärschlamm sich überwiegend in der Kohle wiederfinden;
- flüchtige Schwermetalle wie Quecksilber sich im Rauchgas befinden;

- zwar eine Dehalogenierung der im Substrat vorhandenen Polychlordibenzodioxine und-furane stattfindet, dadurch jedoch die Anzahl der niederchlorierten Kongenere erhöht wird.
- Forschungs- und Entwicklungsbedarf in der Aufbereitung von Rohöl zu Dieselqualität und der Optimierung der Feinstaubabscheidung aus dem entweichenden Gasstrom bestehen.

Die Verbandsgemeinde **Höhr-Grenzhausen** plant, die Pilotanlage, die derzeit in Füssen steht, auf ihrer Kläranlage einzusetzen. Dazu müssen die vorangehenden Klärschlammbehandlungsstufen (Dekanter, Trockner) angepasst werden. Im Laufe des Probetriebes soll insbesondere der Verbleib von Quecksilber untersucht werden. Begleitende Forschungsmaßnahmen sind derzeit (2007) in der Planung [Schürg, 2007].

Eine **großtechnische Anlage** zur Klärschlammbehandlung wurde **noch nicht umgesetzt**. 2005 wurde von der FH Gießen ein Antrag für ein „EU Life“-Projekt zum Bau einer kontinuierlichen Demonstrationsanlage zur NTK von Klärschlamm für einen Durchsatz von 1.400 t/a Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von 90 % im AZV Pfaffertal, Oberpfalz, gestellt [Bojanowski et al., 2005], deren Realisierung nach aktuellem Kenntnisstand noch nicht umgesetzt ist.

Wirtschaftlichkeit und Ökoeffizienz

Die Ökoeffizienz und die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens wurden anhand einer Pilotanlage mit einem Durchsatz von 50 kg/h auf der Kläranlage Füssen mit solargetrocknetem Faulschlamm (TS = 80 bis 90 %) geprüft und mit der Mitverbrennung im Kohleheizkraftwerk verglichen [Stadlbauer et al., 2006b].

Die Studie zeigte, dass die Mitverbrennung unter den gegebenen Umständen die größeren ökologischen und ökonomischen Vorteile hat. Die NTK hat ökonomische Vorteile, wenn keine Kosten für eine Verwertung der kohlehaltigen Rückstände anfallen. Die Ökoeffizienz einer NTK kann dann besser als die der Mitverbrennung sein, wenn die NTK-Produkte (Öl und Kohle) lokal verwertet werden könnten.

Fazit

Die Niedertemperaturkonvertierung (NTK) ist ein bekanntes Verfahren, das aus anderen Anwendungsgebieten auf die Behandlung von kommunalem Klärschlamm übertragen werden kann. Interessant für die Zukunft ist das Gewinnen von Rohöl zur Dieselherstellung und Kohle, aus der eventuell Phosphor zurückgewonnen werden kann. In diesem Bereich und hinsichtlich anderer Aspekte besteht noch Forschungsbedarf.

Je nach vorliegenden Bedingungen kann die NTK ein interessantes, auch wirtschaftliches, Verfahren sein, Klärschlamm zu behandeln. Im Einzelfall ist zu prüfen, ob die Randbedingungen für die NTK günstig sind. Dies ist dann der Fall, wenn die Endprodukte (Öl, Kohle) gewinnbringend vermarktet werden können. Erfahrungen im großtechnischen Maßstab wurden bisher noch nicht gemacht, daher bleibt abzuwarten, ob die NTK zukünftig eine Rolle bei der Klärschlammbehandlung spielen wird. Kurz- bis mittelfristig wird darin jedoch kein Potenzial für eine praktische Anwendung in größerem Umfang gesehen.

5.2.4 Flammlose Oxidation (FLOX)

Beschreibung des Prinzips

Die flammlose Oxidation (FLOX) wird bei der Verbrennung von verschiedenen Brenngasen angewendet. Durch eine hohe Abgas/Luft-Vormischung werden Spitzentemperaturen in der Flamme vermieden und die thermische Stickoxidbildung wird fast vollständig unterdrückt [WS Wärmeprozessestechnik, o. J.a].

Zur **Verbrennung von Klärschlamm selbst ist das Verfahren nicht geeignet**. Denkbar ist die Verbrennung von z. B. aus der Pyrolyse oder Vergasung von Klärschlamm entstandenen Gasen.

Forschungsstand

Das Verfahren wurde Anfang der neunziger Jahre entdeckt und wird bis heute kontinuierlich weiterentwickelt [WS Wärmeprozessestechnik, 2007b]. Es wird durch verschiedene Firmen kommerziell vertrieben und wird insbesondere bei kleineren Brennern angewendet.

In der Kombination mit einer Pyrolyse oder Vergasung von Klärschlamm sind bislang keine großtechnischen FLOX-Anlagen errichtet.

An der Fachhochschule Bingen wurden Vorversuche durchgeführt, die das Potenzial dieser Kombinationstechnik für Klärschlamm herausstellten. Für 2007 ist der **Bau einer großtechnischen Versuchsanlage auf der Kläranlage Ingelheim** geplant. Die Anlage ist für 10.000 EW ausgelegt. Der Klärschlamm wird getrocknet und in einem Pyrolyseofen entgast. Das entstandene Gas wird zusammen mit den Ölen und Teeren in einer nachfolgenden FLOX-Feuerung verbrannt. Die Abwärme wird zur Klärschlamm-trocknung genutzt. Der Pyrolyse-koks soll möglichst gewinnbringend vermarktet werden [Sehn, 2007].

Wirtschaftlichkeit und Ökoeffizienz

Da auf aufwändige Abgasreinigungskomponenten bezüglich Stickstoffs bei der Verbrennung von entstandenen Gasen verzichtet werden kann, ist das Verfahren in Kombination z. B. mit einer Pyrolyse gerade bei einer dezentralen thermischen Klärschlammbehandlung interessant. Genauere Daten zu den Gesamtkosten liegen aber derzeit noch nicht vor.

Fazit

Die flammlose Oxidation ist kein Verfahren zur thermischen Klärschlammbehandlung, sondern ein Verfahren zur Verbrennung von Gasen unter deutlicher Reduzierung von Stickoxidemissionen. Sie ist daher eine Teilkomponente der thermischen Klärschlammbehandlung. Daher kommt es nur in Kombination z. B. mit einer Pyrolyse oder Vergasung in Betracht. Da die flammlose Oxidation als Verfahren bereits als Stand der Technik zu charakterisieren ist, hängt eine Verbreitung dieses Verfahrens in Kombination mit der Klärschlammbehandlung von der Weiterentwicklung der vorangehenden Techniken zur Gasproduktion ab.

5.3 Phosphorrückgewinnung

Die Rückgewinnung von Phosphor aus den Stoffströmen der Abwasserreinigung wird zukünftig verstärkt an Bedeutung gewinnen, da die natürlichen Phosphor-Vorkommen als „endliche Ressource“ anzusehen sind und bei gleichbleibendem Verbrauch in absehbarer Zeit erschöpft sein werden. Deshalb werden seit geraumer Zeit Anstrengungen unternommen andere Phosphorquellen technisch zu erschließen und somit nutzbar zu machen. Ein Ansatzpunkt könnte der kommunale Klärschlamm in seinen verschiedenen Stadien (als Fäll- oder Überschussschlamm auf der Abwasserreinigungsanlage, als Asche aus der Mono-Verbrennung) sein. Aus diesem Grund wird im folgenden Kapitel diese Thematik ausführlich beschrieben.

5.3.1 Phosphorressourcen und Phosphorbedarf

Phosphor stellt wie Stickstoff für alle Lebewesen einen essentiellen Rohstoff dar, der nicht durch andere Substanzen ersetzt werden kann. Er ist für Mensch, Tier und Pflanze unentbehrlich, da Phosphor im Organismus für lebenswichtige Funktionen, wie den Energiestoffwechsel oder als Baustein der DNA, benötigt wird.

Phosphor dient weltweit zu ca. 80% als Düngemittel und wird hauptsächlich aus Phosphaterzlagerstätten gewonnen. Durch Bergbau werden jährlich etwa 130 Mio. t Phosphatgestein gefördert, welches etwa 40 Mio. t Phosphat enthält [Wagner, 2005]. Wegen der großen Nachfrage sind einige Lagerstätten bereits erschöpft und Phosphor zu einer Mangelressource geworden. Da Phosphaterze nicht erneuerbar sind, ist diese Ressource als endlich zu betrachten. Nach Einschätzung der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) beträgt die statische Reichweite¹⁴ der derzeit abbauwürdigen Reserven¹⁵ ca. 87 Jahre [Pinnekamp, 2006]. Bezogen auf die gesamten nachgewiesenen Lagerstätten beträgt die statische Reichweite etwa 360 Jahre.

¹⁴ Unter **Reichweite** wird das Verhältnis zwischen den derzeitigen Reserven und der derzeitigen jährlichen Fördermenge verstanden. Sie kann sich wegen der Variabilität der zwei Größen ständig ändern.

¹⁵ Unter **Reserven** werden die nachgewiesenen und zu heute akzeptierten Kosten ($< 40 \text{ \$/t P}_2\text{O}_5$) abbauwürdigen Lagerstätten verstanden. Zusätzlich werden noch sog. „**Vorräte**“ definiert, bei denen es sich um nachgewiesene, aber noch nicht abbauwürdige Lagerstätten handelt (Kosten $> 40 \text{ \$/t P}_2\text{O}_5$). Darüber hinaus existieren noch die sog. „**Ressourcen**“, bei denen es sich um (noch) nicht nachgewiesene Lagerstätten handelt.

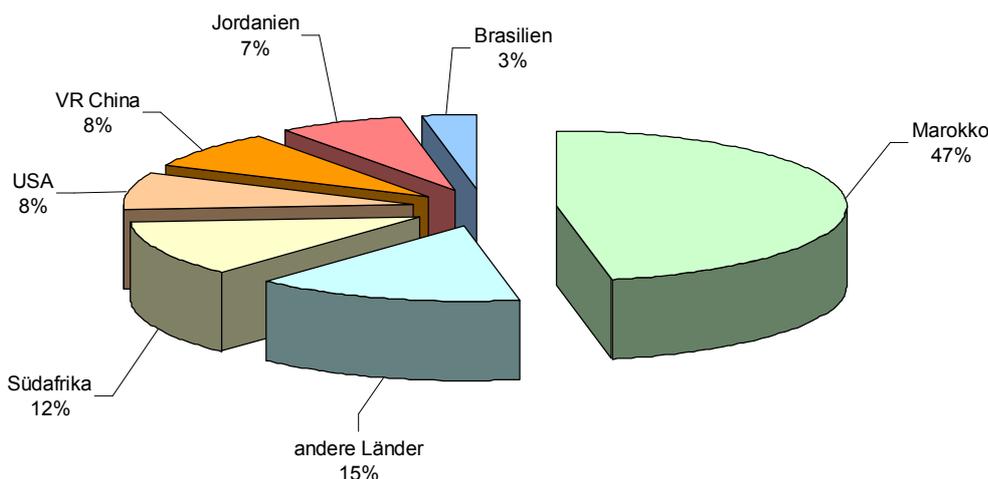


Abbildung 5-9: Verteilung der weltweiten Phosphatvorräte bezogen auf eine Gesamtmenge der Reserven von 12,3 Mrd. t [Quelle: Die Zeit, 2005; eigene Darstellung]

Die größten Phosphatlagerstätten befinden sich auf dem afrikanischen Kontinent in Marokko und Südafrika (siehe Abbildung 5-9). Insgesamt vereinen vier Länder 75% der weltweiten Phosphatreserven auf sich. Je nach Herkunftsort und Qualität können die abgebauten Rohphosphate insbesondere schädliche Schwermetalle, wie z. B. Uran und Cadmium enthalten.

Die Förderung von Phosphat konzentriert sich im Wesentlichen auf wenige Staaten. Die fünf größten Förderländer (USA, Marokko, China, Russland und Tunesien) produzieren zusammen 75% des weltweit gehandelten Rohphosphats [Wagner, 2005]. In Abbildung 5-10 wird die Verteilung der Weltproduktion dargestellt.

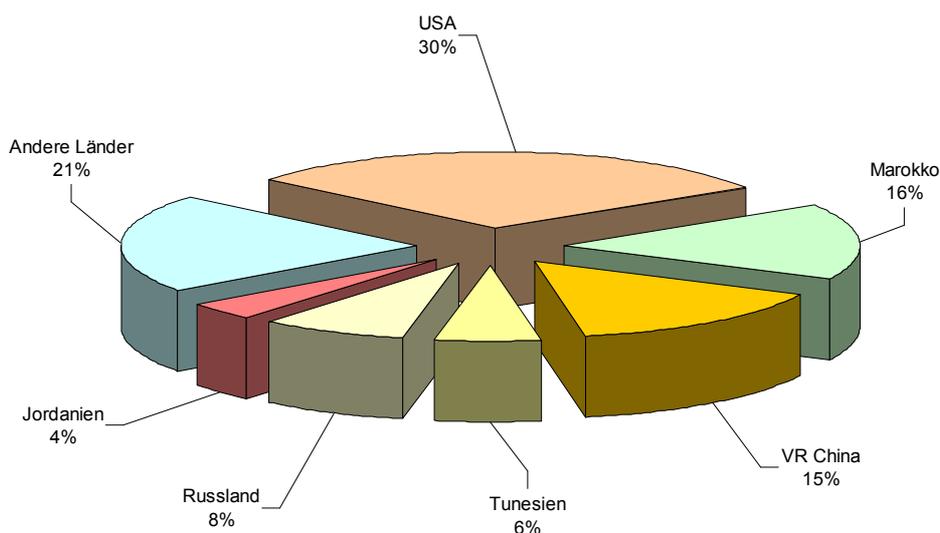


Abbildung 5-10: Weltproduktion von Rohphosphat nach Förderländern im Jahr 2002 [Quelle: Wagner, 2005; eigene Darstellung]

Der weltweite Verbrauch von Phosphat als Düngemittel lag im Wirtschaftsjahr 2005/2006 bei ca. 36,7 Mio. t und hat sich gegenüber dem Vorjahr um 690.000 t verringert (siehe Tabelle 5-6). Tendenziell hat sich der Verbrauch über die letzten Jahre gesehen allerdings erhöht.

Tabelle 5-6: Entwicklung des weltweiten Düngemittelverbrauchs seit 2001 in Mio. t Nährstoff [Quelle: Industrieverband Agrar, 2006b]

	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006
Stickstoff (N)	82,89	85,49	87,06	90,21	90,86
Phosphat (P)	33,35	38,83	35,28	37,47	36,78
Kali (K₂O)	23,02	23,51	25,55	27,08	26,44

5.3.2 Preisentwicklung und Kostenstrukturen

Für Phosphate existieren keine einheitlichen Weltmarktpreise, da es regional erhebliche Preisunterschiede gibt. Diese sind hauptsächlich darin begründet, dass einzelne Kostenkomponenten, wie insbesondere der Transport, stark differieren. Als Verbraucherpreis wird bei [Wagner, 2005] pro Tonne P₂O₅ im Konzentrat eine Summe zwischen 70 und 140 US-Dollar angegeben. Die Preise werden vor allem von der Nachfrage durch große Importnationen bestimmt.

Die Kosten für die Aufbereitung haben mit einem Anteil von ca. 60% das höchste Gewicht. Die Gewinnungskosten für eine Tonne P₂O₅ als Konzentrat schwanken nach Angaben von [Wagner; 2005] zwischen ca. 30 US-Dollar in Marokko und etwa 60 US-Dollar in Brasilien und berücksichtigen keine Angaben zu Kapitaldienst, Förderabgaben und Transport zum Verbraucher.

Bei [NHM London, o. J.] werden für die Anteile der einzelnen Produktionskostenarten (Abschreibung, Transport, Steuern/Abgaben, Aufbereitungskosten, Förderkosten) an den Gesamtkosten sehr unterschiedliche Größenordnungen genannt. In der Regel liegt dort der Anteil der Aufbereitungs- und Förderkosten bei ungefähr 50% der Gesamtkosten. Die Höhe des Anteils der Transportkosten bzw. der Steuern und Abgaben differiert von Region zu Region sehr stark. Beispielsweise beläuft sich der Anteil der Transportkosten an den Gesamtkosten in Syrien, dem Irak und der Türkei auf ca. 25%. In Westafrika sind es dagegen nur etwa 1%.

Die zukünftige Preisentwicklung für Rohphosphate, und damit die Vergleichsbasis für die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm, ist schwierig vorherzusagen. Sie wird vor allem von der Nachfragesituation, der Verknappung der Ressourcen und der technischen Entwicklung bei der Erkundung und Erschließung neuer Lagerstätten abhängen. Da von einem weiteren Anstieg der Welt-Bevölkerung auszugehen ist, wird sich auch die Nachfrage nach Düngemitteln erhöhen. Speziell in den Schwellenländern China und Indien, die in Folge einer hohen Bevölkerung einen großen Bedarf an Lebensmitteln haben, wird ein steigender Verbrauch für Phosphatdüngemittel prognostiziert.

5.3.3 Phosphatbedarf in Deutschland

Deutschland besitzt keine eigenen Lagerstätten für Phosphaterze und ist daher gezwungen jährlich ca. 300.000 t [Die Zeit, 2005] dieses Rohstoffs zu importieren, wovon 85% in der Düngemittelindustrie verwendet werden. Der Absatz von Phosphat in der Düngemittelindustrie ist nach Angabe von [StBA und BMELV, 2006] im Wirtschaftsjahr 2005/2006 zurückgegangen und hat sich damit gegenüber dem Vorjahr von 303.000 t P_2O_5 auf 274.000 t P_2O_5 um 29.000 t (vorläufige Zahlen) verringert. Gegenüber dem Wirtschaftsjahr 1999/00 ist sogar ein Rückgang um 146.000 t zu verzeichnen. Abbildung 5-11 zeigt die Entwicklung des Düngemittelabsatzes in Deutschland für die vier Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphat, Kali und Kalk während der letzten Wirtschaftsjahre. Hinsichtlich des Phosphats ist zu erkennen, dass der Absatz in den angegebenen Zeiträumen relativ stabil war.

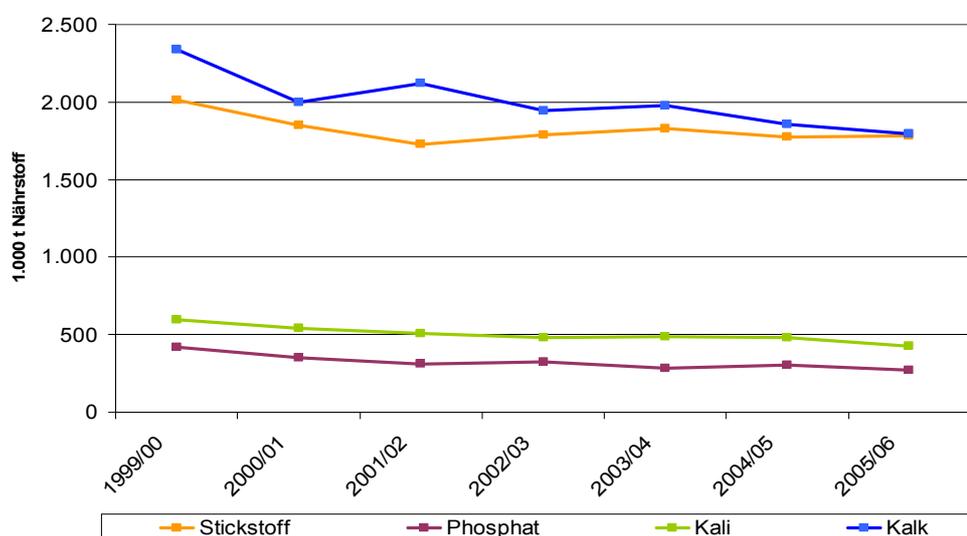


Abbildung 5-11: Entwicklung des Düngemittelabsatzes in Deutschland seit 1999/2000 [Quelle: StBA und BMELV, 2006; eigene Darstellung]

Da Phosphor nicht durch andere Stoffe substituiert werden kann, gewinnt dessen Kreislauf-führung an Bedeutung, welche in den vergangenen Jahrzehnten mittels der landwirtschaftlichen Nutzung des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors betrieben wurde [Herbst et al., 2005].

Im Verhältnis zum Phosphormineraldüngereinsatz macht Klärschlamm nährstoffbezogen gegenwärtig 18% aus. Würde Deutschland vollständig auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung verzichten, müssten jährlich 30.800 t P aus Klärschlamm durch kostenintensivere Mineraldünger ersetzt werden [Mönicke, 2005].

Um zukünftig einen Beitrag zur Schonung der Phosphorreserven zu leisten, beschäftigt sich die Forschung mit Techniken und Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm, die nachfolgend genauer beschrieben werden.

Als Phosphorrückgewinnung werden laut [Pinnekamp, 2006] diejenigen Verfahren bezeichnet, bei denen ein mineralisches Produkt mit hohem Phosphoranteil gewonnen wird, welches

entweder direkt in der Landwirtschaft oder als Rohstoff in der Düngemittelindustrie verwendet werden kann.

Nach [Gethke et al., 2007] sind derzeit über 22 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus den Stoffströmen Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche bekannt, wovon aber bisher nur sechs im großtechnischen Maßstab umgesetzt wurden (siehe Tabelle 5-7 bis Tabelle 5-9). Die anderen Verfahren wurden bisher nur im Labor und/oder im halbertechnischen Maßstab erprobt. Alle Verfahren zeichnen sich durch eine komplexe und aufwändige Verfahrenstechnik aus.

5.3.4 Phosphorbilanz und Rückgewinnungspotenziale

Aus den einzelnen Stoffströmen der Abwasserreinigung ergeben sich unterschiedliche Rückgewinnungspotenziale für Phosphor. Abbildung 5-12 zeigt vereinfacht die Phosphormassenströme für eine konventionelle Belebungsanlage mit anaerober Stabilisierung inklusive nachgeschalteter Verbrennung. Sie verdeutlicht die Rückgewinnungspotenziale für die Stoffströme Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche.

Am Zulauf wird von einer Phosphorfracht von $1,9 \text{ g P/(E*d)}$ und am Ablauf von $0,2 \text{ g P/(E*d)}$ ausgegangen. Abbildung 5-12 verdeutlicht, dass der mit Abstand größte Teil des Phosphors aus dem Zulauf ($1,5 \text{ g P/(E*d)}$) über den Überschussschlamm entnommen wird.

Der einer Faulung zugeführte Klärschlamm (Primärschlamm und Überschussschlamm) beinhaltet insgesamt eine Phosphorfracht von ca. $1,7 \text{ g P/(E*d)}$ und besitzt einen Phosphorgehalt von etwa $2,1\% P_{\text{TR}}$, der sich durch die Faulung auf $3,1\% P_{\text{TR}}$ erhöht. Da die Feststofffracht durch Faulung und Verbrennung reduziert wird, kommt es beim Durchlaufen des Prozesses zu einer Aufkonzentration von Phosphor bis zu einem resultierenden Gehalt von $6,5\% P_{\text{TR}}$ in der Klärschlammasche.

Mittels der Massenströme lassen sich Rückschlüsse auf das Rückgewinnungspotenzial aus den einzelnen Stoffströmen ziehen (siehe Abbildung 5-12). Dabei ist zu beachten, dass sich die in der Abbildung angegebenen Potenziale auf die jeweils ausschließliche Nutzung **eines** Stoffstroms zur Rückgewinnung beziehen:

- a) Rückgewinnung aus dem Abwasser der biologischen Reinigung **oder**
- b) Rückgewinnung aus dem anfallenden Klärschlamm **oder**
- c) Rückgewinnung aus der Klärschlammasche (bei thermischer Klärschlammbehandlung).

Geht man z. B. davon aus, dass nach der biologischen Abwasserreinigung nur $1,0 \text{ g P/(E*d)}$ im Prozesswasser verbleiben und die spezifische Ablaufracht $0,2 \text{ g P/(E*d)}$ beträgt, ergibt sich ein Rückgewinnungspotenzial von bis zu $0,8 \text{ g P/(E*d)}$, was einem maximalen Anteil von ca. 42% der Phosphorzulauftracht zur Kläranlage entspricht (siehe Abbildung 5-12, Variante a)). Bei einer Rückgewinnung von Phosphor aus stabilisiertem Schlamm bzw. Klärschlammasche lässt sich jeweils ein Rückgewinnungspotenzial von $1,7 \text{ g P/(E*d)}$ ableiten, was ca. 89% der Phosphorzulauftracht der Kläranlage entspricht (Variante b) und c)).

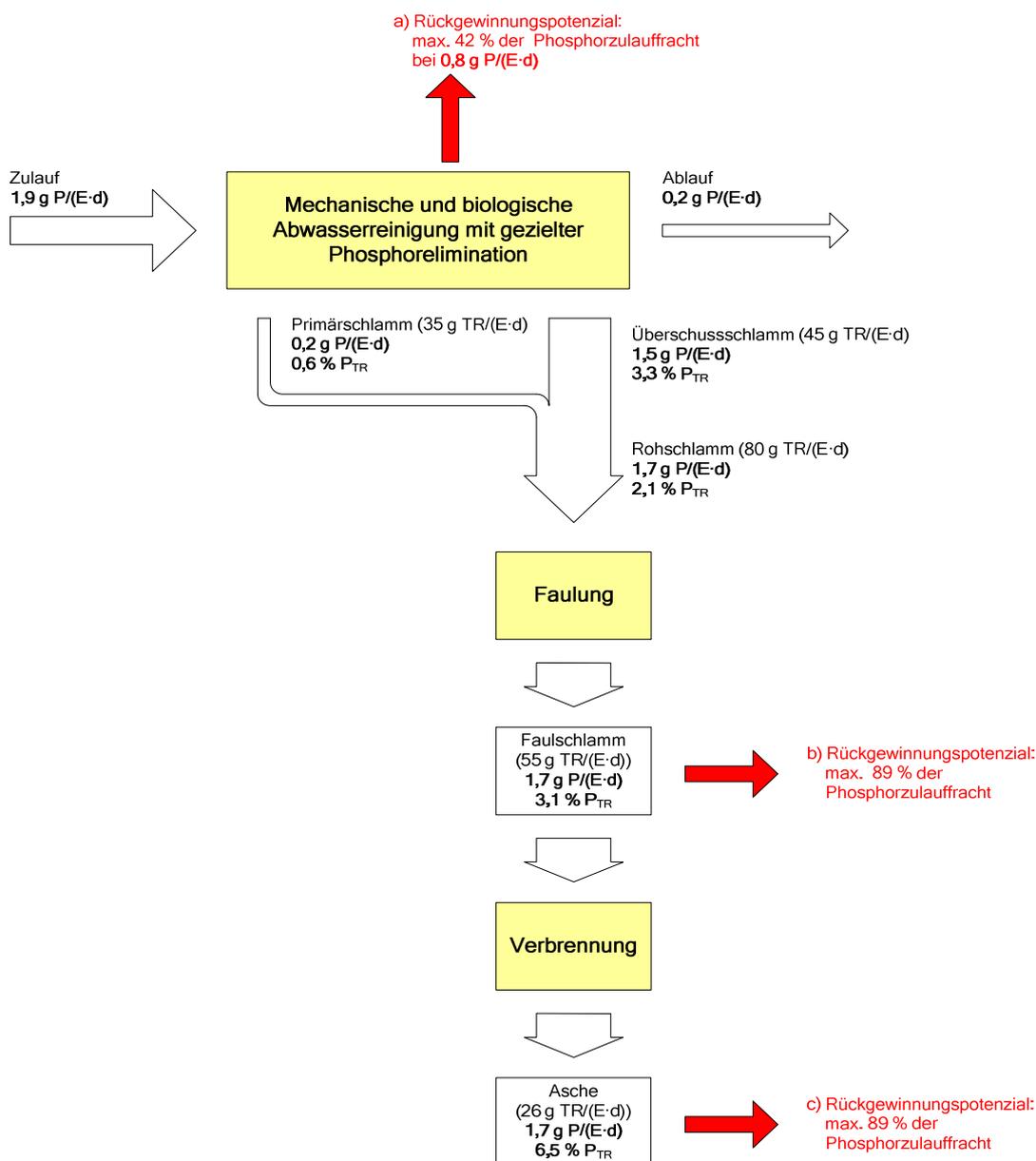


Abbildung 5-12: Phosphormassenströme und Rückgewinnungspotenziale [bezogen auf den Einsatz bei jeweils einer Verfahrensvariante a), b) oder c)] für eine konventionelle Belebungsanlage mit anaerober Stabilisierung und nachgeschalteter Verbrennung unter durchschnittlichen Zulaufverhältnissen und unter Vernachlässigung von Rückbelastungen und Nebenströmen [Quelle: verändert nach Jardin, 2002]

5.3.5 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung

Die Möglichkeit des Einsatzes einer Phosphorrückgewinnung besteht generell an mehreren Stellen (z. B. beim entwässerten Klärschlamm, bei Klärschlammasche), kann aber nach folgenden Kriterien hinsichtlich der Art und Effizienz der Verfahren unterschieden werden [vgl. Pinnekamp, 2006]:

- Durchsatzmenge,
- Volumenstrom,
- Phosphorkonzentration,
- Bindungsform des Phosphors und
- Rückgewinnungspotenzial.

Nach diesen Kriterien betrachtet ist z. B. der Kläranlagenablauf für eine Rückgewinnung von Phosphor relativ ungeeignet, da die Phosphatkonzentration zu gering ist und bei einem Ausfall der Rückgewinnungsanlage die Gefahr von Gewässerbeeinträchtigungen besteht [Pinnekamp, 2006]. Die Rückgewinnung von Phosphor aus entwässertem Klärschlamm und Klärschlammasche ist dagegen gut möglich, da Phosphor hier in höheren Konzentrationen vorliegt. Eine Phosphorrückgewinnung an anderen Stellen der Kläranlage wird in der Fachwelt gegenwärtig nicht diskutiert.

Im Folgenden sollen die derzeit in der Forschung am meisten diskutierten Verfahren der Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche genauer betrachtet werden. Auf die Rückgewinnung aus den Prozesswässern der Schlammbehandlung wird dagegen nicht im Detail eingegangen.

5.3.5.1 Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser

Die Gesamtposphorfracht im Zulauf der kommunalen Kläranlagen in Deutschland aus 124 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten und einer spezifischen Phosphorfracht von 1,8 g P/ (E*d) ergibt eine Menge von ca. 81.500 t P/a [Gethke et al., 2007]. Darin enthalten ist die von indirekteinleitenden Industriebetrieben zugeführte Menge von etwa 18.250 t P/a [Herbst et al., 2005].

Im Abwasser stehen je nach Art der Phosphorelimination etwa 33 bis 67% der Zulauffracht für eine Rückgewinnung zur Verfügung [Buer und Stepkes, 2002]. Mit einer Nachfällung können maximal 0,8 g P/ (E*d) oder 42% der Phosphorzulauffracht einem Recycling zugeführt werden [ATV-Arbeitsbericht, 2003b]. Für eine Rückgewinnung aus der wässrigen Phase bieten sich theoretisch der Ablauf der Kläranlage, das Überstandswasser nach einer Teilstrombehandlung und die wässrige Phase nach einer Klärschlamm-Desintegration an [Cornel und Schaum, 2005].

Bei der Phosphorrückgewinnung aus Abwasser können in technischer Hinsicht im Wesentlichen zwei Verfahrensprinzipien unterschieden werden: Fällungsverfahren und Kristallisationsverfahren [vgl. ATV-Arbeitsbericht, 2003b]. Darüber hinaus lassen sich hinsichtlich des Produkts zwei Entwicklungspfade ausmachen: die Abtrennung von Phosphor mittels Calci-

umphosphat und die Fällung bzw. Kristallisation von Phosphor als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) [Cornel und Schaum, 2005].

Bei den Fällungsverfahren können handelsübliche Fällmittel (z. B. Metallsalze, Kalkhydrat, Aluminate) bei der Nachfällung oder der Fällung von Abwasser im Nebenstrom verwendet werden, womit eine gezielte Entnahme und direkte Rückgewinnung von Phosphor ermöglicht wird [ATV-Arbeitsbericht, 2003b]. Einen Sonderfall stellt die Ausfällung von Struvit (MAP) dar, der in den letzten Jahren verstärkt Aufmerksamkeit gewidmet wird. Beispiele für klassische Fällungsverfahren sind unter anderem die Nachfällung, welche trotz eines hohen Wirkungsgrads selten zum Einsatz kommt, und die Flockungsfiltration als Sonderfall der Nachfällung (siehe auch Tabelle 5-7).

Bei der impfkristallinduzierten Phosphatabscheidung wird z. B. Quarzsand, Calcit oder Tobermorit als Impfmateriale eingesetzt [ATV-Arbeitsbericht, 2003b]. Durch den Zusatz von Impfkristallen wird versucht das chemische Gleichgewicht zwischen Calcium und Phosphat einzustellen und dadurch den Phosphatgehalt im Wasser zu senken. Gelingt die Einstellung des Gleichgewichts können theoretisch Restkonzentrationen von 0,002 mg P/l erreicht werden [Buer und Stepkes, 2002]. Um die Impfkristalle herum bildet sich reines Calciumphosphat. Da keine Fällmittel zugegeben werden müssen, sind höhere P-Gehalte im Produkt erreichbar. Ein Beispiel für eine impfkristallinduzierte Phosphatabscheidung ist das Kristallisationsverfahren Crystalactor[®] aus den Niederlanden (siehe auch Tabelle 5-7).

In Tabelle 5-7 werden Beispiele für die gegenwärtig diskutierten Verfahren einer Phosphorrückgewinnung aus Abwasser aufgelistet, die im Ablauf der biologischen Abwasserbehandlung eingesetzt werden können. Diese Verfahren wurden bisher nur im Labor und/oder im halbtechnischen Maßstab erprobt. Darüber hinaus finden sich in Tabelle 5-8 Verfahren zur Rückgewinnung aus Prozesswässern der Schlammbehandlung. Die genannten Verfahren wurden zum Teil von Unternehmen entwickelt und werden hauptsächlich von diesen eingesetzt.

Tabelle 5-7: Beispiele für derzeit diskutierte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser [Quelle: verändert nach Gethke et al., 2007]

Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser			
Verfahren	Merkmale	Bemerkung	Großtechnische Umsetzung
Adsorptionsverfahren	Adsorption von Phosphor durch Aktivtonerde auf Filter, Desorption des Phosphats mit Natronlauge, Neutralisation der Lösung mit Kohlensäure, Fällung des Phosphats mit Kalk	schwierige Regeneration der Adsorber, sehr aufwendige Technik	-
Kristallisationsverfahren (Crystalactor®)	Wirbelschichtreaktor mit Aufwuchsmaterial für Kristalle, Phosphatfällung mit Magnesium oder Calcium, Absinken und Abtrennung der Kristalle	Bio-P im Hauptstrom	-
Magnetseparator	Zugabe klassischen Fällmittels und feinkörnigen Magnetits als magnetisches Trägermaterial sowie Flockungshilfsmittel, Bildung von Makroflocken, Flockulationsrohr mit zyklisch arbeitendem Magneten, Festhalten der Makroflocken im Magnetfeld, Spülung bei 80%iger Beladung des Magneten, Gewinnung des Phosphats	Technik mit sehr hohem Energieaufwand	-
Nachfällung/Flockung-Filtration	Klassisches Verfahren zur Phosphorelimination mit Einsatz von Magnesiumverbindungen oder Tonerde als Fällmittel, Gewinnung des phosphatreichen Fällschlamm	-	-
RIM NUT Ionenaustauscher	Kationentauscher (natürliche Zeolithe) für Ammoniumionen, Anionentauscher (stark basisches Material) für Phosphationen, Regenerierung der Ionentauscher mit Natrium-Chlorid-Lösung, Phosphatfällung im Waschwasser durch Magnesium-zugabe und pH-Wert-Anhebung	-	-

5.3.5.2 Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Klärschlammbehandlung

Klärschlamm bietet (neben Klärschlammasche) den höchsten Wirkungsgrad bei der Phosphorrückgewinnung. Unter deutschen Verhältnissen (ca. 1,8 g P/(E*d)) gilt nach [Jardin, 2002], dass rund 40 bis 55% der Phosphorzuladung, auch ohne Maßnahmen zur gezielten P-Elimination, im Klärschlamm eingebunden werden. Bei der Abwasserreinigung mit Phosphorelimination (Bio-P und/oder Simultanfällung) gelangen etwa 90% der Phosphorzuladung in den Klärschlamm. Für die Rückgewinnung geeignet sind Primär-, Überschuss-, Roh- und Faulschlamm.

Im Allgemeinen sind zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm folgende Schritte notwendig [vgl. Weideler et al., 2007]:

- Rücklösung des im Schlamm gebundenen Phosphors durch den (eventuell kombinierten) Einsatz von Säuren, Laugen, Hitze oder Druck;
- Abtrennung der phosphorreichen flüssigen Phase von der zurückbleibenden festen Phase;

- Phosphorrückgewinnung aus der flüssigen Phase (z. B. mittels Fällung oder Ionenaustausch) und Abtrennung des Phosphorprodukts.

Ein wichtiger Einflussfaktor für die Rücklösung des Phosphors sind die für die P-Elimination eingesetzten Fällungsmittel, da diese die Rückgewinnungsverfahren stören können [Cornel und Schaum, 2005]. Eine Rücklösung von Phosphor ist sowohl im sauren als auch im alkalischen Milieu möglich, wobei das saure Milieu in [Cornel und Schaum, 2005] als der vielversprechendere Weg bezeichnet wird. Nach der Überführung des gebundenen Phosphors in die flüssige Phase, kann dieser mit unterschiedlichen Separationstechniken abgetrennt werden.

Alle diskutierten Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm verfolgen das Ziel, ein Produkt zu erzeugen, welches in der Landwirtschaft bzw. in der Düngemittelindustrie verwendet werden kann.

In Tabelle 5-8 werden Beispiele für die gegenwärtig diskutierten Verfahren einer Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Schlammbehandlung aufgelistet. Von den aufgeführten Verfahren wurden bisher fünf großtechnisch umgesetzt. Alle anderen sind bisher nur im Labor und/oder im halbertechnischen Maßstab erprobt worden. Die genannten Verfahren wurden zum Teil von Unternehmen entwickelt und werden hauptsächlich von diesen eingesetzt.

Tabelle 5-8: Beispiele für derzeit diskutierte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Schlammbehandlung [Quelle: verändert nach Gethke et al., 2007]

Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Schlammbehandlung			
Verfahren	Merkmale	Bemerkung	Großtechnische Umsetzung
Aqua-Reci-Prozess	Überkritische Oxidation des Klärschlammes (60s, >375°C, 220bar), Anschluss des anorganischen Rückstands mit Lauge bei 90°C, Phosphatfällung mit Kalk, Abtrennung des Calciumphosphats	Komplexe Verfahrenstechnik	-
CAMBI-Prozess mit basischer Phosphorextraktion	Entwässerung des Schlammes, dreistufige Hydrolyse (max. 165°C, 12bar), Extraktion des Phosphors mit Ammoniak-Starkwasser, MAP-Fällung	Komplexe Verfahrenstechnik, Bio-P im Hauptstrom	-
Klärschlammbehandlung im Eisenbad mit Phosphorrückgewinnung	Zugabe des Schlammes zum Eisenbad, Reduzierung der Phosphorverbindungen, Bindung des gelösten Phosphors an die Schlacke durch Eintrag von Sauerstoff, Abzug der Schlacke	nur in Verbindung mit Eisen produzierender Industrie sinnvoll	-
Kristallisationsverfahren (Crystalactor®)	Wirbelschichtreaktor mit Aufwuchsmaterial für Kristalle, Phosphatfällung mit Magnesium oder Calcium, Absinken und Abtrennung der Kristalle	Bio-P im Nebenstrom	Geestmerambacht, Niederlande
LOPROX-Prozess mit Phosphorrückgewinnung durch Nanofiltration	Katalytische Niederdruck-Nassoxidation des Schlammes, Fest-Flüssig-Trennung, Abtrennung des Phosphors aus der flüssigen Phase durch Nanofiltration	Komplexe Verfahrenstechnik	-
Phosphorrückgewinnung aus ausgefaultem Schlamm	Aufschluss des Schlammes mit Säure, Komplexbildung der in der Aufschlusslösung enthaltenen Kationen sowie MAP-Kristallisation	Komplexe Verfahrenstechnik	-
Phosphorrückgewinnung aus ausgefaultem Schlamm (Berliner Wasserbetriebe)	MAP-Fällung im Faulschlamm, Abtrennung des MAP durch Hydrozyklon	Bio-P im Hauptstrom	Waßmannsdorf, Berlin
Phostrip-Verfahren	Mischung Rücklaufschlamm (Teilstrom) mit vorgeklärtem Abwasser, erhöhte Rücklösung von Phosphatphosphor, Fest-Flüssig-Trennung, Phosphatfällung mit Kalkmilch aus der flüssigen Phase	Bio-P im Nebenstrom	5 Anlagen in den USA
PRISA-Verfahren	Erhöhte Rücklösung von Phosphatphosphor ins Überstandswasser (geänderte Betriebsweise des Voreindickers), Tuchfiltration, MAP-Fällung	Bio-P im Hauptstrom	-
P-RoC-Verfahren	Flotation, Kristallisationsreaktor mit tobermoritreichem Calcium-Silikat-Hydrat als Kristallisationsmaterial für flüssige Phase, Absetzbecken zur Abtrennung des Calciumphosphats	-	-
Seaborne-Verfahren	Anaerobe Schlammbehandlung, Laugung des Faulschlammes, sulfidische Schwermetallfällung, Phosphatfällung mit Magnesium	Komplexe Verfahrenstechnik	Gifhorn, Niedersachsen
Thermische Hydrolyse von Klärschlamm (KREPRO-Prozess)	Entwässerung des Schlammes, Aufschluss mit Säure, thermische Behandlung (45min, 140°C, 4bar), Fest-Flüssig-Trennung, Phosphatfällung mit Eisen in der flüssigen Phase	Komplexe Verfahrenstechnik	Helsingborg und Malmö, Schweden

5.3.5.3 Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche

Klärschlammasche muss für eine wirtschaftliche Rückgewinnung von Phosphor diesen in möglichst hohen Konzentrationen enthalten. Deshalb ist Asche aus Monoverbrennungsanlagen prinzipiell geeigneter als Asche aus Mitverbrennungsanlagen. Bei [Jardin, 2002] werden Phosphorkonzentrationen in Klärschlammaschen aus Monoverbrennungsanlagen zwischen 4 und 8% bzw. 10 und ca. 22% P_2O_5 angegeben.

Durch die Verbrennung des Klärschlammes kommt es zwar zu einer weitgehenden Zerstörung der organischen Substanz (Glühverlust $< 1\%$) und der im Klärschlamm enthaltenen organischen Schadstoffe, aber zu einer Aufkonzentration von anderen Schadstoffen, wie z. B. Schwermetallen.

Aus Klärschlammasche kann theoretisch der gesamte, dem Abwasser durch Klärschlamm entzogene Phosphor zurückgewonnen werden. Das Rückgewinnungspotenzial beträgt nach [Herbst et al., 2005] etwa 85 bis 90% der Phosphorzulaufracht zur Kläranlage.

Für eine Nutzung des Phosphors aus Aschen von Klärschlammmonoverbrennungsanlagen stehen prinzipiell zwei Wege zur Verfügung [vgl. Schaum und Cornel, 2005]:

- die direkte Nutzung der Asche durch Aufbringung als Düngemittel auf landwirtschaftliche Flächen (in der Praxis eher unwahrscheinlich) bzw. die Nutzung der Asche als Rohstoff in der elektrothermischen Phosphatindustrie sowie
- die Aufbereitung der Asche zum Zweck der Rückgewinnung eines phosphathaltigen Produkts.

Auch bei Klärschlammaschen gilt analog zum Klärschlamm, dass der enthaltene Phosphor zunächst nur in gebundener Form vorliegt. Zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche ist deshalb auch hier eine Rücklösung des in der Asche gebundenen Phosphors durch den (eventuell kombinierten) Einsatz von Säuren, Laugen, Hitze oder Druck notwendig.

Nach den Untersuchungen von [Cornel und Schaum, 2005] konnte bei pH-Werten $< 1,5$ eine fast vollständige Rücklösung des gebundenen Phosphors erreicht werden. Bei Klärschlammasche ist eine Rücklösung im alkalischen Milieu zwar möglich, weist aber nur ein geringes Rückgewinnungspotenzial auf.

Insgesamt werden in Deutschland derzeit nahezu 419.000 t TS/a Klärschlamm in 22 kommunalen und betriebseigenen Klärschlammmonoverbrennungsanlagen verbrannt, was in etwa einem bundesweiten Entsorgungsanteil von 19% entspricht [Hanßen und Rothsprack, 2005a]. Unter den Bedingungen einer jährlichen P-Fracht von 20.000 - 23.000 Mg P_2O_5 und einem Phosphorverbrauch in der Landwirtschaft von ca. 280.000 Mg P_2O_5 pro Jahr ergibt sich bei einer P-Rückgewinnung ein Substitutionspotenzial von 7 - 8% [Schaum und Cornel, 2005]. Bezogen auf die genehmigte Kapazität der Anlagen von 685.000 t TS/a beträgt es maximal 12-13%.

In Tabelle 5-9 werden Beispiele für gegenwärtig diskutierte Verfahren einer Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche aufgelistet. Diese Verfahren wurden bisher nur im Labor und/oder im halbtechnischen Maßstab erprobt. Die dort genannten Verfahren wurden zum Teil von Unternehmen entwickelt und werden hauptsächlich von diesen eingesetzt.

Tabelle 5-9: Beispiele für derzeit diskutierte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche [Quelle: verändert nach Gethke et al., 2007]

Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche			
Verfahren	Merkmale	Bemerkung	Großtechnische Umsetzung
BioCon-Verfahren	Aufschluss durch Säure, Einsatz mehrerer Ionentauscher, Gewinnung von Phosphorsäure	komplexe Verfahrenstechnik	-
Phosphorrückgewinnung durch thermische Behandlung von Klärschlammaschen (ASH DEC Umwelt AG)	Mischung der Klärschlammasche mit Chloriden und Säure, thermische Behandlung im Trockner und anschließendem Thermoreaktor (950°C), Verdampfung und Abtrennung von Schwermetallchloriden, Rückstand mit Phosphaten in pflanzenverfügbarer Form, Pelletierung des Rückstands	-	Eferding, Österreich (soll 2007 in Betrieb genommen werden)
Phosphorrückgewinnung durch thermische Behandlung von Klärschlammaschen (BAM)	Mischung der Klärschlammasche mit Kalium- oder Magnesiumchlorid, thermische Behandlung im Drehrohrföfen (>850°C), Verdampfung und Abtrennung von Schwermetallchloriden, Rückstand mit Phosphaten in pflanzenverfügbarer Form	-	-
RüPA-Verfahren	Aufschluss durch Säure, Fest-Flüssig-Trennung, Einsatz von Ionentauschern und Flüssig-Flüssig-Extraktion zur Schwermetallentfernung, Phosphatfällung aus Aluminiumphosphat durch pH-Wert-Anhebung, Abtrennung des Aluminiumphosphats	komplexe Verfahrenstechnik	-
SEPHOS-Verfahren	Aufschluss durch Säure, Abtrennung der flüssigen Phase, Phosphatfällung als Aluminiumphosphat durch pH-Wert-Anhebung, Abtrennung des Aluminiumphosphats und Aufschluss mit Lauge, Fest-Flüssig-Trennung, Phosphatfällung durch Calcium, Abtrennung des Calciumphosphats	komplexe Verfahrenstechnik	-

Eines der aktuellsten Projekte zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammaschen in Deutschland ist das EU-Projekt SUSAN (**S**ustainable and **S**afe Reuse of Municipal Sewage Sludge for **N**utrient Recovery), welches von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung in Berlin (BAM) koordiniert wird. Ziel des Projekts ist die Entwicklung einer technischen Lösung für die Umwandlung von Klärschlammaschen in marktfähige Phosphordüngemittel und darüber hinaus auch die Untersuchung der Düngewirkung der dabei entstehenden phosphorhaltigen Produkte.

Am Anfang der Prozesskette (siehe Abbildung 5-13) stehen die Monoverbrennung (mono-incineration) des Klärschlammes und die damit einhergehende Zerstörung der im Schlamm enthaltenen organischen Schadstoffe. Als Produkt entsteht Klärschlammasche, die eine mehr oder weniger große Aufkonzentration von Phosphor, aber auch von Schwermetallen aufweist, die eine direkte Verwertung in der Landwirtschaft nicht zulassen. In einem zweiten Schritt wird die phosphorhaltige Asche deshalb einer thermochemischen Behandlung (thermo-chemical treatment) in einem Rohföfen unterzogen (siehe Abbildung 5-14). Dort werden die Aschen mit chlorhaltigen Stoffen in Kontakt gebracht und die Schwermetalle in Chloride überführt, die bei Temperaturen > 850°C verdampfen und so aus dem Stoffstrom ausgeschleust werden können [Kley et al., 2005]. Die Ausschleusung erfolgt über den Gaspfad mit

anschließender Abscheidung an entsprechenden Aggregaten. Ergebnis der thermochemischen Behandlung ist ein phosphorhaltiges Produkt, welches als Rohstoff in der Düngemittelindustrie genutzt werden kann.

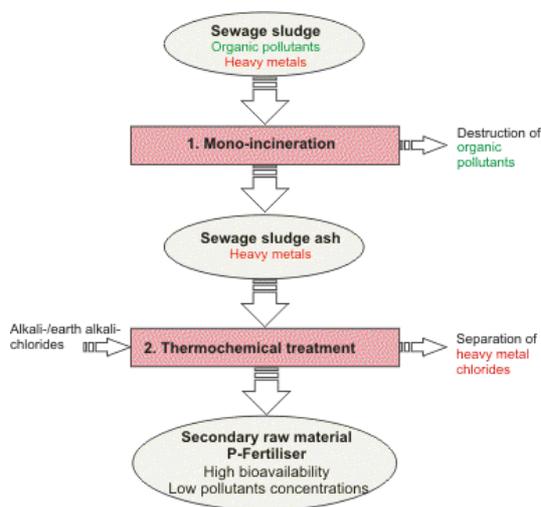


Abbildung 5-13: Ablaufschema des Verfahrens zur thermochemischen Behandlung von Klärschlammaschen im Projekt SUSAN [Quelle: SUSAN, o. J.a]

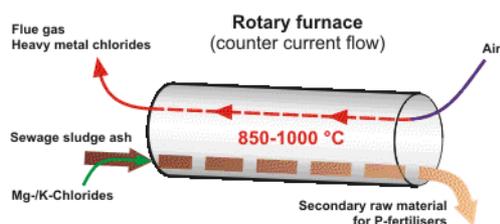


Abbildung 5-14: Thermochemisches Verfahren zur Aufbereitung von Klärschlammaschen zu einem phosphorhaltigen Rohmaterial für die Düngemittelproduktion mit einem Rohrofen (EU-Projekt SUSAN) [Quelle: SUSAN, o. J.b]

Hinsichtlich der Löslichkeit des im Produkt enthaltenen Phosphors und seiner Pflanzenverfügbarkeit konnten in ersten Versuchen gute Ergebnisse erzielt werden [Kley et al., 2005].

5.3.6 Kosten der Phosphorrückgewinnung

Für die Verfahrenstechniken, die bereits großtechnisch umgesetzt wurden, liegen laut [Gethke et al., 2007] wegen der geringen Betriebsdauer noch keine belastbaren Betriebsdaten und Jahreskosten vor. Für die verschiedenen Produkte der einzelnen Rückgewinnungsverfahren ist zudem noch kein Marktpreis vorhanden.

Für einige Verfahren liegen allerdings Kostenmodelle mit Kostenschätzungen vor. In Tabelle 5-10 wird beispielhaft eine Kostenkalkulation für das Phostrip-Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus der flüssigen Phase aufgeführt, die eine Richtgröße für Investitions- und Betriebskosten für das Gesamtverfahren darstellen soll [Berg und Donnert, 2005]. Die Kosten beinhalten die Erweiterung einer Kläranlage um bestimmte technische Komponenten und berücksichtigen Investitions-, Energie-, Betriebs- und Instandhaltungskosten sowie die Kosten für das Kristallisationsmaterial inklusive Transport. Nicht berücksichtigt wurden die anfallenden Entsorgungs- und Schlammbehandlungskosten sowie ein möglicher Erlös aus der Vermarktung des Endprodukts.

Tabelle 5-10: *Kostenmodell für Phostrip-Verfahren, Nachreinigung, P-Rückgewinnung und Solartrocknung des Produkts (Bezugsgröße: Kläranlage mit 45.000 EW und 250 l/E*d inklusive Fremdwasser) im Vergleich zu einer herkömmlichen Simultanfällung [Quelle: Berg und Donnert, 2005]*

Verfahrenskomponenten	Jährliche Kosten (Euro/EW und Jahr)
1. Phostrip (Bio-P im Nebenstrom)	0,79
2. Vorreinigung (physikalische Flotation)	0,32
3. Kristallisation	
Festbett (upflow-Filtration)	1,71
Rührreaktor (diskontinuierlicher Batchbetrieb)	1,30
Rührreaktor (Durchlaufbetrieb)	1,10
Schwebebett	0,95 - 1,24
4. Solartrocknung des Kristallisationsprodukts	0,09
Gesamtkosten des Verfahrens	2,14 - 2,90
Kosten für Simultanfällung mit Eisensalzen und Entsorgung des Fällschlammes (Österreich):	(Euro/EW und Jahr)
Landwirtschaftliche Verwertung	1,55
Kompostierung	1,66
Verbrennung	1,86

Die Gesamtkosten des Phostrip-Verfahrens werden in Tabelle 5-10 mit 2,0 bis 2,3 €/EW und Jahr angegeben und liegen um das 1,2 bis 1,5-fache über den Kosten der Simultanfällung mit Eisensalzen, wenn der Fällschlamm landwirtschaftlich verwertet wird. Bei einer kostenintensiveren Entsorgung, z. B. durch Verbrennung, gleichen sich die Gesamtkosten zunehmend an. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass in den Gesamtkosten für die Verwendung des Phostrip-Verfahrens noch keine Entsorgungskosten für den verbleibenden Schlamm enthalten sind.

Der Marktwert des Produkts als Düngemittel wird von [Berg und Donnert, 2005] auf ca. 1 €/kg P geschätzt, was mit kommerziellen Düngemitteln vergleichbar ist. Für Phosphatdünger

aus dem Großhandel für den landwirtschaftlichen Bereich sind in Deutschland Preise zwischen etwa 0,39 bis 0,44 € je kg P_2O_5 zu zahlen, was einem Preis von 0,9 bis 1 €/kg P entspricht [Pinnekamp, 2006]. Die Kosten für die Rückgewinnung von Phosphor liegen also gegenwärtig noch ein Vielfaches über diesen Preisen. Bei [Cornel und Schaum, 2005] wird ein Faktor von 1,5 bis 10 über dem Importpreis von Rohphosphat angegeben.

5.3.7 Nutzung der Phosphate aus der Rückgewinnung

Bei den derzeit diskutierten Verfahren der P-Rückgewinnung entstehen insbesondere folgende Endprodukte [vgl. Römer, 2005]:

- Calcium-, Aluminium-, Magnesium-, Eisen- und Manganphosphat;
- Sinterprodukte als Gemische aus K/Mg-Phosphaten / Gips / CaO;
- P-haltige Schlacken;
- Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) und
- H_3PO_4 (Orthophosphorsäure).

Die zurückgewonnenen Phosphate sollen vornehmlich für die Verwendung in der Landwirtschaft nutzbar sein, indem sie direkt als Dünger eingesetzt werden oder als Rohstoff in der Düngemittelproduktion dienen. Letztendlich soll so der Import von Rohphosphaten substituiert werden.

Bei der direkten landwirtschaftlichen Nutzung als Düngemittel ist die Frage der Pflanzenverfügbarkeit des Phosphats ein zentraler Punkt. Insbesondere die Löslichkeit des Düngemittels mit bestimmten Extraktionssubstanzen (z. B. Wasser, Ammoncitrat, Zitronensäure) muss gegeben sein.

Je nach Anteil der chemischen Phosphorfällung kann durch die Bildung von Eisen- oder Aluminiumphosphat und freien Eisen- und Aluminiumionen die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors eingeschränkt werden [Mönicke, 2005]. Bei ausschließlicher chemischer Phosphorfällung beträgt die Pflanzenverfügbarkeit im Anwendungsjahr ca. 30%. Mit einem höheren Anteil der biologischen P-Elimination steigt die Verfügbarkeit im Anwendungsjahr auf bis zu 80% [Mönicke, 2005].

Ca-, Al-, Mg-, Fe- und Mn-Phosphate sowie MAP, Sinterprodukte und phosphorhaltige Schlacken sind laut [Römer, 2005] als landwirtschaftlicher Dünger mit Einschränkungen geeignet. Beispielsweise können Calciumphosphate ihre Düngewirkung nur auf stärker sauren Böden (pH-Wert < 5,2) entfalten, die aber in der Praxis nicht relevant sind. Bei Böden mit pH-Werten zwischen 6,6 und 7,1 sank dagegen die Pflanzenverfügbarkeit und das Ca-Phosphat reicherte sich im Boden an. Im Gegensatz dazu konnten bei MAP durchweg gute Düngewirkungen festgestellt werden.

Aus Sicht der Landwirtschaft werden an Produkte aus der Phosphorrückgewinnung, die als Düngemittel eingesetzt werden sollen, folgende Anforderungen formuliert [vgl. Breuer und Müller, 2005]:

- ausreichende Phosphatgehalte,

- Anpassung der Produktpalette an unterschiedliche Standort- und Bodenbedingungen,
- geringe Gehalte an unerwünschten Nebenbestandteilen (z. B. Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte für Düngemittel),
- kein negatives Produktimage,
- ausreichende Standardisierung (z. B. hinsichtlich Lager- und Streufähigkeit),
- ausreichende Verfügbarkeit,
- konkurrenzfähige Preise und
- ggf. Einhaltung der speziellen Anforderungen des Ökolandbaus (z. B. strenge Grenzwerte).

Auch bei der Nutzung recycelter Phosphate als Rohstoff in der Düngemittelproduktion werden je nach Herstellungsverfahren unterschiedliche Anforderungen gestellt. Klärschlammaschen müssen z. B. folgende Ansprüche erfüllen [vgl. Pinnekamp, 2006 und Schipper et al., 2005]:

- P_2O_5 -Gehalt > 250 g/kg;
- Verunreinigungen (z. B. Cu, Zn) dürfen bestimmte Grenzwerte nicht überschreiten;
- niedriger Wassergehalt;
- geringer Gehalt an organischem Material (< 5% C);
- geringer Ammoniumgehalt;
- Eisengehalt < 1% und
- Aluminiumgehalt < 2%.

Um letztendlich als Düngemittel in Verkehr gebracht und gehandelt werden zu dürfen, müssen alle aus der Rückgewinnung entstehenden phosphathaltigen Produkte die Anforderungen des deutschen Düngemittelrechts einhalten.

5.3.8 Fazit zur Phosphorrückgewinnung

Die Rückgewinnung von Phosphor ist aus Gründen des Ressourcenschutzes und der Sicherstellung der langfristigen Verfügbarkeit grundsätzlich als positiv zu bewerten. Im Prozess der Abwasserreinigung bestehen dazu mehrere mögliche Ansatzpunkte:

- die Rückgewinnung aus Abwasser,
- die Rückgewinnung aus Klärschlamm,
- die Rückgewinnung aus den Prozesswässern der Schlammbehandlung und
- die Rückgewinnung aus Klärschlammmasche (sofern eine thermische Behandlung nachgeschaltet ist).

Allen bisher bekannten Verfahren ist gemeinsam, dass ein **relativ hoher verfahrenstechnischer Aufwand** notwendig ist, um Phosphor aus den einzelnen Stoffströmen zurück zu gewinnen. Darüber hinaus sind alle Verfahren, gegenüber dem bisherigen Einsatz von Mineraldünger, mit höheren Kosten verbunden, weshalb ein Recycling noch nicht unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten erfolgen kann. Der überwiegende Teil der Verfahren wurde bislang nur im Labor bzw. im halbtechnischen Maßstab erprobt. Wenige Verfahren sind bereits im großtechnischen Maßstab umgesetzt worden.

Die in den Klärschlammmonoverbrennungsanlagen anfallenden Aschen eignen sich besonders für ein Phosphorrecycling, da sie einen verhältnismäßig hohen Phosphorgehalt aufweisen. Wegen der vergleichsweise geringen Kapazitäten aller deutschen Monoverbrennungsanlagen ist das Potenzial der Rückgewinnung von Phosphor aus der Asche von Klärschlämmen allerdings im Moment begrenzt.

Die Rückgewinnung von Phosphor aus den Stoffströmen der Abwasserreinigung kann unter anderem auch eine sinnvolle (Vor)Behandlung für die thermische Behandlung der anfallenden Klärschlämme darstellen. Gerade im Hinblick auf die thermische Behandlung von Klärschlamm in Mitverbrennungsanlagen (z. B. Zementwerken), wo hohe Phosphorgehalte generell unerwünscht sind, ist die Rückgewinnung und Elimination dieser Substanz zweckmäßig.

Wie sich die Phosphorrückgewinnung in den nächsten Jahren und Jahrzehnten entwickeln wird, hängt insbesondere von der Verfügbarkeit von Rohphosphaten und deren Weltmarktpreisen ab. Auch die Fortschritte bei der Entwicklung neuer und der Weiterentwicklung bestehender Verfahren sind eine Einflussgröße. Gegenwärtig ist noch kein Zeitpunkt absehbar, ab welchem die Rückgewinnung von Phosphor zu konkurrenzfähigen Kosten gegenüber dem Import von Phosphaten erfolgen kann.

6 Entsorgungsszenario „ohne Landwirtschaft“

Die Unterbringung in der Landwirtschaft ist derzeit der wichtigste Klärschlamm Entsorgungspfad in Rheinland-Pfalz (siehe Kapitel 2.5). In Kapitel 3 und 4 wurden mögliche Alternativen dazu aufgezeigt. In diesem Kapitel geht es nun um theoretische Überlegungen für den Fall, dass die landwirtschaftliche Verwertung in Rheinland-Pfalz als Entsorgungsweg wegfallen würde. Neben rechtlichen Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 1) existiert eine Vielzahl von Faktoren (z. B. Akzeptanz), die zu einem schnellen Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung führen könnten. Um mögliche alternative Entsorgungswege (in diesem Fall vorwiegend thermische Behandlung) für den Klärschlamm aus Rheinland-Pfalz aufzuzeigen, wurden Szenarien unter der Annahme eines kurz- bzw. mittelfristigen Ausstiegs aus der bodenbezogenen Verwertung entwickelt. Hieraus ist erkennbar, ob und in welchem Ausmaß Alternativen vorhanden sind. Des Weiteren lassen sich regionale Besonderheiten gut erkennen.

Es werden vier unterschiedliche Entsorgungsszenarien betrachtet, bei denen eine landwirtschaftliche bzw. bodenbezogene Klärschlammverwertung nicht mehr möglich ist. Folgende Szenarien werden unterschieden:

- Ausstieg aus der Landwirtschaft sofort (Umsetzung innerhalb eines Jahres);
- Ausstieg aus der Landwirtschaft in etwa fünf Jahren;
- Ausstieg aus der Landwirtschaft und der bodenbezogenen Verwertung sofort (Umsetzung innerhalb eines Jahres) und
- Ausstieg aus der Landwirtschaft und der bodenbezogenen Verwertung in etwa fünf Jahren.

Bei der Zeitannahme von fünf Jahren wurde davon ausgegangen, dass genehmigungsrechtliche Planungen sowie bauliche Erweiterungen, die zur zusätzlichen Aufnahme von Klärschlämmen zur thermischen Behandlung erforderlich sind, in diesem Zeitraum zu bewältigen wären.

Die erforderlichen Daten wurden zum einen aus der Literatur und aus dem Internet herangezogen, im Wesentlichen aber aus einer durchgeführten Marktanalyse (siehe Kapitel 6.1) deren Durchführung und Ergebnisse zunächst beschrieben werden.

6.1 Marktanalyse in Rheinland-Pfalz

Ziel der Analyse war es, das regionale Potenzial zur thermischen Behandlung von Klärschlämmen aus Rheinland-Pfalz sowie die Voraussetzungen an die Beschaffenheit des Klärschlammes, sofern eine Behandlung wie z. B. Mitverbrennung möglich ist, zu ermitteln.

6.1.1 Vorgehensweise und Beschreibung der Befragung

Zunächst wurden in Frage kommende Anlagen ausgesucht, die sich im Umkreis von etwa 100 km von Rheinland-Pfalz befinden.

Es wurden insgesamt 48 potenzielle Abnehmer aus den Kategorien:

- Monoverbrennungsanlagen,
- Müllheizkraftwerke,
- Kohlekraftwerke und
- Zementwerke

ausgewählt (siehe Tabelle 6-1 bis Tabelle 6-4).

Für die ca. 50 potenziellen Abnehmer wurde in einem Telefongespräch abgeklärt, ob das Mitverbrennen von kommunalem Klärschlamm in der jeweiligen Anlage prinzipiell möglich wäre und danach entschieden, ob das Versenden der Fragebögen sinnvoll ist.

In der Telefonaktion wurden auch Hinweise gesammelt, aus welchen Gründen eine Mitverbrennung von dem jeweiligen Betreiber nicht vorgesehen ist und diese Informationen mit in die Ergebnisse aufgenommen.

Von den 35 versendeten Fragebögen war der Rücklauf mit < 15% nur sehr gering, daher wurden die wesentlichen Fragen in einer zweiten Telefonaktion abgefragt. Die Telefonaktion wurde erweitert auf Behörden, Forschungsinstitute, Unternehmer, Zwischenhändler, Firmen und Verbandsgemeinden, die mit der Klärschlamm Entsorgung im Weitesten zu tun haben. Die Ergebnisse der etwa 50 geführten Telefonate flossen in andere Kapitel der vorliegenden Studie, insbesondere in die Kapitel 3, 4 und 5 ein.

Angaben über Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung wurden ergänzt durch Hinweise aus der Auswertung von [Hermann und Goldau, 2004] und durch technische Beschreibungen aus dem Internet.

Die Adressen und ergänzenden Informationen wurden aus folgenden Quellen herangezogen:

- [Hermann und Goldau, 2004]: Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlammbehandlung in der BRD
- www.VDZ-online.de (Verein Deutscher Zementwerke)
- www.eon.com
- www.RWE.com
- www.EnBW.com
- www.mhkw-frankfurt.de
- www.AVA-Velsen.de
- WWW.evo-ag.de
- www.zas-darmstadt.de
- www.swb.bonn.de

Kostenangaben wurden auf Wunsch größtenteils in anonymisierter Form verwendet.

Die Karten in den folgenden Kapiteln sind nach folgendem Prinzip aufgebaut: Die Landkreise in Rheinland-Pfalz sind farblich unterschiedlich dargestellt und zwar abhängig von der Menge, die derzeit landwirtschaftlich verwertet wird. Landkreise, die auch heute schon keinen Klärschlamm mehr landwirtschaftlich verwerten, erscheinen weiß. Die befragten Werke bzw. Anlagen zur thermischen Behandlung von Klärschlamm sind mit ihrem Standort und einer Nummer dargestellt, deren genaue Beschreibung sich in der Legende und in einer nachfolgenden Tabelle befindet. Standorte, die weiter außerhalb von Rheinland-Pfalz liegen, sind mit einem Pfeil und einer Kilometerangabe versehen.

6.1.2 Ergebnisse der Befragung

6.1.2.1 Monoverbrennungsanlagen

In Abbildung 6-1 sind die insgesamt drei industriellen und neun kommunalen Monoverbrennungsanlagen, eine Monovergasungsanlage sowie eine im Landkreis Westerwald geplante dezentrale Monovergasungsanlage, dargestellt. In Rheinland-Pfalz befindet sich derzeit nur die industrielle Monoverbrennungsanlage der BASF in Frankenthal (Mo 12).

Das Hauptaugenmerk bei der Befragung lag beim Mitverbrennungspotenzial, da davon ausgegangen wurde, dass die Technik der Anlagen für das Inputmaterial „Klärschlamm“ konzipiert und bemessen wurde und keine weiteren baulichen Anpassungen erforderlich sind. In Tabelle 6-1 sind die erfragten Daten zusammengestellt.

Kommunale Monoverbrennungsanlagen haben ihren Standort häufig in der Nähe einer größeren Kläranlage und sind ausgelegt für die Klärschlammmenge, die in der Kläranlage anfällt. Daher ist in den meisten Anlagen keine Überkapazität vorhanden.

Die Verbrennungslinien der Monoverbrennungsanlagen in Bonn (Mo 2) mit einer Kapazität von 8.000 t TS/a und Wuppertal (Mo 11) mit einer Kapazität von 32.000 t TS/a sind redundant ausgelegt, um die Entsorgungssicherheit bei Revisionsarbeiten oder Betriebsstörungen aufrecht erhalten zu können. Aus Kostengründen wird bei Neubauten auf diese Redundanz verzichtet, so dass darüber nachgedacht werden könnte, die zweite Linie jeweils mit einer Vorbehandlungsschiene (Zwischenlagerung, Trocknung, Aufgabesystem) zu erweitern, um so die Kapazität zu erhöhen. In Wuppertal wurden bereits Studien durchgeführt, um die erforderlichen Investitionen zu ermitteln. Es besteht auch das Interesse, die zweite Linie für eine Verbrennung zu nutzen und langfristige Verträge anzubieten. Die Investitionen würden jedoch erst getätigt, wenn Verträge, deren Realisierung beim bestehenden Vergaberecht vermutlich schwierig sind, eine Auslastung garantieren [Kristkeitz, 2007]. Somit wird lediglich darauf hingewiesen, dass eine Möglichkeit zur Erweiterung besteht, die Kapazitäten werden jedoch nicht in das regionale Potenzial zur thermischen Klärschlammbehandlung einbezogen.

Die kommunale Anlage in Elverlingsen (Mo 5) ist ausgelastet, über die zur Verfügung stehenden freien Kapazitäten kann jeweils verhandelt werden. Der TS-Gehalt des Klärschlammes sollte zwischen 25 % und 40 % liegen. Eine weitere Entwässerung oder Trocknung ist nicht erwünscht, da aufgrund des dann höheren Heizwertes des Inputmaterials der Durchsatz insgesamt verringert werden müsste.

In der Anlage in Lünen (Mo 9) sind etwa 20.000 t TS frei verhandelbar. Der Klärschlamm sollte einen TS-Gehalt von 40 % aufweisen und mit Kohlestäuben konditioniert sein (Annahmekosten 200 €/t TS).

Die Anlage in Frankfurt-Sindlingen (Mo 6) ist nicht für die Annahme von Fremdschlämmen genehmigt, könnte aber von der Verfahrenstechnik her Fremdschlämme annehmen. Da eine Genehmigung derzeit nicht angestrebt wird, wird das Potenzial nicht berücksichtigt.

Ebenso wären in Stuttgart (Mo 10) geringe freie Kapazitäten nach dem Bau eines zusätzlichen Bunkers vorhanden, die auch nicht berücksichtigt werden.

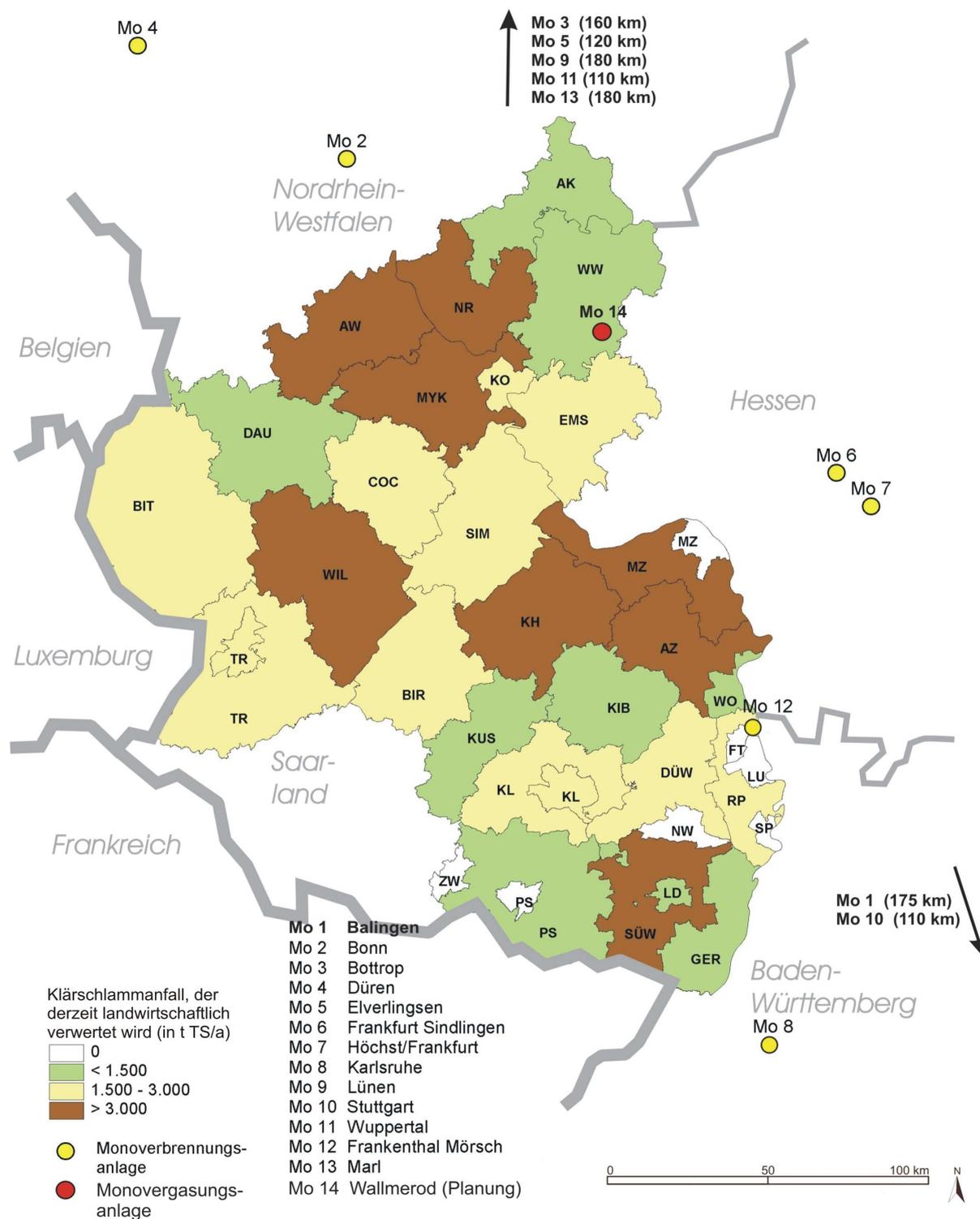


Abbildung 6-1: Lage der Monoverbrennungs- und -vergasungsanlagen in Rheinland-Pfalz und in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung]

Die industrielle Monoverbrennungsanlage der BASF in Frankenthal (Mo 12) weist freie Kapazitäten in der Menge von 10.000 t TS auf. Der TS-Gehalt der Klärschlämme sollte etwa 40 % betragen.

Ebenso weist die industrielle Monoverbrennungsanlage in Marl (Mo 13) frei verhandelbare Kapazitäten auf, deren Menge jedoch nicht quantifiziert wurde. Der TS-Gehalt der Klärschlämme sollte mindestens 40 % betragen.

Die industrielle Monoverbrennungsanlage in Frankfurt Höchst (Mo 7) ist immer mit > 80 % ausgelastet, somit sind etwa 15.000 t TS mit TS-Gehalten zwischen 25 % und 90 % frei verhandelbar.

Preise für die Annahme von kommunalen Klärschlämmen in den industriellen Monoverbrennungsanlagen wurden nicht genannt. Sie werden je nach TS-Gehalt, Schadstoffgehalt und Menge frei verhandelt.

Die Anlagen der Kläranlage Balingen (Mo 1) und Kläranlage Karlsruhe (Mo 8) weisen keine nennenswerten freien Kapazitäten auf.

In der Verbandsgemeinde Wallmerod im Landkreis Westerwald soll zukünftig eine dezentrale Anlage zur Monovergasung (Mo 14) für den Klärschlamm mehrerer Gemeinden für insgesamt 2.000 t TS/a geplant werden.

	Name Monoverbrennungsanlage (MoVA)	Größe/ Durchsatz t TS/a	freie Kapazitäten ohne Erweiterung t TS/a	zusätzliche freie Kapazitäten nach Erweiterung t TS/a	Voraussetzung an Fremdschlamm	Bemerkungen
Mo 1	KS-Vergasungsanlage Balingen	1.200	0	0	TS-Gehalt 75 - 80 %	Reserve 150 t für Rechengut
Mo 2	Kommun. MoVA Bonn	8.000	0	möglich, aber nicht quantifiziert	TS-Gehalt 25%	Verbrennungsanlage ist redundant ausgelegt
Mo 3	Kommun. MoVA Bottrop	65.000	0	0	keine Angaben	
Mo 4	Kommun. MoVA Düren	10.000	0	0	keine Angaben	
Mo 5	Kommun. MoVA Elverlingsen	56.000	möglich, aber nicht quantifiziert	0	TS-Gehalt 25 % - 40 %, Heizwert nicht zu hoch	frei verhandelbare Kapazitäten
Mo 6	Kommun. MoVA Frankfurt-Sindlingen	39.000	0	möglich, aber nicht quantifiziert	TS-Gehalt 30 %	Annahme von Fremdschlämmen derzeit nicht genehmigt, technisch machbar
Mo 7	Industrielle MoVA Infracor Höchst, Frankfurt	85.500	15.000	0	TS-Gehalt 25 - 90 %	
Mo 8	Kommun. MoVA Karlsruhe	10.000	11,5 (ca. 1.000 EW)	0	TS-Gehalt 20 - 30 %	
Mo 9	Kommun. MoVA Lünen	110.000	20.000	0	TS-Gehalt 40 %, konditioniert mit Kohle und Polymeren	frei verhandelbare Mengen
Mo 10	Kommun. MoVA Stuttgart	27.000	0	möglich, aber nicht quantifiziert	TS-Gehalt 90 %	nach Bau eines Bunkers evtl. Kapazitäten
Mo 11	Kommun. MoVA Wuppertal	32.000	0	möglich, aber nicht quantifiziert	TS-Gehalt 20 - 95 %	TS-Gehalt 20 - 95%, Verbrennungsanlage ist redundant ausgelegt.
Mo 12	Ind. MoVA BASF AG, Frankenthal-Mörsch	110.000	10.000	0	stichfest, nicht gekalkt	
Mo 13	Industrielle MoVA Infracor, Marl	10.000	möglich, aber nicht quantifiziert	0	TS-Gehalt > 40 %	frei verhandelbare Kapazitäten, Interesse besteht
Mo 14	Dezentrale Monovergasungsanlage Wallmerod	0	0	2.000	TS-Gehalt > 90 %	
Summe			45.000	möglich		
Gesamtsumme			45.000	> 47.000		

Tabelle 6-1: Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Monoverbrennungsanlagen

6.1.2.2 Müllheizkraftwerke

In Abbildung 6-2 sind die Müllheizkraftwerke, die sich in Rheinland-Pfalz oder in der Nähe befinden, dargestellt.

Gefragt wurden die Kraftwerksbetreiber neben den allgemeinen Kraftwerkskenndaten insbesondere zu Daten, die Klärschlammverbrennung betreffend. In Tabelle 6-2 sind die erfragten Daten zusammengestellt. Da einige Daten nur anonymisiert wieder gegeben werden sollen, werden die Kernaussagen allgemein beschrieben und als Fazit zusammengefasst.

Müllheizkraftwerke sind aufgrund der gesetzlichen Vorgaben für die Deponierung von Restmüll, Sperrmüll, Sonderabfällen und sonstigen Abfällen derzeit ausgelastet und meistens durch längerfristige Verträge gebunden, so dass das Interesse an der Mitverbrennung von Klärschlämmen seitens der Betreiber der MHKW derzeit (2007) gering ist, siehe auch Kapitel 4.3.3. Ausnahmen stellen die MHKW Ludwigshafen und Pirmasens dar. In den meisten MHKW ist der Abfallschlüssel „Klärschlamm“ nicht mitgenehmigt, so dass eine Genehmigung bei der zuständigen Behörde beantragt werden müsste.

Verfahrenstechnisch wird Klärschlamm teilweise als Störgröße empfunden, da das Mitverbrennen zu verschiedenen technischen Problemen führen kann:

- Restmüll wird üblicherweise in einem andere Temperaturbereich (1.000 bis 1.200 °C) verbrannt wie Klärschlamm (ca. 700°C) und aufgrund der unterschiedlichen Struktur mit einer anderen Feuerungstechnik (Rostöfen bei Restmüll, Wirbelschichtöfen bei Klärschlammmonoverbrennungsanlagen).
- Der Heizwert ist bei üblichen TS-Gehalten (32 bis 35 % TS) geringer als der des Restabfalls. Zusätzliche Primärenergiequellen müssen mitverfeuert werden.
- Eine Lagerung ist problematisch, da die Standfestigkeit von Klärschlamm anders als die des Mülls ist.
- Geruchsprobleme werden befürchtet.
- Kesselkorrosion durch den erhöhten Salzgehalt im Klärschlamm ist in einigen MHKW bereits vorgekommen.

Eine Erhöhung der Emissionswerte im Rauchgas wird dagegen nicht befürchtet, da die meisten MHKW mit den modernsten Rauchgasreinigungselementen ausgestattet sind.

Die Angaben, ab welchem TS-Gehalt ein Klärschlamm feuerungstechnisch nicht mehr als Störgröße empfunden würde, schwankten von > 38 % bis zu 70 bis 80 % TS.

Der Annahmepreis bei den MHKW, die Klärschlamm annehmen würden, lag zwischen 404 €/t TS und 667 €/t TS für entwässerten Klärschlamm. Dies liegt innerhalb in der von [Quicker und Faulstich, 2005] ausgewerteten Spannweite von 250 bis 1.075 €/t TS.

Für die Szenarien des regionalen Potenzials zur Mitverbrennung der in Rheinland-Pfalz anfallenden Klärschlämme wurden die MHKW Pirmasens und Ludwigshafen berücksichtigt, vgl. Tabelle 6-2. Das MHKW Ludwigshafen könnte 5.000 t TS/a Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von > 38 % kurzfristig annehmen. Im MHKW Pirmasens müssten ein Annahmehunker und die Verteilvorrichtung erst installiert werden, um 2.500 t TS/a mit einem TS-Gehalt von > 30 % annehmen zu können.

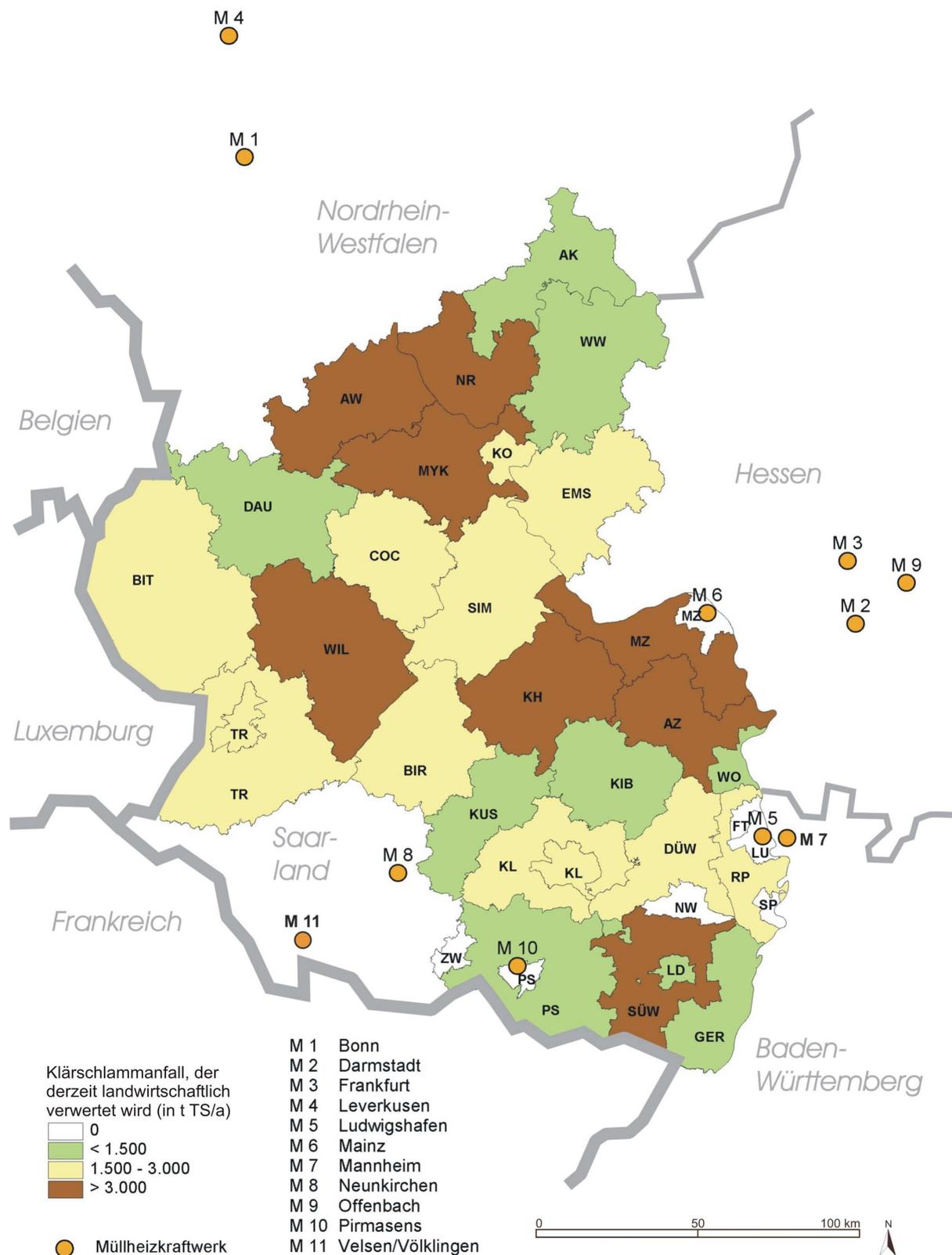


Abbildung 6-2: Lage der Müllheizkraftwerke in Rheinland-Pfalz und in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung]

	Name Müllheizkraftwerke	Größe/ Durchsatz	davon Klärschlamm zzt.	freie Kapazitäten ohne Erweiterung	zusätzliche freie Kapazitäten nach Erweiterung	Voraussetzung an Klärschlamm	Bemerkungen
		t/a	t TS/a	t TS/a	t TS/a		
M 1	MVA der Stadt Bonn	252.000	0				keine Angaben
M 2	MHKW Darmstadt	212.000	0	0	0		ausgelastet mit Hausmüll
M 3	MHKW Frankfurt-Nordweststadt	525.000	0	0	0		ausgelastet mit Hausmüll
M 4	MHKW Leverkusen	200.000	0	0	0		ausgelastet mit Hausmüll; Versuche ohne Erfolg durchgeführt, Bunker zu klein
M 5	MHKW Ludwigshafen	180.000	0	5.000	0	TS-Gehalt > 38 %	404 €/t TS
M 6	MHKW Mainz	237.000	0	0	0	TS-Gehalt 90 %	Abfallschlüssel müsste genehmigt werden
M 7	MHKW Mannheim	290.000	0	0	0		Klärschlamm verursacht Kesselkorrosion
M 8	AHKW Neunkirchen	150.000	0	0	0	TS-Gehalt 70 - 80 %	evtl. Probleme mit Rauchgas (Quecksilber)
M 9	MHKW Offenbach	200.000	0	0	0	TS-Gehalt > 70 %	Silo müsste errichtet werden
M 10	MHKW Pirmasens	189.000	0	0	2.500	TS-Gehalt > 30 %	Annahmehunker und Verteilervorrichtung müssten errichtet werden; 667 €/t TS
M 11	AVA Velsen	250.000	0	0	0		ausgelastet mit Hausmüll, negative Erfahrungen mit Flüssigklärschlamm
Summe				5.000	2.500		
Gesamtsumme				5.000	7.500		

Tabelle 6-2: Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Müllheizkraftwerken

6.1.2.3 Mitverbrennung in Zementwerken

In Abbildung 6-3 sind zwölf Zementwerke, die sich in Rheinland-Pfalz oder in der Nähe befinden, dargestellt. In Rheinland-Pfalz befinden sich nur die Zementwerke in Göllheim (Z 5) und in Üxheim (Z 11). Die Zementwerke in Karlstadt (Z 6) und Schelklingen (Z 9) befinden sich etwas mehr als 100 km von der Landesgrenze Rheinland-Pfalz entfernt, wurden aber in die Befragung mit einbezogen, da ein Transport von erforderlichem getrockneten Klärschlamm auch über größere Entfernungen sinnvoll sein kann.

Gefragt wurden die Zementwerksbetreiber insbesondere zu den eingesetzten Ersatzbrenn- und -rohstoffen, zu den Rauchgasreinigungsanlagen und zu Daten, die Klärschlammmitverbrennung betreffend.

Die Werke in Erwitte (Z 2, Z 3 und Z 4) und Üxheim (Z 11) sind aufgrund der im Vergleich zu ihrer Größe hohen erforderlichen Investitionen nicht an einem Klärschlammeneinsatz interessiert. Die Werke in Leimen (Z 7) und Wiesbaden (Z 13) können aufgrund der dort hergestellten Produkte ebenfalls keinen Klärschlamm einsetzen.

Alle anderen Werke setzten bereits Klärschlamm ein bzw. beabsichtigen den Einsatz. Die genauen Zahlen sind der Tabelle 6-3 zu entnehmen.

In Göllheim (Z 5) wird derzeit Klärschlamm der Stadt Mannheim verbrannt. Da diese die Errichtung einer Monovergasungsanlage plant, wird die Kapazität für etwa 5.000 t TS in den nächsten Jahren frei.

In den Werken Dotternhausen (Z 1) und Schelklingen (Z 9) sind bereits aktuell freie Kapazitäten vorhanden (11.700 t TS/a bzw. 30.000 t TS/a).

Im Zementwerk Sötenich (Z 10) wurde der Abfallschlüssel für Klärschlamm beantragt. Etwa 10.000 bis 12.000 t TS Klärschlamm können nach Erteilung der Genehmigung mitverbrannt werden.

In den Werken in Lengfurt (Z 8) und in Wetzlar (Z 12) ist beabsichtigt, in den kommenden fünf bis zehn Jahren je bis zu 28.000 t TS jährlich mitzuverbrennen.

Im Zementwerk Karlstadt (Z 6) werden jährlich 30.000 bis 35.000 t TS Klärschlamm verbrannt. Die Verträge werden überwiegend mit Zwischenhändlern, den Vertragspartnern EnBW und EON abgeschlossen.

Insgesamt können kurzfristig etwa 43.200 t TS mitverbrannt werden, längerfristig weitere 71.000 t TS. Das Mitverbrennungspotenzial in Zementwerken ist demnach sehr hoch. Da die Voraussetzung an den Klärschlamm neben den Vorgaben der AbfKlärV insbesondere ein hoher Trockensubstanzgehalt von > 90 % ist, besteht das Defizit zur thermischen Behandlung vor allem in der Trocknung, aber auch in der Lagerung und im Transport des Klärschlammes (vgl. auch Kapitel 4.2.2 und 4.2.3).

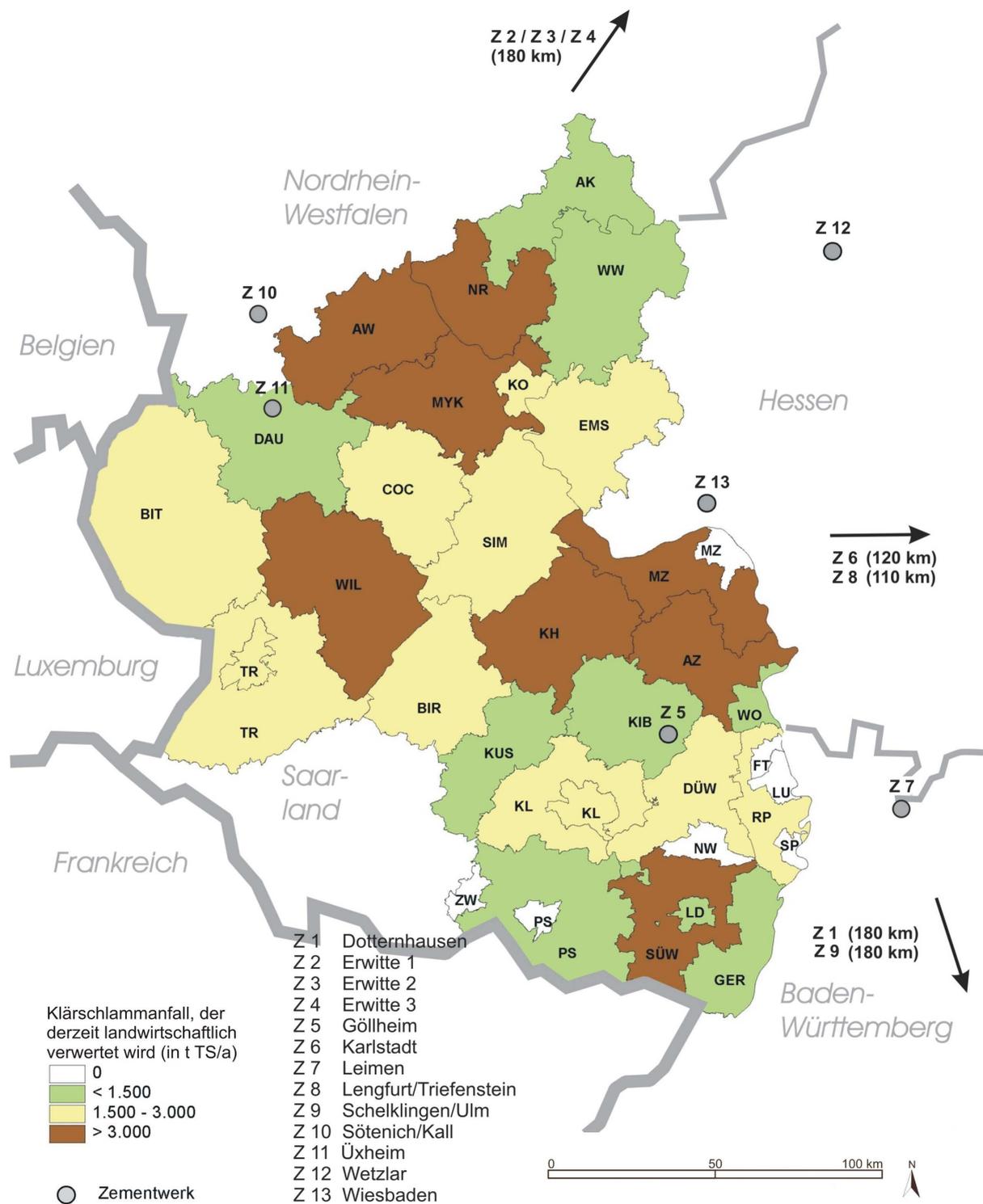


Abbildung 6-3: Lage der Zementwerke in Rheinland-Pfalz und in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung]

	Name Zementwerk	Einsatz an Klärschlamm	freie Kapazitäten ohne Erweiterung	zusätzliche freie Kapazitäten nach Erweiterung	Voraussetzung an Klärschlamm	Bemerkungen
		t TS/a	t TS/a	t TS/a		
Z 1	Holcim Werk Dotternhausen	6.300	11.700	0	> 90 % TS	
Z 2	Werk Erwitte 1, Portlandzementwerke	0	0	0		kein Interesse an KS, da Heizwert zu gering
Z 3	Werk Erwitte 2, Portlandzementwerke	0	0	0		kein Interesse an KS, da Heizwert zu gering
Z 4	Werk Erwitte 3, Portlandzementwerke	0	0	0		kein Interesse an KS, da Heizwert zu gering
Z 5	Dyckerhoff AG, Werk Göllheim	8.500	1.500	5.000	> 90 % TS	Klärschlamm aus Mannheim soll substituiert werden
Z 6	Zementwerk Karlstadt	30.000 - 35.000	möglich	0	25 - 35 % TS, wird vor Ort per Bandrockner auf 75 - 90 % TS getrocknet	frei verhandelbare Kapazitäten; Vertragspartner EnBW und E.O.N
Z 7	HeidelbergCement AG, Zementwerk Leimen	0	0	0		kein Einsatz aus produkt-spezifischen Gründen
Z 8	HeidelbergCement AG, Zementwerk Lengfurt/Triefenstein	0	0	28.000	> 90 % TS	Erweiterung der Kapazität auf 5 - 10 Jahre geplant
Z 9	HeidelbergCement AG, Zementwerk Schelklingen	12.000	30.000	0	> 90 % TS	> 90 % TS
Z 10	Lafarge-Zementwerk Sötenich	0	0	10.000 - 12.000	> 90 % TS	derzeit noch nicht genehmigt
Z 11	Portlandzementwerk Wotan, Üxheim	0	0	0		kein Interesse an KS, da Anlage zu klein und nötige Investitionen zu hoch
Z 12	HeidelbergCement AG, Zementwerk Wetzlar	0	0	28.000	> 90 % TS	Erweiterung der Kapazität auf 5 bis 10 Jahre geplant
Z 13	Dyckerhoff AG, Werk Wiesbaden	0	0	0		kein Einsatz, da Weißklinkerherstellung
Summe			43.200	71.000		
Gesamtsumme			43.200	114.200		

Tabelle 6-3: Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Zementwerken

6.1.2.4 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

In Abbildung 6-4 sind die Kohlekraftwerke, die sich in der Nähe von Rheinland-Pfalz befinden, dargestellt. Die meisten befinden sich im Saarland oder in Nordrhein-Westfalen.

Die meisten Kohlekraftwerke verbrennen bereits Klärschlamm mit und haben starkes Interesse daran, zukünftig noch mehr anzunehmen. Der TS-Gehalt des angenommenen Klärschlammes beträgt überwiegend zwischen 25 und 30%.

Im Kohlekraftwerk Bexbach (K 1) wurde beantragt, 20.000 t TS mit zu verbrennen, jedoch von der Behörde abgelehnt. Es bleibt abzuwarten, ob zukünftig nach Änderung der Klärschlammverordnung und Änderung des „Klärschlammmarktes“ eine Genehmigung erteilt wird.

Im Kraftwerk Ensdorf (K 2) sind bereits 27.000 t TS zur Mitverbrennung genehmigt, 14.100 t TS werden aktuell mit verbrannt, so dass sich eine Kapazität von 12.900 t TS jährlich ergibt.

Im Kohlekraftwerk Weisweiler in Eschweiler in Nordrhein-Westfalen (K 3) sind 60.000 t TS Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von 30% zur Mitverbrennung genehmigt, von denen 36.000 t TS ausgeschöpft sind. 24.000 t TS könnten somit kurzfristig mitverbrannt werden. Weitere 30.000 t TS könnten nach Umbaumaßnahmen mitverbrannt werden.

Die 63.000 t TS zur Mitverbrennung genehmigten Klärschlammes im Kraftwerk Wachtberg in Frechen (K 4) werden auch ausgeschöpft. Nach Umbaumaßnahmen sind weitere 30.000 t TS Klärschlamm möglich.

Das Kohlekraftwerk Staudinger in Großkrotzenburg (K 5) verbrennt derzeit 12.500 t TS Klärschlamm jährlich und hat weitere 2.500 t TS Kapazitäten frei.

Im Kohlekraftwerk Heilbronn in Baden-Württemberg (K 6) werden 18.000 t TS Klärschlamm mitverbrannt. Freie Kapazitäten könnten sich nach dem Bau eines Bandrockners ergeben, da die Trocknerkapazität der vorhandenen Kohlemühle erschöpft ist.

Im Kohlekraftwerk Goldenberg in Hürth (K 7) wird derzeit noch kein Klärschlamm mitverbrannt, da sich kein wirtschaftlicher Vorteil ergibt. Technisch wäre jedoch die Mitverbrennung von 60.000 t TS jährlich möglich.

Freie Kapazitäten in der Menge von 3.000 t TS Klärschlamm bestehen im Kohlekraftwerk Berrenrath in Hürth-Knapsack (K 8), in dem 84.000 t TS genehmigt sind. Weitere 90.000 t TS sind im parallel betriebenen Kessel zur zukünftigen Verbrennung beantragt.

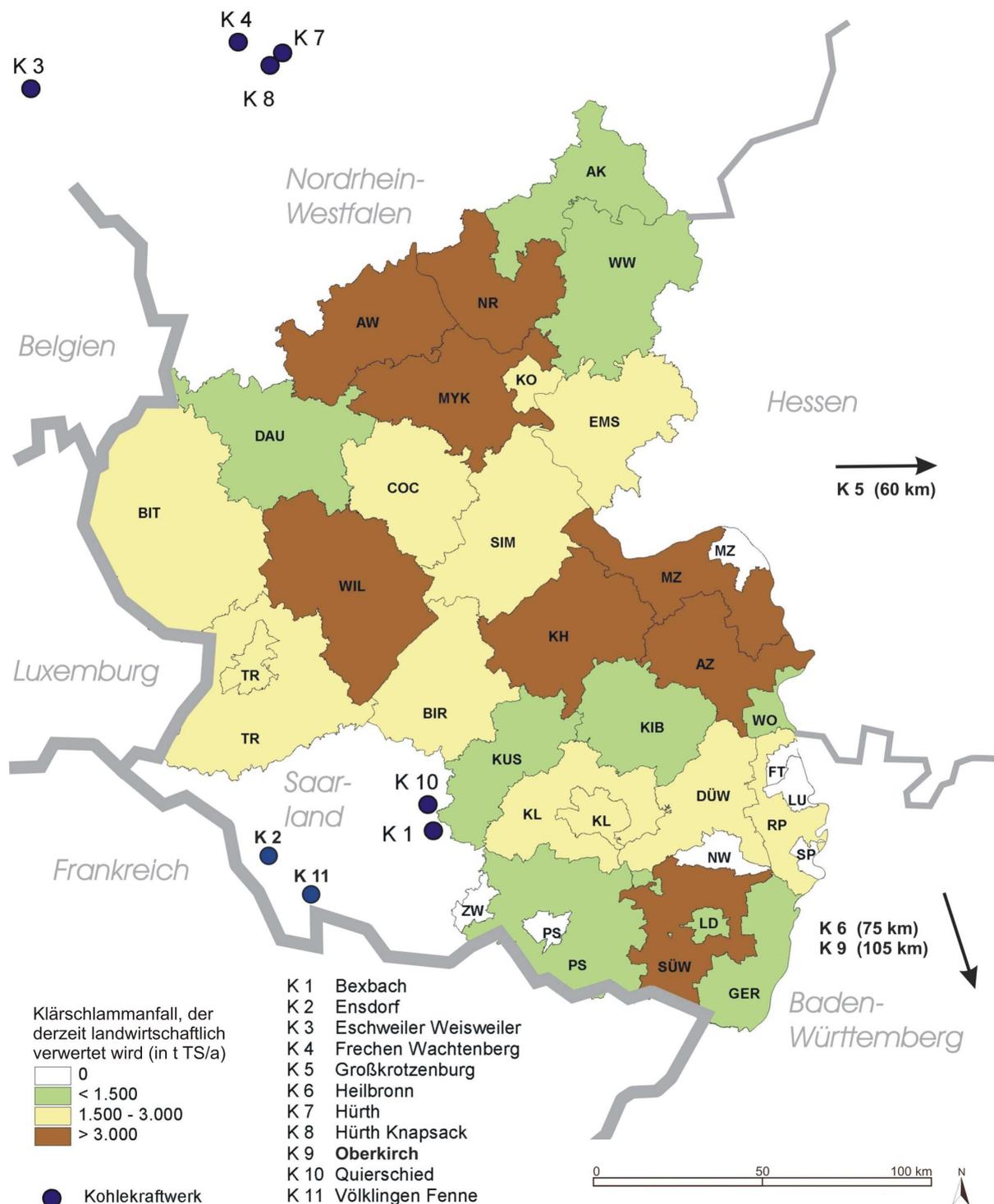


Abbildung 6-4: Lage der Kohlekraftwerke in der Nähe von Rheinland-Pfalz [Quelle: eigene Darstellung]

	Name Kohlekraftwerk	Ort	Einsatz Kohle	Einsatz Klärschlamm zzt.	freie Kapazitäten ohne Erweiterung	zusätzliche freie Kapazitäten nach Erweiterung	Voraussetzung an Klärschlamm	Bemerkungen
			t/h	t TS/a	t TS/a	t TS/a		
K 1	Kohlekraftwerk Bexbach	Bexbach	250	0	0	möglich	25 % TS	20.000 t TS beantragt, 2007 von Behörde abgelehnt
K 2	Kohlekraftwerk Ensdorf	Ensdorf	200	14.100	12.900	0	> 30 %, 46 % oder > 90 % TS	Genehmigung unterschiedlich
K 3	Kohlekraftwerk Weisweiler	Eschweiler	200	60.000	24.000	30.000	30 % TS	
K 4	Kohlekraftwerk Wachtberg	Frechen	50	63.000	0	30.000	30 % TS	
K 5	Kohlekraftwerk Staudinger	Großkrotzenburg	120	12.500	2.500	0	> 25 % TS	
K 6	Kohlekraftwerk Heilbronn	Heilbronn	240	18.000	0	möglich	25 - 30 % TS oder > 90 % TS	freie Kapazitäten nach Bau eines Bandrockners
K 7	Kohlekraftwerk Goldenberg	Hürth	40	0	0	60.000	30 % TS	
K 8	Kohlekraftwerk Berrenrath	Hürth-Knapsack	30	84.000	3.000	90.000	30 % TS	
K 9	Kohlekraftwerk Oberkirch	Oberkirch	10	5.000	0	0		Kapazität ausgeschöpft
K 10	Kohlekraftwerk Quierschied-Weiher	Quierschied	250	0	0	0		KS-Einsatz unwirtschaftlich
K 11	Kohlekraftwerk Völklingen-Fenne	Völklingen	93	7.500	2.500	10.000	25 % TS	Umbaumaßnahmen an zweitem Block erforderlich
Summe					44.900	220.000		
Gesamtsumme					44.900	264.900		

Tabelle 6-4: Zusammenstellung der Klärschlamm-Mitverbrennungskapazität in den abgefragten Kohlekraftwerken

Im Kraftwerk Oberkirch (K 9) werden 5.000 t TS jährlich mitverbrannt, die Kapazität ist damit ausgeschöpft.

Im Kraftwerk Quierschied-Weiher (K 10) haben Versuche ergeben, dass der Einsatz von Klärschlamm aufgrund der erforderlichen Umbaumaßnahmen unwirtschaftlich ist. Ein Einsatz wird demnach gegenwärtig nicht geplant.

Das Kraftwerk Völklingen-Fenne (K 11) besteht aus zwei Blöcken. In einem Block sind 10.000 t TS zur Mitverbrennung genehmigt, von denen 7.500 t TS ausgeschöpft werden. Der zweite Block könnte weitere 10.000 t TS mitverbrennen, dazu wären Umbaumaßnahmen an der Aufgabestelle erforderlich.

Fazit:

In den Kohlekraftwerken, die ihren Standort um Rheinland-Pfalz herum haben, besteht insgesamt Interesse daran, mehr Klärschlamm mitzuverbrennen, wobei die Wirtschaftlichkeit für die Kraftwerksbetreiber immer im Vordergrund steht.

Meistens reicht der Trockensubstanzgehalt von entwässertem Klärschlamm (TS = 25 bis 30 %) zur Mitverbrennung aus, da Klärschlamm mit in die Kohlemühlen gegeben und dort zusammen mit der Kohle gemahlen und getrocknet werden kann. Ist die Trocknungsleistung der Kohlemühlen erschöpft, so besteht oftmals zumindest technisch die Möglichkeit, mehr **getrockneten** Klärschlamm mitzuverbrennen. Bauliche Voraussetzung ist dann ein Bunker oder Silo zur Lagerung, der mit Exschutz ausgestattet sein muss. Ob das wirtschaftlich sinnvoll ist, muss in jedem Einzelfall geprüft werden.

Aus genehmigungsrechtlichen Gründen werden von den Behörden meistens die Vorgaben der Klärschlammverordnung gefordert, wobei einzelne Parameter, wie z. B. Quecksilber, auch strenger formuliert werden können.

6.2 Ermittlung des regionalen Potenzials zur thermischen Behandlung in Rheinland-Pfalz

Im Kapitel 6.1 wurden die kurzfristigen und zukünftigen freien Kapazitäten der einzelnen Anlagen ermittelt. Im vorliegenden Abschnitt werden die Klärschlamm-mengen, die derzeit landwirtschaftlich bzw. bodenbezogen verwertet werden, unter Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten auf bestehende oder zukünftige freie Kapazitäten verteilt. Daraus ergibt sich das regionale Potenzial zur thermischen Behandlung von Klärschlamm aus Rheinland-Pfalz. Zur besseren Übersicht ist die Verteilung in Tabellen und in Karten dargestellt.

Es werden insgesamt **vier Szenarien** betrachtet:

Zum einen wird die betrachtete Zeitschiene variiert. Unterschieden werden die Situationen, dass der Ausstieg aus der Landwirtschaft kurzfristig erfolgt und dass der Zeitraum zur Umsetzung etwa fünf Jahre dauern kann. Der Zeitraum von fünf Jahren wurde gewählt, da davon ausgegangen wird, dass bauliche und genehmigungsrechtliche Vorgaben innerhalb dieses Zeitraums realisiert werden können.

Weiterhin werden die zur Umverteilung anstehenden Klärschlamm-mengen variiert. In den Szenarien 1 und 2 wird davon ausgegangen, dass nur Klärschlamm einer thermischen Behandlung zugeführt wird, der derzeit landwirtschaftlich verwertet wird. In den Szenarien 3 und 4 wird die Klärschlamm-menge berücksichtigt, die derzeit bodenbezogen, also landwirtschaftlich und landschaftsbaulich, verwertet wird. Es wird nicht unterschieden, welcher Art die bodenbezogene Nutzung ist, obwohl es durchaus rechtliche Unterschiede geben kann (vgl. Kapitel 2.5.2).

Die betroffenen Klärschlamm-mengen wurden landkreisscharf auf Werke bzw. Anlagen verteilt, die Potenzial zur Klärschlamm-verbrennung aufweisen, um zu zeigen, ob insgesamt genügend Kapazitäten in Rheinland-Pfalz zur Klärschlamm-verbrennung vorhanden sind. Ob die gewählte Verteilung letztendlich sinnvoll ist und so durchgeführt werden kann, muss im Einzelfall entschieden werden und liegt im Ermessen des jeweils für die Entsorgung des anfallenden Klärschlammes zuständigen Betreibers. Die landkreisscharfe Verteilung und Darstellung in kartografischer Form erlaubt aber eine tendenziell zutreffende Verteilung der Klärschlamm-menge.

6.2.1 Szenario 1 und 2: Ausstieg aus der Landwirtschaft sofort bzw. in fünf Jahren

In Tabelle 6-5 sind die Klärschlamm-mengen je Landkreis zusammengestellt, die heute noch ihren Klärschlamm landwirtschaftlich verwerten (Spalte: Landwirtschaft, heute). In den nächsten drei Spalten sind die Klärschlamm-mengen fiktiv auf die einzelnen Werke zur Mitverbrennung aufgeteilt, die sofort weitere Klärschlämme aufnehmen könnten mit Angabe des erforderlichen TS-Gehaltes. In den drei weiteren Spalten werden Werke berücksichtigt, die durch bauliche Maßnahmen oder genehmigungsrechtliche Schritte beabsichtigen, weitere Klärschlämme in den nächsten Jahren aufzunehmen.

In der letzten Zeile sind die Summen der Klärschlamm-mengen aufgeführt.

Verwaltungsbezirk	KFZ	Landwirtschaft, heute	thermische Behandlung sofort	Ort	erforderlicher TS-Gehalt sofort	thermische Behandlung zukünftig	Ort	erforderlicher TS-Gehalt zukünftig
		t TS/a	t TS/a			t TS/a		
Ahrweiler	AW	3.722	3.722	K 3	30 %	3.722	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Altenkirchen (Ww.)	AK	1.265	1.265	K 8	30 %	1.265	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Alzey-Worms	AZ	3.778	3.778	Mo 7	25 % - 90 %	3.778	Mo 12	> 25 %
Bad Dürkheim	DÜW	1.887	1.887	Mo 12	> 25 %	1.887	Mo 12	> 25 %
Bad Kreuznach	KH	3.246	3.246	Mo 7	25 % - 90 %	2.841	a) K 2	30, 46 oder 90 %
						405	b) Mo 7	25 % - 90 %
Bernkastel-Wittlich	WIL	3.223	3.223	K 2	30, 46 oder 90 %	3.223	K 2	30, 46 oder 90 %
Birkenfeld	BIR	1.960	1.960	K 2	30, 46 oder 90 %	1.960	K 2	30, 46 oder 90 %
Eifelkreis Bitburg-Prüm	BIT	1.678	1.678	K 3	30 %	1.678	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Cochem-Zell	COC	1.647	1.647	K 3	30 %	1.647	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Landkreis Vulkaneifel	DAU	1.062	1.062	K 3	30 %	1.062	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Donnersbergkreis	KIB	1.426	1.426	Z 5	> 90 %	1.426	Z 5	> 90 %
Germersheim	GER	1.292	1.292	Mo 12	> 25 %	1.292	K 11	> 25 %
Kaiserslautern LK	KL	1.618	440	a) K 2	30, 46 oder 90 %	1.618	K 11	> 25 %
			1.178	b) K 11	> 25 %			
Kaiserslautern SK	KL	1.853	1.853	K 2	30, 46 oder 90 %	1.853	K 11	> 25 %
Koblenz	KO	2.600	2.600	K 3	30 %	2.600	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Kusel	KUS	1.233	1.233	K 2	30, 46 oder 90 %	1.233	K2	30, 46 oder 90 %
Landau i. d. Pfalz	LD	1.014	1.014	Mo 12	> 25 %	1.014	K 11	> 25 %
Mainz	MZ	0	wie bisher			wie bisher		
Mainz-Bingen	MZ	3.210	2.500	a) K 5	> 25 %	2.500	a) K 5	> 25 %
			710	b) Mo 7	25 % - 90 %		b) Mo 7	25 % - 90 %
Mayen-Koblenz	MYK	3.576	3.576	K 3	30 %	3.576	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Neustadt a. d. Weinstr.	NW	0	wie bisher			wie bisher		

Vorbehandlung:

Weitergehende Entwässerung

Weitergehende Entwässerung oder Trocknung

Trocknung

Tabelle 6-5,a: Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur thermischen Behandlung, kurzfristig und zukünftig

Verwaltungsbezirk	KFZ	Landwirtschaft, heute	thermische Behandlung sofort	Ort	erforderlicher TS-Gehalt sofort	thermische Behandlung zukünftig	Ort	erforderlicher TS-Gehalt zukünftig
		t TS/a	t TS/a			t TS/a		
Neuwied	NR	3.969	3.969	K 3	30 %	3.969	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Pirmasens	PS	0	wie bisher			wie bisher		
Rhein-Hunsrück-Kreis	SIM	2.669	2.669	K 3	30 %	2.669	K 4, K 7 oder K 8	30 %
Rhein-Lahn-Kreis	EMS	2.876	2876	Mo 7	25 % - 90 %	862	b) Mo 14	> 90 %
						2.014	a) Mo 7	25 % - 90 %
Rhein-Pfalz-Kreis	RP	2.267	2.267	M 5	> 38 %	2.267	Mo 12	> 25 %
Speyer	SP	0	wie bisher			wie bisher		
Südliche Weinstraße	SÜW	3.813	3.813	Mo 12	> 25 %	3.813	K 11	> 25 %
Südwestpfalz	PS	1.322	1.322	K 11	> 25 %	1.322	K 11	> 25 %
Trier	TR	1.755	1.755	K 2	30, 46 oder 90 %	1.755	K 2	30, 46 oder 90 %
Trier-Saarburg	TR	1.887	1.887	K 2	30, 46 oder 90 %	1.887	K 2	30, 46 oder 90 %
Westerwaldkreis	WW	1.138	1.138	K 8	30 %	1.138	Mo 14	> 90 %
Worms	WO	841	841	Mo 12	> 25 %	841	Mo 12	> 25 %
Zweibrücken	ZW	0	wie bisher			wie bisher		
	Summe	63.825	63.826			63.825		

Vorbehandlung:

Weitergehende Entwässerung

Weitergehende Entwässerung oder Trocknung

Trocknung

Tabelle 6-5,b: Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig und zukünftig

In Abbildung 6-5 sind die Mitverbrennungspotenziale der einzelnen Anlagen sowie die vorgenommene Zuweisung von bisher landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen dargestellt. Die jeweils ersten beiden Balken bilden den kurzfristigen Zeithorizont ab, die jeweils beiden letzten Balken den längerfristigen.

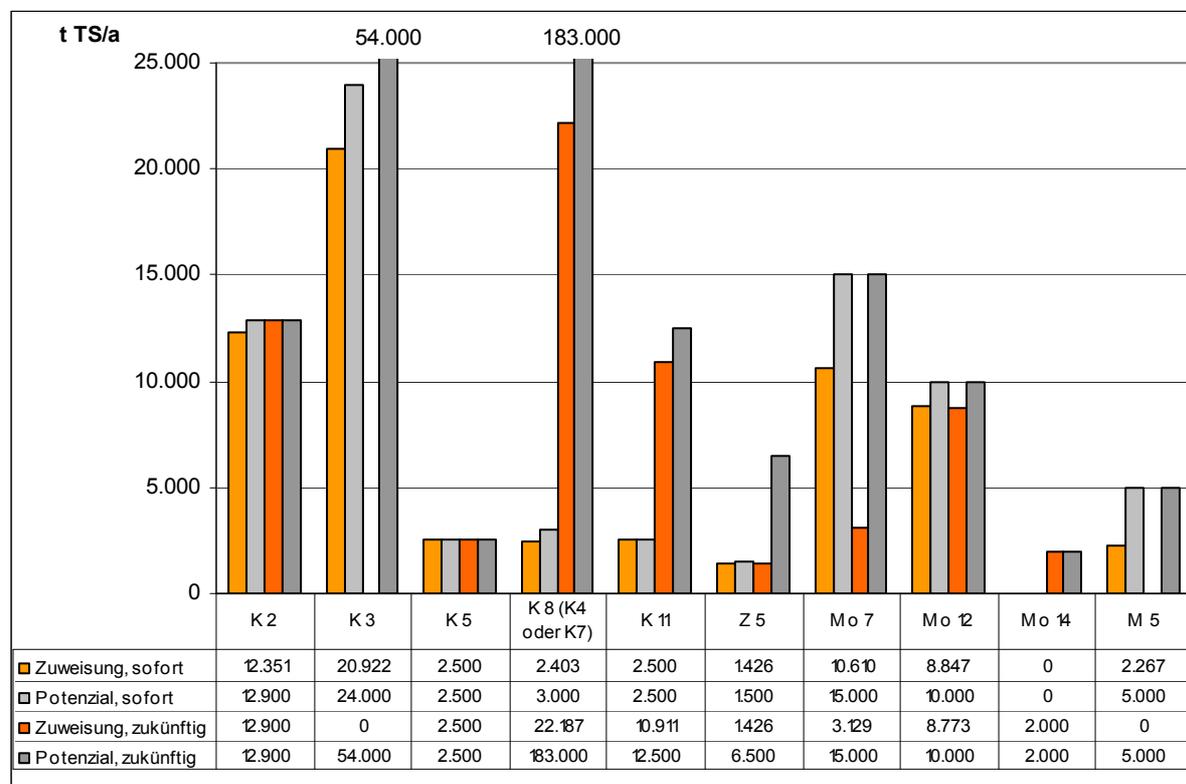


Abbildung 6-5: (Mit-)verbrennungspotenzial der Anlagen in Rheinland-Pfalz und in räumlicher Nähe sowie die Verteilung der Klärschlämme aus landwirtschaftlicher Verwertung auf die Anlagen, kurzfristig und zukünftig [Quelle: eigene Darstellung]

Die fiktive Verteilung der Klärschlämme, dargestellt in Abbildung 6-6 und Abbildung 6-7, wurde nach folgender Priorisierung vorgenommen:

Vorrangig wurde das Mitverbrennungspotenzial der Kohlekraftwerke ausgeschöpft, da das Mitverbrennen dort zzt. am kostengünstigsten erscheint und meistens geringe Anforderungen an den Klärschlamm bezüglich des TS-Gehaltes stellt. Als nächstes wurden die Monoverbrennungsanlagen berücksichtigt, da dort die Anforderungen an den Klärschlamm ebenso gering sind (Entwässerung). Vermieden wurden, wenn möglich, weite Wege und Verbrennungsarten, die einer Trocknung bedürfen. Eine Ausnahme stellt das Zementwerk Göllheim dar, hierher wurden wegen der räumlichen Nähe Klärschlämme aus dem Donnersbergkreis verteilt.

Alternativ wären Kapazitäten in den Monoverbrennungsanlagen in Frankfurt-Höchst (Mo 7) und der BASF in Frankenthal-Mörsch (Mo 12) sowie im Müllheizkraftwerk Ludwigshafen (M 5) vorhanden (siehe auch Abbildung 6-5). In der Monoverbrennungsanlage in Frankenthal (Mo 12) wird lediglich eine Entwässerung auf 25% vorausgesetzt, in Frankfurt-Höchst (Mo 7) eine Vorentwässerung oder Trocknung und im Müllheizkraftwerk Ludwigshafen (M 5) eine weitergehende Entwässerung auf > 38% TS.

Mittelfristig bestehen für die Landkreise im nördlichen Rheinland-Pfalz Alternativen im Zementwerk Sötenich (Z 10) (dann wird allerdings eine Trocknung vorausgesetzt) oder im Kraftwerk Eschweiler-Weisweiler (K 3).

In einigen Fällen wurde die Verteilung so vorgenommen, dass zunächst kurzfristig (Kaiserslautern, Alzey-Worms) eine weitergehende Entwässerung oder eine Trocknung erforderlich wäre (Verteilung auf das Kohlekraftwerk Emsdorf (K 2), in dem die Verbrennung von Schlämmen mit unterschiedlichen TS-Gehalten genehmigt sind) und mittelfristig lediglich eine Entwässerung erforderlich wäre (Verteilung auf das Kohlekraftwerk Völklingen (K 11)). Das erscheint zunächst nicht zielführend zu sein, da im ungünstigsten Fall die Installation einer Trocknungsanlage erforderlich wäre, die anschließend nicht mehr benötigt würde. Dies ergibt sich daraus, dass die Intention des Entsorgungsszenarios war, die in Rheinland-Pfalz anfallende Gesamtklärschlammmenge zu verteilen und nicht etwa eine Konzeption oder einen konkreten Vorschlag für einen Landkreis oder den darin angesiedelten Gemeinden zu erstellen.

Insgesamt ist zu erkennen, dass sämtliche Klärschlämme sowohl nach einer zeitlichen Vorgabe von etwa fünf Jahren als auch kurzfristig mitverbrannt werden können. Insbesondere haben die Betreiber von Kohlekraftwerken ein großes Interesse an Klärschlamm (siehe K 3 und K 4, K 7 und K 8) und beabsichtigen eine Erhöhung des Mitverbrennungspotenzials in den nächsten Jahren.

Würde eine Umsetzung der thermischen Klärschlammbehandlung kurzfristig erforderlich, so wären teilweise weite Wege zurückzulegen. In manchen Fällen wäre ein Transport von entwässertem Klärschlamm über bis zu 150 km erforderlich, was sowohl die Kosten erhöht als auch aus ökologischen Gründen als nachteilig zu bewerten ist.

In diesen Fällen (betroffen sind insbesondere die Landkreise im mittleren Rheinland-Pfalz, wie Bitburg-Prüm, Cochem-Zell, Rhein-Hunsrückkreis, Mayen-Koblenz, Koblenz, Bernkastel-Wittlich, Westerwaldkreis, Bad Kreuznach sowie die Landkreise im Südosten von Rheinland-Pfalz, Südliche Weinstraße, Landau und Germersheim) stellt die Trocknung der Klärschlämme eine zu überprüfende Alternative für die betrachteten Szenarien dar. Eine Trocknung des Klärschlammes bedeutet zwar einen nicht unbeträchtlichen Kostenfaktor in der Gesamtbetrachtung der Klärschlamm Entsorgung, erhöht aber die Entsorgungssicherheit, da mehrere Wege (Monoverbrennung oder Mitverbrennung in Kohlekraftwerken ohne Trocknung, Mitverbrennung in der Zementindustrie) offen sind. Auch wäre eine Lagerung aufgrund der geringeren Menge kostengünstiger und längerfristig zu bewerkstelligen und mögliche Engpässe bei der Entsorgung zu überbrücken. Bei den Überlegungen zu einer Klärschlamm-trocknung sollten möglichst nutzbare Abwärmequellen mit einbezogen werden. Im Westerwaldkreis wird derzeit bereits eine Monovergasungsanlage geplant. Die Realisierung der Trocknungsanlage dafür ist bereits für nächstes Jahr (2008) vorgesehen, was sich aus heutiger Sicht als sinnvolle Investition darstellt.

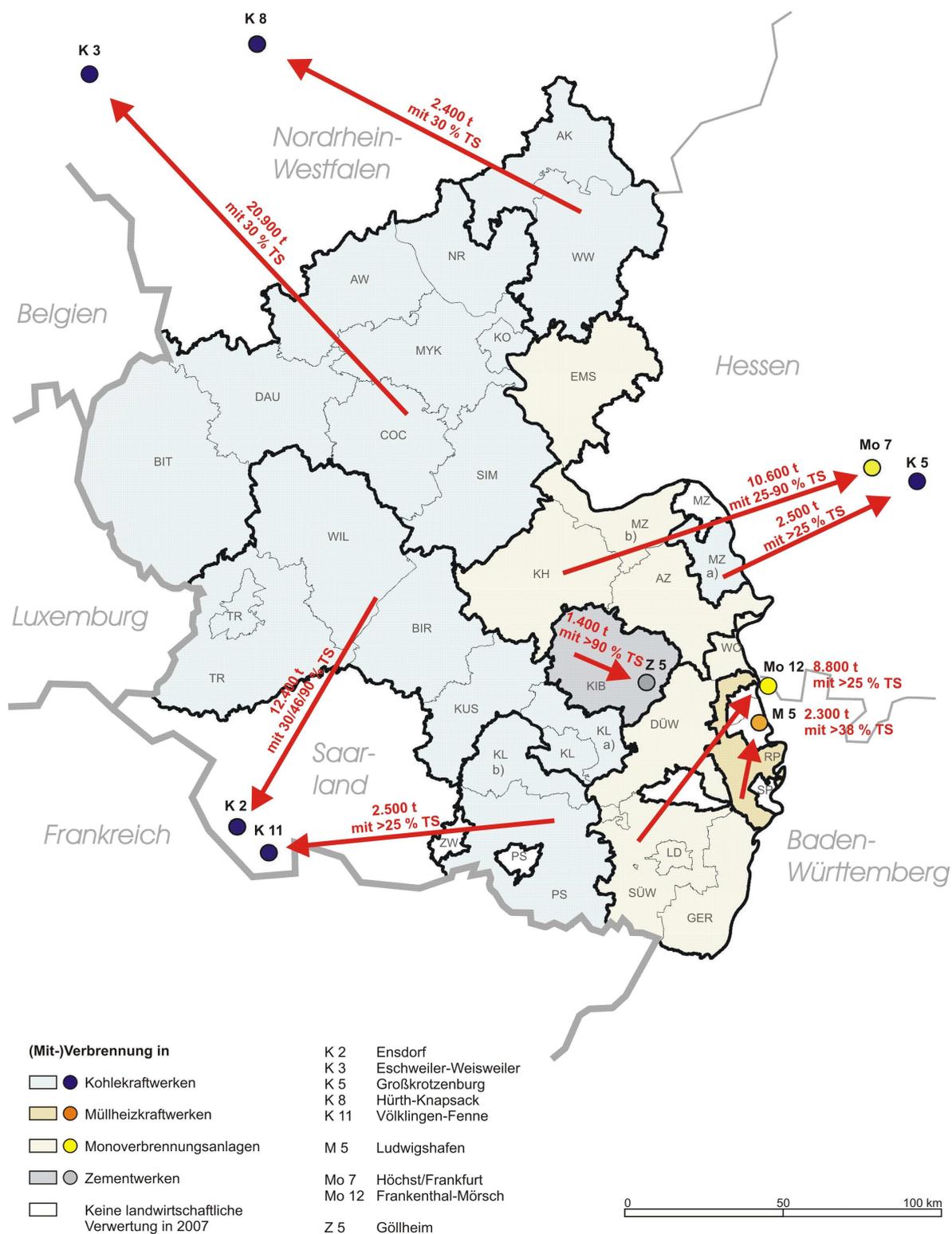


Abbildung 6-6: Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig (Szenario 1) [Quelle: eigene Darstellung]

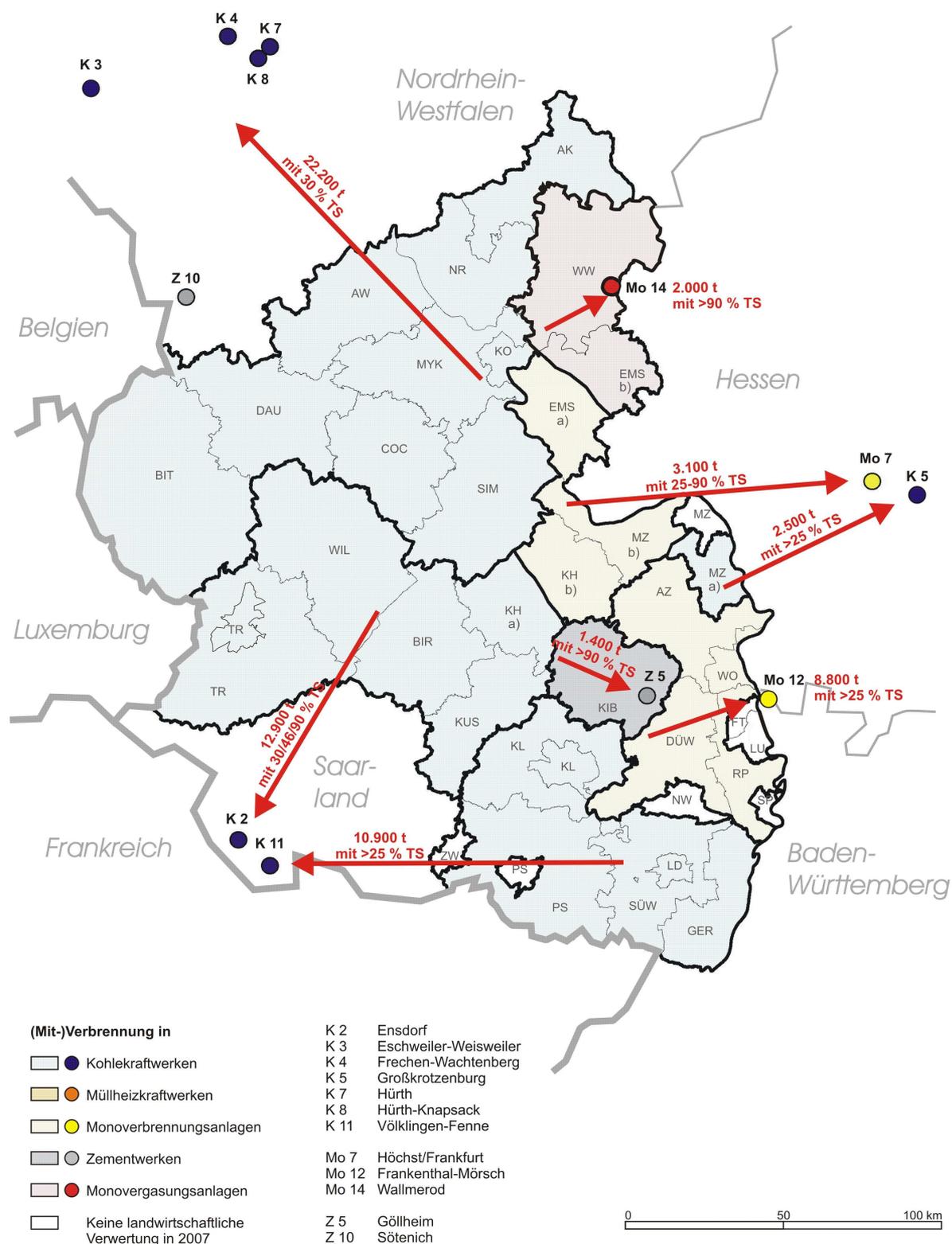


Abbildung 6-7: Verteilung des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, mittelfristig (Szenario 2) [Quelle: eigene Darstellung]

6.2.2 Szenario 3 und 4: Ausstieg aus der Landwirtschaft und aus der landschaftsbaulichen Verwertung sofort bzw. in fünf Jahren

In den Szenarien 3 und 4 wird außer dem landwirtschaftlich verwerteten auch der derzeit landschaftsbaulich verwertete Klärschlamm mit betrachtet (siehe Tabelle 6-6). Hier kommen nicht unbeträchtliche Mengen aus den Landkreisen Altenkirchen, Neustadt/Weinstraße, Pirmasens und dem Westerwaldkreis zu den Klärschlammengen der Szenarien 1 und 2 hinzu.

In den Spalten 6 bis 9 sowie 10 bis 12 sind die Klärschlammengen fiktiv auf die einzelnen Werke zur Mitverbrennung mit Angabe des erforderlichen TS-Gehaltes aufgeteilt. Die Priorisierung der Verteilung wurde entsprechend der Szenarien 1 und 2 durchgeführt. Auch in diesen Szenarien könnten kurzfristig alle Klärschlämme theoretisch mitverbrannt werden.

Die Mengen, die zur Vorbehandlung einer Trocknung unterzogen werden müssten, sind in diesen Szenarien jedoch größer und die Wege, die zur Verteilung zurückgelegt werden müssten, ungünstiger (vgl. Abbildung 6-5 und Abbildung 6-8).

Anhand der Beispiele der Landkreise Cochem-Zell, Mayen-Koblenz und Germersheim soll gezeigt werden, dass die vorgenommene Verteilung nur als vorrangige Option zu verstehen ist und weiterhin andere Möglichkeiten offen lässt. In der Tabelle 6-6 und der Abbildung 6-8 ist vorgesehen, den Klärschlamm zukünftig im Zementwerk Sötenich mitzuverbrennen, da sich dieses Werk ortsnah befindet. Alternativ ist die Mitverbrennung in den Kraftwerken K 4, K 7 oder K 8, oder auch, falls die Bedingungen dort besser wären, im etwas entfernter gelegenen Kraftwerk K 3, möglich. Der Landkreis Germersheim hätte im Szenario 4 alternativ zum Transport von getrocknetem Klärschlamm ins Zementwerk Göllheim (Z 5) die Möglichkeit, den Schlamm nur vorentwässert ins Müllheizkraftwerk Ludwigshafen (M 5) oder teilweise in die Monoverbrennungsanlage der BASF in Frankenthal (Mo 12) zu transportieren. Dies gilt entsprechend für alle anderen Landkreise: Die Klärschlammmentsorgungskonzepte sind in den Verbandsgemeinden bzw. Kommunen zu entwickeln und Investitionen danach zu planen. Gezeigt werden sollte im Rahmen dieser Studie lediglich, dass insbesondere nach den geplanten Erweiterungen in den Zement- und Kohlekraftwerken genügend Kapazitäten zur thermischen Behandlung des Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz vorhanden sind.

Ob dies im Einzelfall tatsächlich die kostengünstigste Lösung bzw. die Lösung mit der größten Entsorgungssicherheit wäre, kann hier nicht abschließend beurteilt werden. Aus den Karten in den Abbildungen 6-8 und 6-9 ist zu entnehmen, dass die Klärschlämme im mittleren Rheinland-Pfalz (Eifelkreis Bitburg-Prüm, Landkreise Bernkastel-Wittlich, Cochem-Zell, Rhein-Hunsrück- und Rhein-Lahn-Kreis) und im Süd-Osten (Germersheim, Südliche Weinstraße und Landau) am weitesten zu einer thermischen Behandlung transportiert werden müssten. Im Westerwaldkreis wird derzeit bereits eine Monovergasungsanlage geplant. Die Realisierung der Trocknungsanlage dafür ist bereits für nächstes Jahr (2008) vorgesehen, was sich aus heutiger Sicht als sinnvolle Investition darstellt.

Würde die landwirtschaftliche Verwertung tatsächlich durch verschärfte Grenzwerte der AbfKlärV stark eingeschränkt werden, so sollten in den vorgenannten Landkreisen Klärschlammmentsorgungskonzepte die Aspekte einer eigenständigen Entsorgung mitberücksichtigen. Bei den Überlegungen zu einer Klärschlamm-trocknung sollten möglichst nutzbare Abwärmeequellen mit einbezogen werden.

Verwaltungsbezirk	KFZ	Landwirtschaft, heute	Landwirtschaftsbau, heute	bodenbezogene Verwertung, heute	thermische Behandlung, sofort	Ort	TS-Gehalt, sofort	thermische Behandlung, zukünftig	Ort	TS-Gehalt, zukünftig
		t TS/a	t TS/a	t TS/a	t TS/a		t TS/a	t TS/a		t TS/a
Ahrweiler	AW	3.722	0	3.722	3.722	K 3	30%	3.722	K 4, K 7 oder K 8	> 30%
Altenkirchen (Ww.)	AK	1.265	1.083	2.348	2.348	K 3	30%	2.348	K 4, K 7 oder K 8	> 30%
Alzey-Worms	AZ	3.778	0	3.778	3.778	Mo 7	25% - 90%	3.778	Mo 7	25% - 90%
Bad Dürkheim	DÜW	1.887	257	2.144	2.144	Mo 12	> 25%	2.144	Mo 12	> 25%
Bad Kreuznach	KH	3.246	358	3.604	3.604	Mo 7	25% - 90%	3.604	Mo 7	25% - 90%
Bernkastel-Wittlich	WIL	3.223	0	3.223	415	a) K 3	30%	3.223	K 2	30, 46 oder 90%
					2.808	b) K 2	30, 46 oder 90%			
Birkenfeld	BIR	1.960	0	1.960	1.960	K 2	30, 46 oder 90%	1.960	K 2	30, 46 oder 90%
Eifelkreis Bitburg-Prüm	BIT	1.678	188	1.866	1.866	K 3	30%	1.866	K 2	30, 46 oder 90%
Cochem-Zell	COC	1.647	0	1.647	1.647	K 3	30%	1.647	Z 10	> 90%
Landkreis Vulkaneifel	DAU	1.062	37	1.099	1.099	K 3	30%	1.099	K 4, K 7 oder K 8	> 30%
Donnersbergkreis	KIB	1.426	0	1.426	1.426	Z 5	> 90%	1.426	Z 5	> 90%
Germersheim	GER	1.292	550	1.842	1.842	Z 1 oder Z 9	> 90%	1.842	Z 5	> 90%
Kaiserslautern	KL	1.618	231	1.849	1.152	a) K 2	30, 46 oder 90%	1.849	K 11	> 25%
					697	b) K 11	> 25%			
Kaiserslautern SK	KL	1.853	0	1.853	1.853	Mo 12	> 25%	1.853	K 11	> 25%
Koblenz	KO	2.600	0	2.600	2.600	K 3	30%	2.600	K 4, K 7 oder K 8	> 30%
Kusel	KUS	1.233	33	1.266	1.266	K 2	30, 46 oder 90%	1.266	K 11	> 25%
Landau i. d. Pfalz	LD	1.014	88	1.102	1.102	M 5	> 38%	1.102	K 11	> 25%
Mainz	MZ	0	0	0	wie bisher			wie bisher		
Mainz-Bingen	MZ	3.210	0	3.210	710	a) Mo 7	25% - 90%	710	a) Mo 7	25% - 90%
					2.500	b) K 5	> 25%		b) K 5	> 25%

Vorbehandlung:

Weitergehende Entwässerung

Weitergehende Entwässerung oder Trocknung

Trocknung

Tabelle 6-6 a: Verteilung des landwirtschaftlich und bodenbezogen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig und zukünftig

Verwaltungsbezirk	KFZ	Landwirtschaft, heute	Landwirtschaftsbau, heute	bodenbezogene Verwertung, heute	thermische Behandlung, sofort	Ort	TS-Gehalt, sofort	thermische Behandlung, zukünftig	Ort	TS-Gehalt, zukünftig
		t TS/a	t TS/a	t TS/a	t TS/a			t TS/a		
Mayen-Koblenz	MYK	3.576	0	3.576	3.576	K 3	30%	3.576	Z 10	> 90%
Neustadt a. d. Weinstr.	NW	0	2.002	2.002	2.002	Mo 12	> 25%	2.002	Mo 12	> 25%
Neuwied	NR	3.969	346	4.315	1.315	a) K 3	30%	4.315	K 4, K 7 oder K 8	> 30%
					3.000	b) K 8	30%			
Pirmasens	PS	0	1.003	1.003	1.003	K 11	> 25%	1.003	K 11	> 25%
Rhein-Hunsrück-Kreis	SIM	2.669	32	2.701	2.701	Mo 7	25% - 90%	2.701	Mo 7	25% - 90%
Rhein-Lahn-Kreis	EMS	2.876	167	3.043	3.043	Mo 7	25% - 90%	862	a) Mo 14	> 90%
								2.181	b) Mo 7	25% - 90%
Rhein-Pfalz-Kreis	RP	2.267	451	2.718	2.718	Mo 12	> 25%	2.718	Mo 12	> 25%
Speyer	SP	0	0	0	wie bisher			wie bisher		
Südliche Weinstraße	SÜW	3.813	0	3.813	3.813	M 5	> 38%	3.813	K 11	> 25%
Südwestpfalz	PS	1.322	414	1.736	1.736	K 2	30, 46 oder 90%	1.736	K 2	30, 46 oder 90%
Trier	TR	1.755	0	1.755	1.755	K 2	30, 46 oder 90%	1.755	K 2	30, 46 oder 90%
Trier-Saarburg	TR	1.887	369	2.256	2.256	K 2	30, 46 oder 90%	2.256	K 2	30, 46 oder 90%
Westerwaldkreis	WW	1.138	2.098	3.236	3.236	K 3	30%	2.098	a) K 4, K 7 oder K 8	> 30%
								1.138	b) Mo 14	> 90%
Worms	WO	841	0	841	841	Mo 7	25% - 90%	841	Mo 12	> 25%
Zweibrücken	ZW	0	800	800	800	K 11	> 25%	800	K 11	> 25%
Summe		63.825	10.507	74.332	74.332			74.332		

Vorbehandlung:

Weitergehende Entwässerung

Weitergehende Entwässerung oder Trocknung

Trocknung

Tabelle 6-6, b: Verteilung des landwirtschaftlich und bodenbezogenen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig und zukünftig

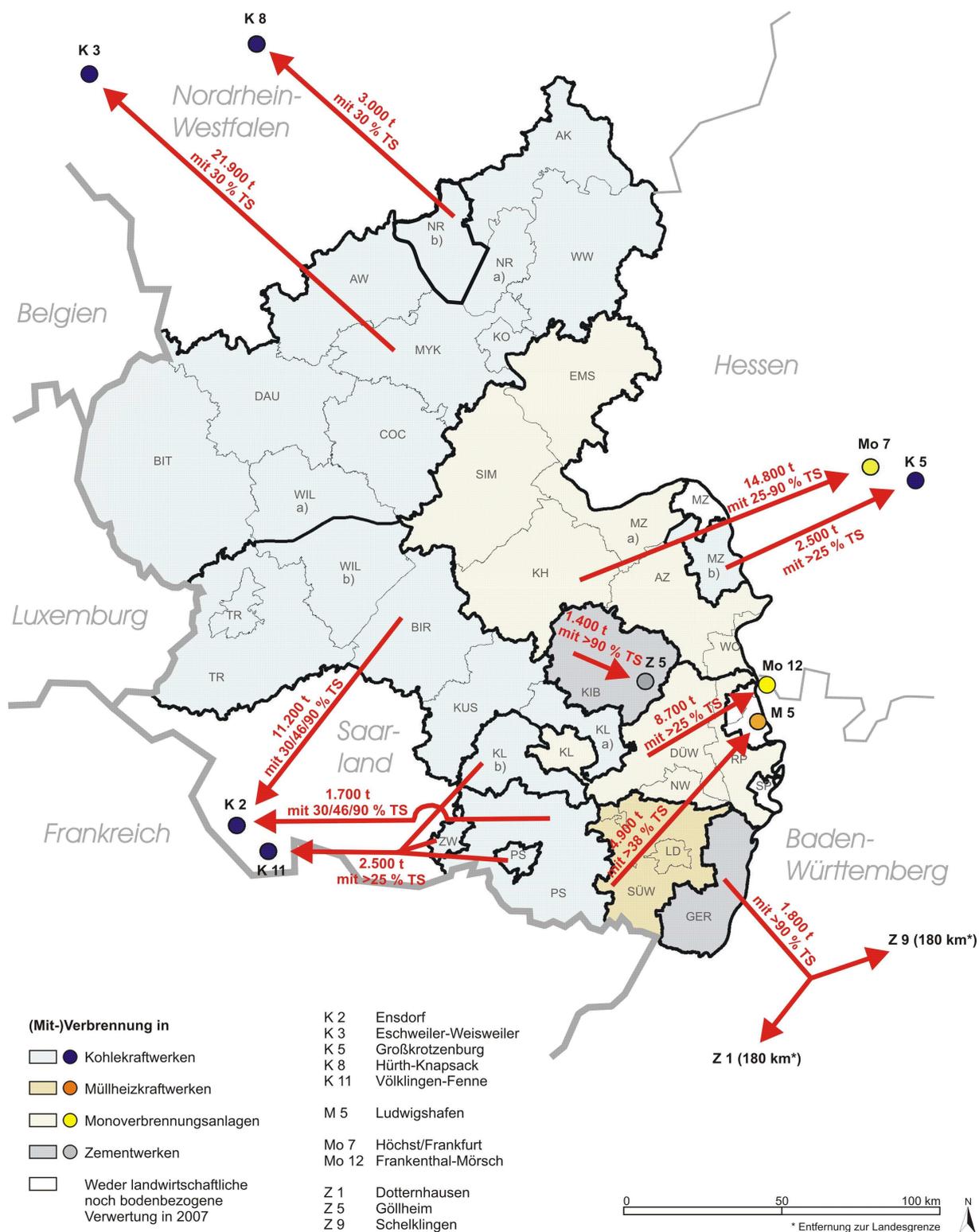


Abbildung 6-8: Verteilung des bodenbezogen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, kurzfristig (Szenario 3) [Quelle: eigene Darstellung]

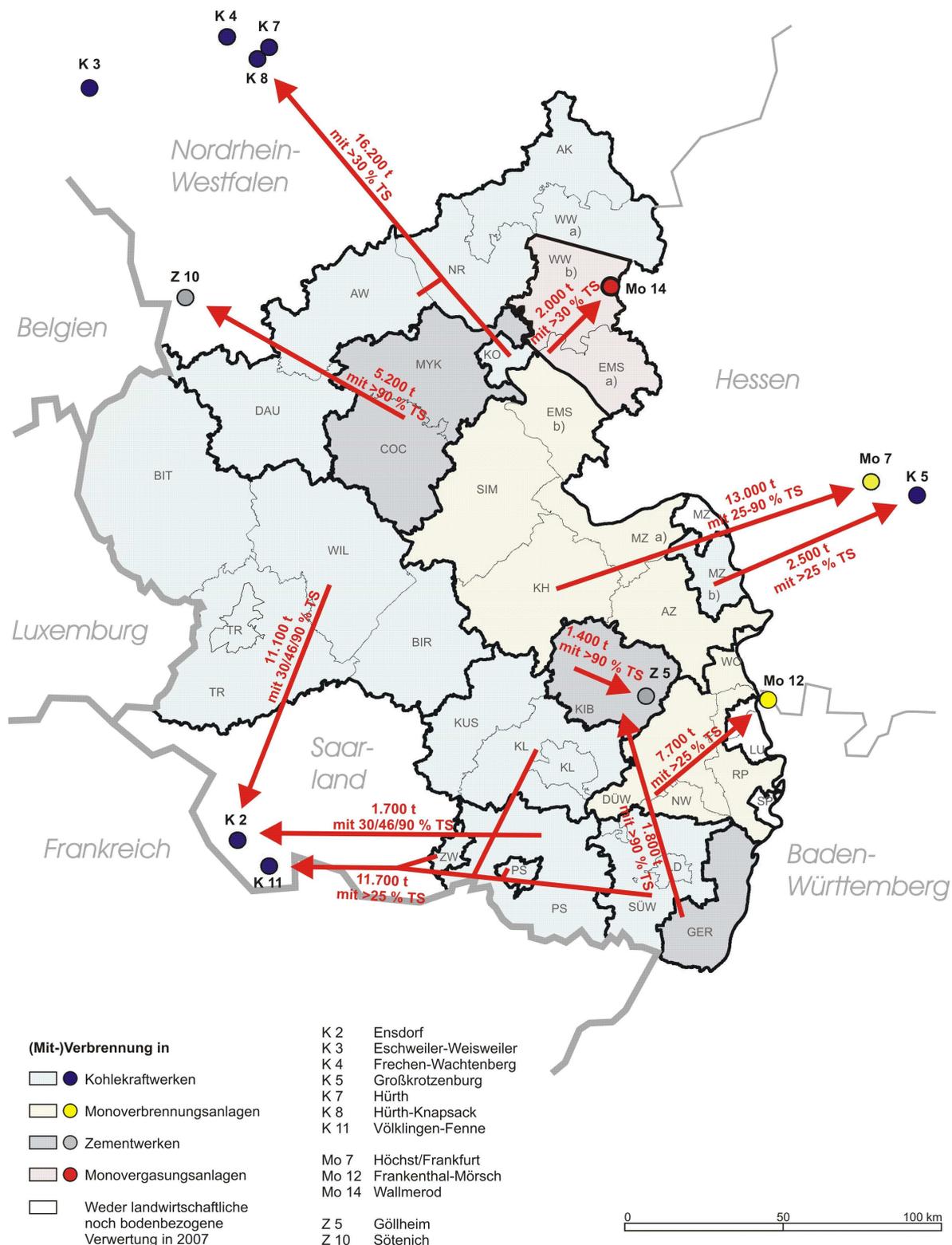


Abbildung 6-9: Verteilung bodenbezogen verwerteten Klärschlammes aus Rheinland-Pfalz auf Werke zur Mitverbrennung, mittelfristig (Szenario 4) [Quelle: eigene Darstellung]

In Abbildung 6-10 sind abschließend die Mitverbrennungskapazitäten der betrachteten Anlagen kurzfristig und nach baulichen oder genehmigungsrechtlichen Maßnahmen (zukünftig) aufgeführt und in grauer Farbe dargestellt. Die mögliche Verteilung oder Zuweisung der Klärschlamme kurz- und mittelfristig ist in orange dargestellt. Auch hier ist zu erkennen, dass insbesondere zukünftig genügend Mitverbrennungskapazität vorliegt, da die Kohle- aber auch die Zementindustrie Investitionen vornehmen wollen, mehr Klärschlämme als Ersatzbrennstoff mit zu verbrennen.

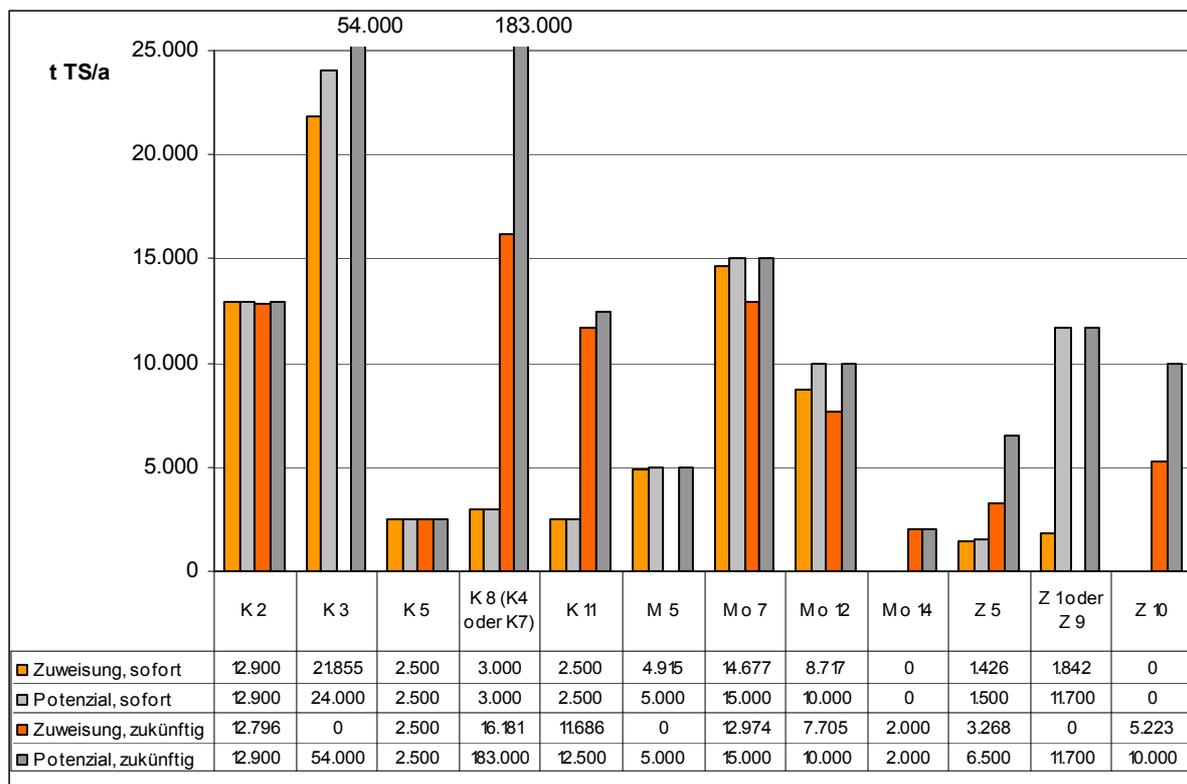


Abbildung 6-10: (Mit-)verbrennungspotenzial der Anlagen in Rheinland-Pfalz und in räumlicher Nähe sowie die Verteilung der Klärschlämme aus bodenbezogener Verwertung auf die Anlagen, kurzfristig und zukünftig [Quelle: eigene Darstellung]

6.2.3 Ergebnis

Würde die Klärschlammverordnung tatsächlich so verschärft, dass nur noch eine Verbrennung als Entsorgungsweg in Frage käme, so wären genügend potenzielle Verbrennungskapazitäten vorhanden, die teilweise sofort, teilweise nach baulichen und genehmigungsrechtlichen Anpassungen innerhalb von ein bis maximal fünf Jahren zur Verfügung stehen (könnten). Theoretisch könnten sämtliche in Rheinland-Pfalz anfallende kommunale Klärschlämme auch kurzfristig in den verschiedenen Monoverbrennungsanlagen, Zementwerken oder Kohlekraftwerken im Umkreis von bis zu 180 km mitverbrannt werden.

Da die Kohlekraftwerke im Saarland und in Nordrhein-Westfalen großes Interesse haben, mehr Klärschlämme aufzunehmen, würde sich die Situation nach Beendigung von baulichen und genehmigungsrechtlichen Voraussetzungen sogar noch verbessern. Allerdings ist zu beachten, dass sich nach einer rechtlichen Verschärfung der Klärschlammverordnung auch Klärschlämme aus anderen Bundesländern auf dem freien Markt befänden. Es bliebe abzuwarten, wie sich die zunehmende Konkurrenzsituation entwickeln würde.

Der Tenor sowohl bei Kraftwerksbetreibern, Zementwerksbetreibern und auch Zwischenhändlern ist, dass der freie Markt darüber bestimmt, wie Klärschlamm zukünftig mitverbrannt wird. Investitionen von Kraftwerksbetreibern aber auch Betreibern von redundanten Monoverbrennungsanlagen werden in der Regel nur getätigt, wenn Klärschlämme tatsächlich verfügbar sind, bzw. wenn längerfristige Verträge mit Klärschlammhändlern oder Kläranlagenbetreibern bereits geschlossen sind.

Problematischer bzw. kostenintensiver für die Kläranlagenbetreiber wäre die Anpassung der Vorbehandlung. Die Voraussetzung für eine Mitverbrennung ist mindestens eine Entwässerung, teilweise eine weitergehende Entwässerung auf etwa 40% TS. Ist eine Trocknung des Klärschlammes erforderlich, so sind Trocknungsanlagen zu installieren. Um die Betriebskosten zu minimieren, sollte der Standort für eine Trocknungsanlage so gewählt werden, dass Abwärme genutzt werden kann.

Ob der Weg des Alleinganges bei der weitergehenden Klärschlammverwertung, des Zusammenschlusses mehrerer Gemeinden oder Verbänden, wie in der VBG Wallmerod im Westerwaldkreis geplant (vgl. dazu Kap. 3.3) oder das Zwischenschalten eines Zwischenhändlers am sinnvollsten wäre, hängt von der jeweiligen Situation (örtlichen Gegebenheiten, Klärschlamm-mengen, Mitarbeiter) und der Schwerpunktsetzung (Entsorgungssicherheit kontra Kostenvorteile) in den einzelnen Gemeinden bzw. bei den Betreibern ab.

7 Zusammenfassung und Fazit

Die umweltgerechte Behandlung und Entsorgung von kommunalen Klärschlämmen stellt eine der zentralen Herausforderungen der Abwasser- und Abfallentsorgung dar. In den vergangenen Jahrzehnten gehörte neben der stofflichen Verwertung in der Landwirtschaft die Deponierung des stabilisierten und entwässerten Schlammes zu den wichtigsten Entsorgungsmethoden. Andere Verfahren, wie die thermische Klärschlammbehandlung, spielten dagegen nur eine untergeordnete Rolle.

Seit Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall Mitte Juni 2005 scheidet die direkte Deponierung von Klärschlamm als Entsorgungspfad aus, da nur noch Stoffe abgelagert werden dürfen, die einen Glühverlust $< 5\%$ aufweisen. Um diese Vorgabe zu erfüllen, muss Klärschlamm einer vorherigen thermischen Behandlung unterzogen werden.

Die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm als Düngesubstitut wird immer wieder kontrovers diskutiert. Mit der Novellierung der Klärschlammverordnung sollen demnächst bundesweit die Schadstoffgrenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalen Klärschlämmen verschärft werden. Je nach Grad der Verschärfung könnte dies unter Umständen eine Einschränkung der landwirtschaftlichen Verwertung oder sogar deren „Aus“ bedeuten. Hinsichtlich der Novellierung besteht gegenwärtig die Tendenz zu gemäßigten Veränderungen, die kein faktisches Aufbringungsverbot für Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen zur Folge haben sollen.

Vor diesem Hintergrund beauftragte das Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (MUFV) das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern im Rahmen einer Studie die Perspektiven einer zukunftsfähigen und umweltgerechten Klärschlammentsorgung in Rheinland-Pfalz unter Einbeziehung innovativer Ansätze zur Behandlung und Verwertung von Klärschlamm zu untersuchen.

Die vorliegende Studie versteht sich auch als Nachschlagewerk für Kläranlagenbetreiber, die ein individuelles und zukunftsorientiertes Klärschlammentsorgungskonzept entwickeln möchten, das den spezifischen Ansprüchen gerecht wird.

Zunächst wurde in **Kapitel 1** die **gegenwärtige politische und rechtliche Situation der Klärschlammentsorgung** auf europäischer und nationaler Ebene erläutert. Dabei ist deutlich geworden, dass es sich um eine umfangreiche und komplexe Materie handelt, da sich die Klärschlammentsorgung an der Schnittstelle zwischen Abwasserentsorgung und Abfallentsorgung befindet. Die neueste Entwicklung stellt dabei die Bestrebung dar, eine Novellierung der Klärschlammverordnung durchzuführen.

Dabei soll sich, neben einer Verschärfung der Grenzwerte für Schwermetalle, vor allem die Anzahl der zu untersuchenden Parameter erhöhen, indem neue Stoffe und Stoffgruppen in die Untersuchung einbezogen werden. Diese Änderung wird die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalen Klärschlämmen höchstwahrscheinlich einschränken, aber nach dem jetzigen Sachstand kein faktisches Aufbringungsverbot mit sich bringen. Die stoffliche Verwertung von Klärschlämmen mit geringer Schadstoffbelastung wird voraussichtlich auch weiterhin möglich sein.

Ein Überblick über den **Stand der Klärschlammentsorgung in Rheinland-Pfalz** ist in **Kapitel 2** dargestellt. Bei der Bestandsanalyse wurde festgestellt, dass die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalen Klärschlämmen immer noch der mit Abstand häufigste Entsor-

gungsweg ist. Die thermische Behandlung von Klärschlamm hat im Verlauf der letzten Jahre deutlich zugenommen und dadurch an Bedeutung gewonnen.

Die anfallenden Klärschlamm-mengen sind über die letzten Jahre hinweg nahezu konstant geblieben. Gleiches gilt für die Zusammensetzung der Klärschlämme, wo bei nahezu allen untersuchten Schadstoffparametern ein niedriges und fast konstantes Niveau festgestellt werden konnte.

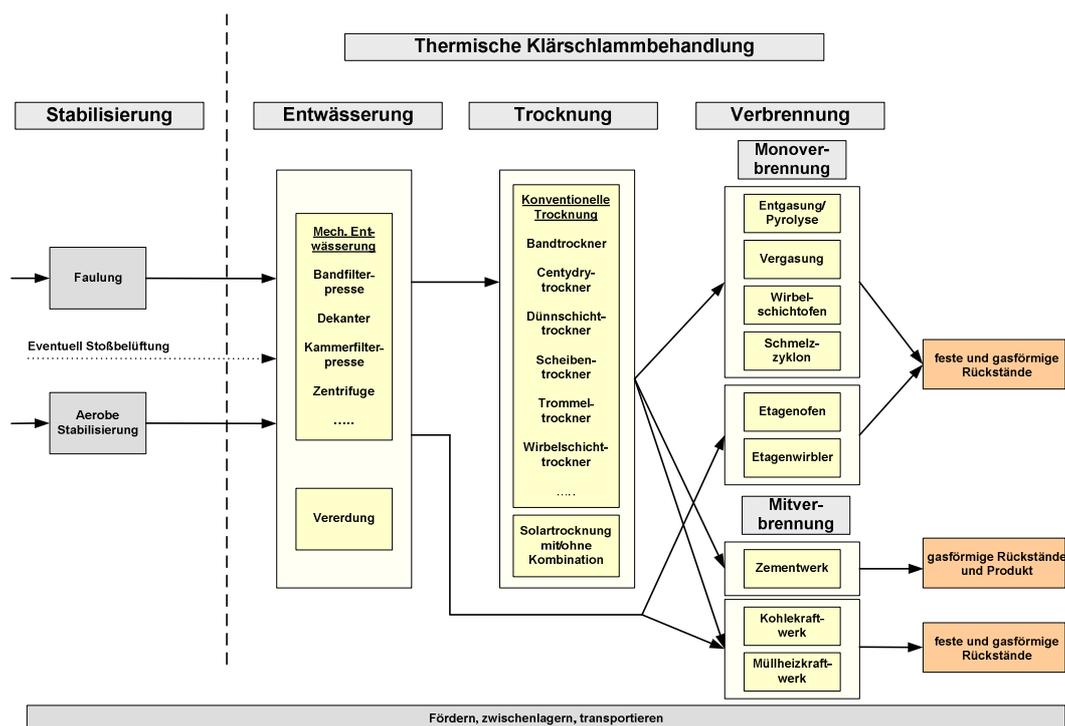
In **Kapitel 3** wurden die derzeitigen **Organisationsstrukturen der Klärschlamm-entsorgung** erläutert. Unterschieden wurde dabei zwischen der Eigenorganisation, dem Zusammenschluss mehrerer Gemeinden oder Betreiber und dem Zwischenschalten von Dienstleistungsbetrieben.

Vorteil der Entsorgung über einen Zwischenhändler ist die hohe Entsorgungssicherheit, da die Verträge sowohl mit den Kläranlagenbetreibern als auch mit den Entsorgungsunternehmen längerfristig geschlossen werden und je nach Klärschlammgüte und -konsistenz alternative Entsorgungsmöglichkeiten bestehen. Nachteile dieser Organisationsform sind die Abhängigkeit von Fremdunternehmen und die fehlende Einflussmöglichkeit auf den weiteren Entsorgungsweg. Auch können sich eventuell höhere Kosten ergeben.

Bei der Eigenorganisation (landwirtschaftliche oder bodenbezogene Verwertung oder Entsorgung in einer Mono- oder Mitverbrennung) ist die Entsorgungssicherheit als geringer einzustufen. Es können sich jedoch Kostenvorteile ergeben.

Ein Zusammenschluss mehrerer Gemeinden oder Kläranlagenbetreiber, um beispielsweise eine gemeinsame Trocknungs- oder Verbrennungsanlage zu betreiben, erhöht die Entsorgungssicherheit. Die Kosten sind im Wesentlichen abhängig vom gewählten Entsorgungspfad.

In **Kapitel 4** wurden **Verfahren zur erforderlichen Vorbehandlung, zu Lagerung und Transport und zur thermischen Behandlung von Klärschlamm** beschrieben (vgl. folgende Abbildung).



Zunächst wurde das Prinzip jedes Verfahrens beschrieben sowie realisierte Anlagen in Deutschland bzw. Rheinland-Pfalz aufgeführt. Anschließend wurden die technischen, rechtlichen, ökologischen sowie ökonomischen Kriterien sowohl des Inputmaterials Klärschlamm bezüglich des Verfahrens als auch der Outputmaterialien (Aschen, Schlacken, Filterstäube, Brüden, Gase oder Abluft) untersucht. Ein Fazit schließt das jeweilige Kapitel ab.

„Echte“ Entsorgungspfade als mögliche Alternativen zur landwirtschaftlichen oder landbaulichen Verwertung sind nach vorliegender Abbildung beispielsweise:

- Entwässerung – Trocknung – Mitverbrennung in der Zementindustrie
- Entwässerung – Mitverbrennung in einem Kohlekraftwerk
- Entwässerung – Monoverbrennung in Etagenofen
- Entwässerung – Trocknung – Monoverbrennung in Wirbelschichtofen
- Entwässerung – Trocknung - Monovergasung – Verwertung des Gases

Zusätzlich ist jeweils eine erforderliche Rauchgasreinigung oder die Entsorgung/Verwertung der festen Rückstände zu bedenken.

Nach dem gleichen Untersuchungsprinzip wurden in **Kapitel 5 innovative Ansätze** in der Klärschlamm Entsorgung recherchiert. Hier standen vor allem neue Verfahren oder Verfahrenskombinationen zur Vorbehandlung (Desintegration, Thermodruckhydrolyse, Nassoxidation) und weitergehenden Entsorgung (Pyrolyse, Flox-Verfahren, Katalytische drucklose Verölung (KDV), Niedertemperaturkonvertierung (NTK)) im Blickpunkt, die sich in kleinerem Maßstab in der Erprobung befinden und noch nicht großtechnisch umgesetzt wurden. Neben den jeweiligen Forschungsständen wurde die Wirtschaftlichkeit beschrieben sowie die zukünftige Bedeutung für die Klärschlamm Entsorgung. Darüber hinaus wurde die Rückgewinnung des Nährstoffs Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlamm asche in die Untersuchung mit einbezogen.

Sämtliche der hier dargestellten Verfahren (mit Ausnahme der Klärschlamm-Desintegration, der Thermodruckhydrolyse und des Flox-Verfahrens zur Verbrennung von Gasen, nicht von Klärschlamm) befinden sich noch nicht in der Praxisreife und stellen somit zumindest in den nächsten fünf Jahren keine umsetzbare Alternative dar.

Kapitel 6 skizziert **Entsorgungsszenarien**, die beim Wegfall der bodenbezogenen Verwertung (landwirtschaftlich und/oder landbauliche Verwertung) möglicherweise eintreten könnten. Als Basis für die Szenarien dienten insbesondere eine selbst durchgeführte Marktanalyse und die bisher in der Studie gewonnenen Erkenntnisse.

Innerhalb der Marktanalyse wurden insbesondere folgende Punkte betrachtet, die durch eine Befragung von Anlagenbetreibern in Rheinland-Pfalz und in benachbarten Bundesländern recherchiert wurden:

- gesetzliche und betriebsinterne Anforderungen an den Klärschlamm als Inputmaterial,
- standortbezogene technische Anforderungen an die Behandlungsanlagen,
- kurz-, mittel- und langfristig verfügbare Kapazitäten zur Klärschlammbehandlung,
- Annahmepreise und Kosten der thermischen Behandlung (inklusive Entsorgungskosten der dabei anfallenden Outputmaterialien) und

- Einschätzungen der zukünftigen Marktentwicklung.

Befragt wurden Betreiber von Müllheizkraftwerken, Monoverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerken sowie Zementwerken. Weiterhin wurden zahlreiche Interviews mit Personen aus der Industrie, dem Handel und Institutionen geführt, deren Ergebnisse auch in andere Kapitel einfließen.

Im Ergebnis zeichneten sich bei der Marktanalyse regionale Verwertungspotenziale und Tendenzen für zukünftig mögliche Entsorgungslösungen des in Rheinland-Pfalz anfallenden kommunalen Klärschlammes ab, welche als Basis für die Entsorgungsszenarien genutzt wurden.

Ausgangspunkte für die vier erarbeiteten Entsorgungsszenarien waren folgende Annahmen:

- a) Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen ist grundsätzlich nicht mehr möglich.
- b) Die gesamte bodenbezogene Klärschlammverwertung, z. B. neben dem Einsatz in der Landwirtschaft auch der Einsatz im Landschaftsbau, kann nicht mehr vollzogen werden.

Für jede dieser Annahmen wurden daraufhin zwei Szenarien entwickelt:

1. Der Wegfall erfolgt kurzfristig (z. B. innerhalb eines Jahres).
2. Der Wegfall erfolgt mittelfristig (z. B. innerhalb von fünf Jahren).

Fazit Marktanalyse und Entsorgungsszenarien:

Bei einem vollständigen Ausstieg aus der bodenbezogenen Verwertung in Rheinland-Pfalz wären genügend potenzielle Verbrennungskapazitäten vorhanden. Theoretisch könnten sämtliche in Rheinland-Pfalz anfallenden kommunalen Klärschlämme auch kurzfristig in den verschiedenen Monoverbrennungsanlagen, Zementwerken oder Kohlekraftwerken im Umkreis von bis zu 180 km verbrannt bzw. mitverbrannt werden. Die Nutzung dieser Kapazitäten setzt aber in den meisten Fällen auch eine Ausweitung der Vorbehandlung, insbesondere der Trocknung, von kommunalen Klärschlämmen voraus.

Die vorgenommene Zuordnung zu den Verbrennungsanlagen erfolgte **fiktiv** und stellt **keine** vorweggenommene Planungsvariante dar. Damit sollte nur aufgezeigt werden, dass die Entsorgung nicht nur rein mengenmäßig gesichert wäre, sondern auch die notwendigen Transportwege, mit wenigen Ausnahmen, in einem begrenzten Rahmen blieben.

Das Potenzial und das Interesse für die Mitverbrennung in den Zementwerken und insbesondere in den Kohlekraftwerken ist gegenwärtig groß. Da die Kohlekraftwerke im Saarland und in Nordrhein-Westfalen sowie einige Zementwerke derzeit genehmigungsrechtliche und bauliche Anstrengungen unternehmen, mehr Klärschlämme aufzunehmen, wird sich die Situation sogar noch verbessern. Die betrachteten industriellen Monoverbrennungsanlagen haben ebenfalls freie Kapazitäten. Die Mitverbrennung in Müllheizkraftwerken erscheint dagegen, sowohl aus Kapazitäts- als auch aus Kostengründen, uninteressant.

Der Tenor bei Betreibern von Kraftwerken und Zementwerken wie auch den Zwischenhändlern ist, dass der „freie Markt“ darüber bestimmen wird, wie Klärschlamm zukünftig mitverbrannt wird. Können längerfristige Verträge mit Klärschlammhändlern oder Kläranlagenbetreibern geschlossen werden, so würden Investitionen von Kraftwerksbetreibern aber auch Betreibern von redundanten Monoverbrennungsanlagen durchaus anvisiert. Allerdings ist zu beachten, dass sich nach einer rechtlichen Verschärfung der Klärschlammverordnung auch Klärschlämme aus anderen Bundesländern auf dem freien Markt befinden würden. Es bleibt abzuwarten, wie sich die zunehmende Konkurrenzsituation, auch bezüglich anderer Sekundärbrennstoffe, entwickelt.

Problematischer bzw. kostenintensiver für die Kläranlagenbetreiber würde die Anpassung der Vorbehandlung sein. Die Voraussetzung für eine Mitverbrennung wäre mindestens eine Entwässerung, teilweise eine weitergehende Entwässerung auf etwa 40 % TS. Wäre eine Trocknung des Klärschlammes erforderlich, so wären Trocknungsanlagen zu installieren.

Um die Betriebskosten zu minimieren, sollte der Standort für notwendige Trocknungsanlagen nach Möglichkeit so gewählt werden, dass anderweitig anfallende, bislang ungenutzte Abwärme im Trocknungsprozess genutzt werden kann. Potenzial dafür ist insbesondere in bereits gebauten und zukünftig geplanten Biogasanlagen vorhanden, aber bisher noch weitgehend ungenutzt. Das liegt vor allem an der problematischen genehmigungsrechtlichen Situation, da es sich bei Biogasanlagen oftmals um privilegierte Vorhaben im Außenbereich handelt, die nicht ohne weiteres durch bauliche Anlagen zur Lagerung und Trocknung von Klärschlämmen ergänzt werden können.

Die Klärschlämme der Kläranlagen im mittleren und im südöstlichen Rheinland-Pfalz müssten teilweise über längere Strecken zu einer Mitverbrennungsanlage transportiert werden. Daher sollten die Betreiber in einem Klärschlammmentsorgungskonzept überprüfen, ob nicht auf längere Sicht das Betreiben einer eigenen Trocknungs- oder gar Verbrennungsanlage wirtschaftlicher wäre.

Ob der Weg des Alleinganges einzelner Kläranlagenbetreiber bei der weitergehenden Klärschlammverwertung, des Zusammenschlusses mehrerer Gemeinden oder Verbände oder das Zwischenschalten eines Zwischenhändlers am sinnvollsten ist, hängt von der jeweiligen Situation (örtlichen Gegebenheiten, Klärschlamm-mengen, Qualifikation der Mitarbeiter) und der Philosophie (Entsorgungssicherheit kontra Kostenvorteile) in den einzelnen Gemeinden bzw. bei den Betreibern ab.

Auch wenn die betrachteten Szenarien „Klärschlammmentsorgung ohne landwirtschaftliche Verwertung“ ausreichende alternative Entsorgungskapazitäten in Richtung thermischer Behandlung (Monoverbrennung, Mitverbrennung/Sekundärbrennstoff) ausweisen, soll diesen Entsorgungspfaden hier keineswegs eine Präferenz eingeräumt werden. Auf die damit einhergehende „Abhängigkeit“ der Entsorger von den Anlagen- und Kraftwerksbetreibern und zukünftig sich verändernden Marktpreisen wurde mehrfach hingewiesen. Hinzu käme eine veränderte Nachfrage nach diesen Entsorgungspfaden, wenn sich zeitgleich in mehreren („allen“) Bundesländern der Weg der landwirtschaftlichen Verwertung verschließen würde.

Vor diesem Hintergrund kann den Kläranlagenbetreibern nur empfohlen werden, eigene bzw. ggf. im Verbund organisierte, zukunftsfähige Entsorgungsstrategien und -konzepte unter Berücksichtigung ihrer spezifischen Gegebenheiten und Randbedingungen im Rahmen der gesetzlichen Bestimmungen zu entwickeln. Angesichts der Zielvorgaben zum Klimaschutz soll-

ten dabei die energetischen Aspekte (Nutzung des Energiegehalts des Klärschlammes, Energiebedarf bei der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung sowie Abwärmenutzung aus dem Abwasser) als wichtige Entscheidungskriterien einbezogen werden.

PD Dr.-Ing. habil. A. Welker
- Projektleitung

Dipl.-Ing. C. Steinbrück
- Projektbearbeitung

Dipl.-Ing. M. Dierschke
- Projektbearbeitung

Kaiserslautern, 12.09.2007

8 Anhang

8.1 Literaturverzeichnis zum Schlussbericht

8.1.1 Fachliteratur

[ATV-Arbeitsbericht, 1999]

ATV-DVWK (Hrsg.) (1999): Kostenstrukturen der Klärschlammbehandlung und -entsorgung. Arbeitsbericht 1999. KA - Abwasser, Abfall; 1999, Nr. 5, S. 806 ff..

[ATV-Arbeitsbericht, 2003a]

ATV-DVWK (Hrsg.) (2003): Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren. 3. Arbeitsbericht der ATV/DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6, Hennef.

[ATV-Arbeitsbericht, 2003b]

ATV-DVWK (Hrsg.) (2003): Phosphorrückgewinnung. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Nr. 6, S. 805 ff..

[Auksutat, 2000]

Auksutat, M. (2000): Investitions- und Betriebskosten thermischer Abfallbehandlungsanlagen. Müll-Handbuch, Kennzahl 7800, Lieferung 5/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Bahre und Bewermeier, 2006]

Bahre, G.; Bewermeier, L. (2006): Klärschlamm-trocknung als Baustein einer preiswerten Entsorgung. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, März 2006, Artikel 64.

[Bannick et al., 2002]

Bannick, C. G. et al. (2002): Verwertung von Bioabfällen und Klärschlämmen - Einführung, Verordnungen, Vollzugshilfen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis; Band 123, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Berg und Donnert, 2005]

Berg, U.; Donnert, D. (2005): Phosphorrückgewinnung durch Kristallisation im Nebenstrom. Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft (Hrsg.) (2005): Rückgewinnung von Nährstoffen aus Abwasser und Klärschlamm und Reduzierung der Rückbelastung, in: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 184, Stuttgart/München, S. 93-124.

[Berger und Hein, 2003]

Berger, R., Hein, K. R. G. (2003): Verfahrensübersicht: Synthesegase aus Biomasse, FVSonnenenergie Fachtagung, 2003, Session II, S. 118, Universität Stuttgart, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen.

[Bergs, 2007]

Bergs, C.-G. (2007): Stand der Novellen von Klärschlammverordnung und EG-Klärschlammrichtlinie. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2007): 40. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 207, Aachen, S. 61/1-61/8.

[BMU, 2007]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Bericht des Bundes zur 91. ARA-Sitzung, Bonn, S. 15.

[Böhmer et al., 2001]

Böhmer, S. et al. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken. Umweltbundesamt Österreich (Hrsg.) (2001), KBA-BE-194, Wien.

[Bogner et al., 2007]

Bogner, R. et al. (2007): Dezentrale Klärschlammverwertung - Erzeugung von thermischer und elektrischer Energie. wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik, 2007, Heft 3, S. 46-47.

[Bojanowski et al., 2005]

Bojanowski, S. et al. (2005): Synthetische Kraftstoffe aus Biomasse durch Niedertemperaturkonvertierung (NTK). Vortragsmanuskript auf der BioEnTa 2005 - Praktische Erfahrungen bei der Nutzung von Bioenergie und nachwachsenden Rohstoffen - am 21. September in Bad Hersfeld.

[Breuer und Müller, 2005]

Breuer, J.; Müller, T. (2005): Anforderungen an die Nutzung von rückgewonnenem Phosphor aus Sicht der Landwirtschaft. Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) (2005): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlamm- asche. in: Schriftenreihe des WAR, Band 167, Darmstadt, S. 57-69.

[Brod et al., 2003]

Brod, H.-G. et al. (2003): VDLUFA und ATV-DVWK – Gemeinsames Gütesicherungssystem für Klärschlamm. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Heft 6, S. 755-763

[Buchmeier, 2006]

Buchmeier, J. (2006): Entsorgung dezentraler Kläranlagen - Das „Modell Straubing“. Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm - Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Fachtagungsband, Augsburg, S. 55-64.

[Buer und Stepkes, 2002]

Buer, T.; Stepkes, H. (2002): Rückgewinnung von Phosphor aus der wässrigen Phase. Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) (2002): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlamm- asche. in: Schriftenreihe des WAR, Band 147, Darmstadt, S. 33-54.

[Burgbacher, 2006]

Burgbacher, C. (2006): Klärschlammvergasung - Kläranlage Balingen. Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm - Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte. Fachtagungsband, Augsburg, S. 81-90.

[Bux und Baumann, 2003a]

Bux, M.; Baumann, R. (2003): Solare Trocknung von Klärschlamm - Verbreitung, Leistung und Kosten. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Heft 6, S. 732-739.

[Bux und Baumann, 2003b]

Bux, M.; Baumann, R. (2003): Wirtschaftlichkeit und CO₂-Bilanz der solaren Trocknung von mechanisch entwässertem Klärschlamm. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Heft 9, S. 1169-1177.

[Cornel und Schaum, 2005]

Cornel, P.; Schaum, C. (2005): Von der Phosphorelimination zur Phosphorrückgewinnung. Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) (2005): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammmasche. in: Schriftenreihe des WAR, Band 167, Darmstadt, S. 13-38.

[Diersch et al., 2004]

Diersch, H. et al. (2004): Abfallwirtschaft. in: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (2004): Biogashandbuch Bayern - Materialienband, Kapitel 2.2.3, Stand Januar 2007, Augsburg.

[Dohne und Loll, 1996]

Dohne, E.; Loll, U. (1996): Biogasanlagen in landwirtschaftlichen Betrieben. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 657-670.

[Domschke, 2006]

Domschke, T. (2006): Monoverbrennung von Klärschlamm bei der BASF AG Ludwigshafen. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[DWA, 2005a]

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2005): Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Deutschland - Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. Hennef.

[DWA, 2005c]

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2005): Zur Zulässigkeit der Mitbehandlung organischer Stoffe in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen - Co-Vergärung -, DWA-Arbeitsbericht, Hennef.

[DWA, 2005d]

DWA-Arbeitsbericht (2005): Wirtschaftlicher und betrieblicher Vergleich verschiedener Verfahren zur Klärschlamm-Integration. in: KA - Abwasser, Abfall; 2005, Heft 2, S. 189-196.

[Eder, 2004]

Eder, B. (2004): Untersuchungen zur Verbesserung des Stoffstrommanagements auf Kläranlagen - Auslegungsansätze von Ultraschallanlagen zur Klärschlammbehandlung. Bechteler, W. et al. (Hrsg.) (2004): Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen, Heft 92, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München.

[Elsner, 2006]

Elsner, J. (2006): Katalytisch drucklose Verölung. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm-Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[Erbe et al., 2007]

Erbe, V. et al. (2007): Monoverbrennung vs. Mitverbrennung von Klärschlämmen – Diskussion ökologischer und ökonomischer Aspekte. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2007): 40. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 207, Aachen, S. 59/1-59/11.

[Ermel, 2002]

Ermel, G. (2002): Klärschlammverbrennung in kleinen Anlagen. in: Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft (Hrsg.) (2002): Klärschlamm - Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung/Entsorgung ab 2004; Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer. Band 177, Wien, S. 155-174.

[Ernst, 2006]

Ernst, S. (2006): Katalytische Verölung von Biomasse und Reststoffen. Vortrag im Rahmen der 6. Biomasse-Tagung Rheinland-Pfalz am 09.-10. November 2006 am Umwelt-Campus Birkenfeld.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 25/2006]

EUWID (Hrsg.) (2006): Pirmasens baut Pilotanlage zur Thermodruckhydrolyse. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 25 vom 02.08.2005, S. 5.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 40/2006a]

EUWID (Hrsg.) (2006): EU-Kommission veröffentlicht Strategie für den Bodenschutz. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 40 vom 04.10.2006, S. 10.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 40/2006b]

EUWID (Hrsg.) (2006): Start für Modellprojekt zur Entsorgung von Klärschlamm in Dinkelsbühl. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 40 vom 04.10.2006, S. 2.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 41/2006a]

EUWID (Hrsg.) (2006): QLA-Gütesiegel mit zunehmender Akzeptanz. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 41 vom 10.10.2006, S. 3.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 41/2006b]

EUWID (Hrsg.) (2006): Auditierung kostet 1,65 € bis 5,80 € je Tonne Klärschlamm-trockenmasse. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 41 vom 10.10.2006, S. 3.

[EUWID Wasser Abwasser; Nr. 46/2006a]

EUWID (Hrsg.) (2006): Konzept „Gute Qualität und sichere Erträge“ wird vorerst nicht umgesetzt. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 46 vom 14.11.2006, S. 1 f..

[EUWID Wasser Abwasser; Nr. 46/2006b]

EUWID (Hrsg.) (2006): Düngemittelkonzept „Gute Qualität und sichere Erträge“. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 46 vom 14.11.2006, S. 3.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 48/2006]

EUWID (Hrsg.) (2006): BMU hält Klärschlammverwertung bei strengeren Grenzwerten für vertretbar. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2006, Heft 48 vom 28.11.2006, S. 1 f..

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 4/2007]

EUWID (Hrsg.) (2007): Sachsen: Klärschlammkonzept sieht Zunahme der Düngung vor. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2007, Heft 4, S. 13.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 5/2007]

EUWID (Hrsg.) (2007): Klärschlamm - BQSD kritisiert Grenzwerte des Eckpunktepa-piers. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2007, Heft 5 vom 30.01.2007, S. 5.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 6/2007]

EUWID (Hrsg.) (2007): DWA - Schwermetallgrenzwerte nicht im Einklang mit Res-sourcenschonung. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2007, Heft 6, S. 5 f..

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 8/2007]

EUWID (Hrsg.) (2007): Klärschlammverbrennung - Trend zu kleineren dezentralen Anlagen. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2007, Heft 8 vom 20.02.2007, S. 19.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 12/2007a]

EUWID (Hrsg.) (2007): EU - Risikoanalyse zur Klärschlammverwertung. Branchen-dienst Wasser Abwasser wa, 2007, Heft 12 vom 20.03.2007, S. 8.

[EUWID Wasser Abwasser, Nr. 12/2007b]

EUWID (Hrsg.) (2007): Baden-Württemberg - 75 Prozent energetische Klärschlamm-verwertung. Branchendienst Wasser Abwasser wa, 2007, Heft 12 vom 20.03.2007, S. 8.

[FNR, 2002]

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (Hrsg.) (2002): Energie aus Biomasse - Ein Lehrmaterial, Gülzow.

[Friedl, 2006]

Friedl, C. (2006): Die TASI war der Anfang. ENTSORGA - Magazin Entsorgungswirtschaft, 2006, Heft 1-2, S. 30-31.

[Fuhrmann und Kohl, 2006]

Fuhrmann, P.; Kohl, R. (2006): Zukunft der Klärschlamm Entsorgung Baden-Württemberg. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2006): 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 202, Aachen, S. 62/1-62/7.

[Gethke et al., 2007]

Gethke, K. et al. (2007): Potentiale und Technologien zum Schließen von Nährstoffkreisläufen in Deutschland. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2007): 40. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 207, Aachen, S. 58/1-58/14.

[Giesberts und Posser, 2001]

Giesberts, L.; Posser, H. (2001): Grundfragen des Abfallrechts - Abgrenzung von Produkt/Abfall und Verwertung/Beseitigung, Verlag C. H. Beck, München.

[Grieße, 2002]

Grieße, A. (2002): Auswirkungen der Abgrenzung zwischen Siedlungsabfällen zur Beseitigung und Siedlungsabfällen zur Verwertung auf abfallwirtschaftliche Konzepte. Rosenwinkel, K. H. (Hrsg.) (2002): Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 119, Hannover.

[Gronauer et al., 2004]

Gronauer, A. et al. (2004): Grundlagen und Technik. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (2004): Biogashandbuch Bayern - Materialienband, Kapitel 1.1 bis 1.5, Stand Dezember 2004, Augsburg.

[Grüner, 2006]

Grüner, R. (2006): Zukunftsgerichtetes Klärschlamm Entsorgungskonzept für die Stadt Kaiserslautern. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[Hansmann, 2004]

Hansmann, K. (2004): TA Luft - Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - Kommentar, Verlag C. H. Beck, München.

[Hanßen und Rothsprack, 2005a]

Hanßen, H.; Rothsprack, J. (2005): Endet eine preiswerte Entsorgung für Klärschlamm Mitte 2005? Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 198, Aachen, S. 68/1-68/15.

[Hanßen und Rothsprack, 2005b]

Hanßen, H.; Rothsprack, J. (2005): Perspektiven der thermischen Klärschlammverwertung. KA- Abwasser, Abfall; 2005, Heft 10, S. 1126-1133.

[Härtel, 2002]

Härtel, Ines (2002): Düngung im Agrar- und Umweltrecht. EG-Recht, deutsches, niederländisches und flämisches Recht. in: Schriften zum Umweltrecht, Band 117, Verlag Duncker & Humblot, Berlin.

[Henghuber, 2006]

Henghuber, G. (2006): Ein Jahr nach der Zeitenwende - Konsequenzen aus der TASI für die Entsorgungswirtschaft. Müll und Abfall, 2006, Heft 10, S. 522-524.

[Herbst et al., 2005]

Herbst, H.; Montag, D.; Pinnekamp, J. (2005): Möglichkeiten der Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm. Gulyas, H.; Otterpohl, R. (Hrsg.): Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 17. Kolloquium und Fortbildungskurs zur Abwasserwirtschaft mit den Schwerpunkten Regenwasser, Klärschlamm; 06.-08. September 2005, Band 52, Hamburg, S. 137-161.

[Hermann und Goldau, 2004]

Hermann, T.; Goldau, K. (2004): Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin.

[Hiller, 2006]

Hiller, G. (2006): Klärschlamm-Mono-Verbrennung in der Wirbelschicht beim Zweckverband „Klärwerk Steinhäule“, Neu-Ulm. Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm - Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Fachtagungsband, Augsburg, S. 65-80.

[Hornung, 2006]

Hornung, A. (2006): Thermo-chemische Umwandlung von Biomasse, Haloclean - ein Pyrolyseverfahren im Niedrigtemperaturbereich. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Land Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz

[Jäger, 2001]

Jäger, B. (2001): Aus der Geschichte der Abfallwirtschaft - Entwicklungen in Deutschland nach dem 2. Weltkrieg. Müll-Handbuch, Kennzahl 0115, Lieferung 1/01, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Jardin, 2000]

Jardin, N. (2000): Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung. Müll-Handbuch, Kennzahl 3006, Lieferung 6/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Jardin, 2002]

Jardin, N. (2002): Phosphorbilanz bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) (2002): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlamm- asche, in: Schriftenreihe des WAR, Band 147, Darmstadt, S. 17-31.

[Kassner et al., 1996]

Kassner, W. et al. (1996): Mechanische Abtrennung des Schlammwassers. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 259 ff..

[Kionka, 2006]

Kionka, T. (2006): Klärschlamm-trocknung mit Sonnenenergie - Schlamm im Schwitzkasten. ENTSORGA - Magazin Entsorgungswirtschaft, 2006, Heft 4, S. 32-33.

[Kley et al., 2005]

Kley, G. et al. (2005): Thermochemische Aufbereitung von Klärschlamm- aschen zu Phosphordüngern - Das EU-Projekt SUSAN. Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) (2005): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlamm- asche, in: Schriftenreihe des WAR, Band 167, Darmstadt, S. 265-285.

[Köhlhoff, 1996]

Köhlhoff, D. (1996): Klärschlamm-Mengen und -beschaffenheit. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 79-86.

[Köhly, 2006]

Köhly, D. (2006): Entwicklungen im Zeitalter der TASI - Hilfreicher Zwang. ENTSORGA - Magazin Entsorgungswirtschaft, 2006, Heft 6, S. 28-31.

[Kötterheinrich, 2004]

Kötterheinrich, R. (2004): Anforderungen an Bodenmaterial in der Landschaftsgestaltung in der betrieblichen und behördlichen Praxis. ATV-DVWK (Hrsg.) (2004): Bundestagung am 15. und 16. September 2004 in Würzburg, Tagungsband, Hennef, S. 583-598.

[Kügler et al., 2004]

Kügler, I.; Öhlinger, A.; Walter, B. (2004): Dezentrale Klärschlammverbrennung. Umweltbundesamt Österreich, Berichte BE-260, Wien.

[LfU Baden-Württemberg, 2003]

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2003): Mitverbrennung von Abfällen in Zement- und Kohlekraftwerken in Baden-Württemberg (Kurzfassung), Karlsruhe.

[Leschber et al., 1996]

Leschber, R. et al. (1996): Klärschlamm, Entstehung - Behandlung - Entsorgung. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 32.

[Leschber und Niemitz, 1996]

Leschber, R.; Niemitz, W. (1996): Klärschlamm-Mengen und -beschaffenheit. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 86-107.

[Maselli, 1999]

Maselli, J. (1999): Ökonomische Bewertung von thermischer Behandlung und energetischer Verwertung. Leschonski, K. (Hrsg.), CUTEC-Schriftenreihe, Nr. 37.

[MUFV RLP, 2004]

Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2004): Abfallwirtschaftsplan Rheinland-Pfalz - Teilplan Kommunale Abfallwirtschaft, Mainz.

[MUFV RLP, 2005]

Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2005): Stand der Abwasserbeseitigung in Rheinland-Pfalz. Lagebericht 2004, Mainz.

[MUFV RLP, 2006]

Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2006): Landesabfallbilanz Rheinland-Pfalz 2005, Mainz.

[MUFV RLP, 2007]

Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2007): Stand der Abwasserbeseitigung in Rheinland-Pfalz. Lagebericht 2006, Mainz.

[MUNLV NRW, 2004]

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2004): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil D: Organische Schadstoffe in Klärschlämmen aus der kommunalen Abwasserbehandlung, Düsseldorf.

[MUNLV NRW, 2005]

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2005): Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement-, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

[Mönicke, 2005]

Mönicke, R. (2005): Klärschlamm - Ein dringend benötigter preisgünstiger Ergänzungsdünger. KA - Abwasser, Abfall; 2005, Heft 10, S. 1108-1113.

[Mudrack et al., 1996]

Mudrack, K. et al. (1996): Schlammstabilisierung. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 137ff..

[Müller, 2002]

Müller, R. (2002): Abfallwirtschaftliche Aspekte der Mitvergärung von Abfällen in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz

(Hrsg.) (2002): Biogasanlagen - Schwerpunkt Abfallwirtschaft, Tagungsband zur Fachtagung am 25. November 2002, Augsburg.

[NBBW, 2005]

Nachhaltigkeitsbeirat der Landesregierung Baden-Württemberg (NBBW) (2005): Der Beitrag der Abfallwirtschaft zu einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg, Sondergutachten, Stuttgart.

[Nickel und Neis, 2005]

Nickel, K.; Neis, U. (2005): Desintegration von Biomasse in der biologischen Abwasserreinigung - Potenziale und Risiken. 17. Kolloquium und Fortbildungskurs zu Abwasserwirtschaft mit den Schwerpunkten Regenwasser, Klärschlamm vom 06.-08. September 2005 in Hamburg, in: Hamburger Berichte zur SIWAWI, Band 152, Hamburg.

[Nowak, 1976]

Nowak, F. (1976): Gemeinsame Verbrennung mit anderen Brennstoffen. Müll-Handbuch, Kennzahl 7620, Lieferung 3/76, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Nowak et al., 2002]

Nowak, O. et al. (2002): Bewährte Systeme zur Klärschlammbehandlung. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft (Hrsg.) (2002): Klärschlamm - Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung/Entsorgung ab 2004, in: Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 177, Wien, S. 47-66.

[PFI, 2004]

Prüf- und Forschungsinstitut Pirmasens (PFI) (2004): Stand der Technik zum Einsatz der Thermodruckhydrolyse zur Behandlung von Klärschlamm. Vorstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten in Rheinland-Pfalz, Mainz.

[Philipp et al., 2006]

Phillip, W. et al. (2006): Solare Trocknung und Hochtemperaturpelletierung zur Hygienisierung von Klärschlamm. Müll-Handbuch, Kennzahl 5026, Lieferung 4/06, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Pinnekamp und Friedrich, 2006]

Pinnekamp, J.; Friedrich, H. (Hrsg.) (2006): Klärschlamm Entsorgung - Eine Bestandsaufnahme, FiW-Verlag, Aachen.

[Pinnekamp, 2006]

Pinnekamp, J. (2006): Phosphorrückgewinnung - Der Königsweg aus dem Dilemma?; in: Pinnekamp, J.; Friedrich, H. (Hrsg.) (2006): Klärschlamm Entsorgung - Eine Bestandsaufnahme, FiW-Verlag, Aachen, S. 403-414.

[Pinnekamp und Beier, 2006]

Pinnekamp, J.; Beier, S. (2006): Kostenstruktur verschiedener Entsorgungsverfahren. in: Pinnekamp, J.; Friedrich, H. (Hrsg.) (2006): Klärschlamm Entsorgung - Eine Bestandsaufnahme, FiW-Verlag, Aachen, S. 363 ff..

[Quicker und Faulstich, 2005]

Quicker, P.; Faulstich, M. (2005): Kosten der Klärschlammentsorgung, ATZ-EVUS - Entwicklungszentrum für Verfahrenstechnik, Sulzbach-Rosenberg.

[Radcke und Bischof, 1996]

Radcke, D.; Bischof, F. (1996): Schlammförderung. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 111-136.

[Radde, 2006]

Radde, C.-A. (2006): 1. Juni 2006 - Ein Jahr Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung/TA Siedlungsabfall, Eine Bestandsaufnahme aus Bundessicht. Müll und Abfall, 2006, Heft 6, S. 284-289.

[Reifenstuhl, 2007]

Reifenstuhl, R. (2007): Neue Klärschlammverordnung im Jahr 2007? Bundesumweltministerium stellt Eckpunkte vor - Stellungnahme der DWA. KA - Abwasser, Abfall; 2007, Heft 3, S. 280-287.

[Riedel, 2006]

Riedel, H. U. (2006): Klärschlamm Trocknung - Baustein einer integrierten Abfallwirtschaft. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2006): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm - Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Fachtagungsband, Augsburg, S. 35-46.

[Römer, 2005]

Römer, W. (2005): Eignung verschiedener anorganischer Phosphorverbindungen zur Ernährung von Pflanzen - Literaturbefunde. Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft (Hrsg.) (2005): Rückgewinnung von Nährstoffen aus Abwasser und Klärschlamm und Reduzierung der Rückbelastung, S. 133-152, in: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 184, Stuttgart/München.

[Schaum und Cornel, 2005]

Schaum, C.; Cornel, P. (2005): Möglichkeiten und Grenzen einer Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche - Untersuchungen aus Deutschland. Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) (2005): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammasche. in: Schriftenreihe des WAR, Band 167, Darmstadt, S. 209-232.

[Schipper et al., 2005]

Schipper, W. J. et al. (2005): Phosphatrecycling im Phosphorprozess. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 198, Aachen, S. 74/1-74/5.

[Schmelz, 2002]

Schmelz, K.-G. (2002): Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen. Müll-Handbuch, Kennzahl 3059, Lieferung 9/02, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Schmelz, 2003]

Schmelz, K.-G. (2003): Erfahrungen bei der Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Heft 6, S. 765-773.

[Schmelz und Reipa, 2005]

Schmelz, K.-G.; Reipa, A. (2005): Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen. Technische und rechtliche Rahmenbedingungen. DWA (Hrsg.) (2005): Lehrgangsmappe zu den 4. Klärschlammtagen vom 04.-06. April 2005 in Würzburg.

[Schmidt und Müller, 1999]

Schmidt, R.; Müller, H. (1999): Einführung in das Umweltrecht. Schriftenreihe der Juristischen Schulung, Heft 98, 5. Auflage, Verlag C. H. Beck, München.

[Schnauber, 2006]

Schnauber, N. (2006): Mitverbrennung von Klärschlamm im Müllheizkraftwerk Pirmasens. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[Schneichel, 2005]

Schneichel, H.-W. (2005): Das novellierte Düngemittelrecht - Einschränkungen für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung? Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 198, Aachen, S. 69/1-69/6.

[Schneichel, 2007]

Schneichel, H.-W. (2007): Düngeverordnung und Düngemittelverordnung - Auswirkungen auf die stoffliche Nutzung von Klärschlämmen. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2007): 40. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 207, Aachen, S. 60/1-60/4.

[Schückes, 2006]

Schückes, M. (2006): Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken der RWE Power AG. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[Sievert, 2006]

Sievert, T. (2006): Verwertung kommunaler Klärschlämme in der Zementindustrie - Beispiel Zementwerk Göllheim. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[Stadlbauer et al., 2003]

Stadlbauer, E. A. et al. (2003): Untersuchungen zur thermokatalytischen Umwandlung von Klärschlamm und Tiermehl. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Heft 12, S. 1558-1562.

[Stadlbauer, 2006]

Stadlbauer, E. A. (2006): Niedertemperaturkonvertierung (NTK) - Verfahren und Ökoeffizienzanalyse. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2006): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm - Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Fachtagungsband, Augsburg, S. 103-132.

[Stadlbauer et al., 2006a]

Stadlbauer, E. A. et al. (2006): Niedertemperaturkonvertierung (NTK) von Klärschlamm. Vortrag im Rahmen des Workshops: Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz am 15. November 2006. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern.

[Stadlbauer et al., 2006b]

Stadlbauer, E. A. et al. (2006): Ökoeffizienzanalyse als Entscheidungskriterium bei der Klärschlamm Entsorgung. KA - Abwasser, Abfall; 2006, Heft 4, S. 381-386.

[Stadlbauer und Fiedler, 2006]

Stadlbauer, E. A.; Fiedler, A. (2006): Untersuchungsbericht zur Schwermetallanalyse des Klärschlammes Höhr-Grenzhausen im Zuge der Niedertemperaturkonvertierung, Fachhochschule Gießen-Friedberg, Labor für Entsorgungstechnik.

[StBA, 2006]

Statistisches Bundesamt Deutschland (2006): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Fachserie 19, Reihe 2.1, 2004, Wiesbaden.

[Steier, 2006]

Steier, K. (2006): Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2006): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm - Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Fachtagungsband, Augsburg, S. 9-28.

[Terfort und Winters, 2004]

Terfort, W.; Winters, R. (2002): TA Luft 2002 - Ihre Allgemeinen Anforderungen in der Bedeutung für die Chemische Industrie. Immissionsschutz, 2004, Heft 3, S. 92-98.

[Thamer und Jenewein, 2006]

Thamer, D.; Jenewein, W. (2006): Thermische Klärschlamm Trocknung - Eine attraktive und nachhaltige Alternative zur Schlammdeponierung im Lichte der EU-Richtlinien. wlb - Wasser, Luft und Boden 10/2006, S. 26-28.

[Thomé-Kozmiensky, 2005]

Thomé-Kozmiensky, K. J. (2005): Problemfelder in der Abfallwirtschaft bis 2020. Müllmagazin, 2005, Heft 3, S. 8-23.

[UBA, 2004]

Hartmann, E. et al. (2004): Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Umweltbundesamt (Hrsg.) (2004), Texte: 20/04, ISSN 0722-186X.

[Umweltministerium BW, 2005]

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (2005): Abfallbilanz 2004. Teil 4 - Klärschlamm Entsorgung, Stuttgart.

[Umweltministerium BW, 2006]

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (2006): Abfallbilanz 2005. Teil 4 - Klärschlamm Entsorgung, Stuttgart.

[Urban und Friedel, 2000]

Urban, A. I.; Friedel, M. (2000): Kapazitäten von thermischen Behandlungsanlagen. Müll-Handbuch, Kennzahl 7961, Lieferung 2/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Vater, 1996]

Vater, W. (1996): Thermische Verfahren. ATV-Handbuch „Klärschlamm“, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, S. 405-471.

[VDZ, 2006a]

Verein Deutscher Zementwerke e. V. (Hrsg.) (2006): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2005, Düsseldorf.

[VDZ, 2006b]

Verein Deutscher Zementwerke e. V. (Hrsg.) (2006): Tätigkeitsbericht 2003-2005. Teil 2, Umweltschutz bei der Zementherstellung, Düsseldorf.

[Vogt et al., 2001]

Vogt, R. et al. (2001): Offene Fragen geklärt - Die Abfallentsorgung über Faulbehälter von Kläranlagen erweist sich nur in bestimmten Fällen als sinnvolle Alternative. Müllmagazin, 2001, Heft 2, S. 17-21.

[Wagner, 2005]

Wagner, M. (2005): Rohphosphat - Verfügbarkeit und Verbrauch. Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, in: GWA, Band 198, Aachen, S. 71/1-71/11.

[Wandschneider, 2003]

Wandschneider, J. (2003): Anlagen der fünften Generation. Müll-Handbuch, Kennzahl 7941, Lieferung 2/03, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Warthmann, 2006]

Warthmann, P. (2006): Trocknungsanlage nutzt Abwasserwärme. HK-Gebäudetechnik, 2006, Band 9, S. 34-38.

[Weideler et al., 2007]

Weideler, A.; Maier, W.; Krampe, J. (2007): Phosphorrückgewinnung als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) mittels saurer Rücklösung aus Faulschlämmen. GWF Wasser, Abwasser, 2007, Heft 4, S. 269-272.

[Werther, 2003]

Werther, J. (2003): Aktuelle Entwicklungen bei der thermischen Behandlung von Klärschlamm. KA - Abwasser, Abfall; 2003, Heft 6, S. 784-791.

[Wiebusch et al., 1999]

Wiebusch, B. et al. (1999): Mitverbrennung von Klärschlamm und weitere Verfahren der thermischen Klärschlammbehandlung. Müll-Handbuch, Kennzahl 3420, Lieferung 12/99, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Witte et al., 2000a]

Witte, H. et al. (2000): Systematische Einordnung von Klärschlamm und anderen Reststoffen aus Abwasserkanalisation und -reinigung in der Abfallwirtschaft. Müll-Handbuch, Kennzahl 3002, Lieferung 8/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Witte et al., 2000b]

Witte, H. et al. (2000): Hinweise zur Auswahl der Schlammbehandlungswege in Abhängigkeit von den Schlammeigenschaften. Müll-Handbuch, Kennzahl 3016, Lieferung 8/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

[Wittmaier et al., 2006]

Wittmaier, M.; Meyer, J. U.; Sawilla, B. (2006): Solare Klärschlamm-trocknung auch in Norddeutschland mit Chancen. ENTSORGA - Magazin Entsorgungswirtschaft, 2006, Heft 6, S. 23-24.

[Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al., 2006]

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH et al. (2006): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Band 1 des Endberichts: Gesamtergebnisse und Schlussfolgerungen, Wuppertal.

8.1.2 Gesetze, Verordnungen und Vorgaben

[4. BImSchV, 1997]

Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) vom 14.03.1997

[13. BImSchV, 2004]

Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungsanlagen - 13. BImSchV) vom 20.07.2004

[17. BImSchV, 2003]

Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen - 17. BImSchV) vom 19.08.2003

[AbfKlärV, 1992]

Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.04.1992

[AbwV, 2002]

Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) vom 16.12.2002

[ATV-DVWK, 2004]

ATV-DVWK-Regelwerk: Merkblatt M 379, Klärschlamm-trocknung, Februar 2004, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef.

[BBodSchG, 1998]

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998

[BBodSchV, 1999]

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999

[BImSchG, 1990]

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) vom 14.05.1990

[BiomasseVO, 2005]

Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung; BiomasseV) vom 21.06.2001

[DMG, 1977]

Düngemittelgesetz (DMG) vom 15.11.1977

[DMV, 2003]

Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DMV) vom 26.11.2003

[DüngeV, 2006]

Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 10.01.2006

[DWA, 2004]

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2004): Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 1: Rechtsgrundlagen. DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 115-1, Hennef.

[DWA, 2005b]

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2005): Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 2: Anforderungen. DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 115-2, Hennef.

[EEG, 2000]

Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (Erneuerbare Energien-Gesetz EEG) vom 21.07.2004

[KlärEV, 1998]

Verordnung über den Klärschlamm-Entschädigungsfonds (KlärEV) vom 20.05.1998

[KrW-/AbfG, 1994]

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW-/AbfG - Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) vom 27.09.1994

[LABO et al., 2002]

LABO et al. (2002): Vollzugshilfe zu den Anforderungen an das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden (§ 12 BBodSchV), unter <http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2318/vollzug.pdf>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[LAGA, 2003]

LAGA, Landesarbeitsgemeinschaft Abfall (Hrsg.) (2003): Mitteilung Nr. 20 vom 06.11.2003, Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Technische Regeln - Allgemeiner Teil, Mainz.

[TA Luft, 2002]

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24.07.2002

[TASi, 1993]

Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (TASi) vom 14.05.1993

[WHG, 2002]

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) vom
19.08.2002

8.1.3 Internetdokumente

[Alphakat, o. J.]

Alphakat (o. J.): Das Prinzip; Unter http://www.alphakat.de/Das_Prinzip/das_prinzip.html; zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Anro, o. J.]

Anro GmbH, Deggendorf (o. J.); Unter <http://www.vta-deg.de/brochure/ANRO-HP/html/anlagen.html>; zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[atz, o. J.]

ATZ Entwicklungszentrum, Sulzbach-Rosenberg (o. J.): TDH in Schwandorf; Unter [http://www.atz.de/index.php?id=newsdetails&tx_ttnews\[pointer\]=2&tx_ttnews\[tt_news\]=10&tx_ttnews\[backPid\]=42&cHash=a645c7db6a](http://www.atz.de/index.php?id=newsdetails&tx_ttnews[pointer]=2&tx_ttnews[tt_news]=10&tx_ttnews[backPid]=42&cHash=a645c7db6a), zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[AVA Nordweststadt GmbH, o. J.]

Abfallverbrennungsanlage Nordweststadt GmbH, Frankfurt am Main (o. J.); Unter <http://www.mhkw-frankfurt.de/ava/ava.html>; zuletzt gesehen am 01.06.2007.

[Bauregelliste, 2003]

Bauregelliste A, Teil 1, Anlage 1.30, 2003; Unter <http://www.umwelt-online.de/regelwerk/bau/regelle2.htm>, zuletzt gesehen am 4.6.2007.

[Bayer Industry Services, o. J.]

Bayer Industry Services (o. J.); Unter http://www.bayerindustry.de/medien/inter_de/downloads/rz_bs5_klaerschlammerverbr_dt.pdf, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Bednarsky, 2005]

Bednarsky, R. (2005): Technische Lösungen als Alternativen zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Vortrag am 21./22. September 2005 im eco-forum, Rendsburg; Unter <http://www.ecoforum.info/pdf/VortragBednarsky.pdf>, zuletzt gesehen am 10.01.2007.

[Binder, o. J.]

Hans Binder Maschinenteknik, Marzling-Freising (o. J.); Unter <http://www.bindertrockner.de/index1.htm>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Bioenergie, o. J.]

Schema einer landwirtschaftlichen Biogasanlage (Nassfermentation) mit Co-Fermentation; Unter <http://www.bio-energie.de>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Bio-Pro, o. J.]

Bio-Pro Baden-Württemberg GmbH (o. J.): Maßgeschneiderte Enzyme erobern Märkte; Unter <http://www.bio-pro.de/de/region/ulm/magazin/01891/index.html>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[BMU, o. J.]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (o. J.): Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft - Deutscher Bericht an die EU-Kommission; Unter <http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/print/6485.php>, zuletzt gesehen am 24.04.2006.

[BMU, 2006a]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2006): Neufassung der Klärschlammverordnung. Ressourcen nutzen, Böden schonen; Unter http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/klaerschlammo_eckpunkte.pdf, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[BMU, 2006b]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2006): Abfallaufkommen im Vergleich von 1996-2004; Unter http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/abfall_aufkommen_vergleich.pdf, zuletzt gesehen am 11.01.2007.

[BMU, 2006c]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2006): Bericht zur Siedlungsabfallentsorgung in Deutschland 2006; Unter http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bericht_siedlungsabfallentsorgung_2006.pdf, zuletzt gesehen am 11.01.2007.

[BMU und BMVEL, 2002]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) (2002): Gute Qualität und sichere Erträge. Wie sichern wir die langfristige Nutzbarkeit unserer landwirtschaftlichen Böden?; Unter http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/konzept_020603.pdf, zuletzt gesehen am 24.04.2006.

[Both und Fehrenbach, 2005]

Both, G.; Fehrenbach, H. (2005): Stoff- und Energiebilanzen von Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen. Berliner Abfallwirtschaftskonferenz, März 2005; Unter <http://www.ifeu.de/abfallwirtschaft/pdf/abfallverbrennungsanlagen.pdf>, zuletzt gesehen am 11.01.2007.

[BVDM, 2007]

Bundesverband Druck und Medien (BVDM) (2007): Umweltlexikon. Indirekteinleiterverordnung; Unter <http://www.bvdm-online.de/uwlexikon/i/indirekteinleiterverord.html> zuletzt gesehen am 09.03.07.

[BVK, 2005]

Bundesverband Kraftwerknebenprodukte (BVK) (2005): Statistiken zur Vermarktung von Produkten aus Kraftwerken; Unter http://www.bvk-online.com/bvk_smartm/docs/Flugasche_Vermarktung_1997_2005.doc, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[BVK, 2006]

Bundesverband Kraftwerknebenprodukte (BVK) (2006): Aktuelle Meldungen vom 17.07.2006; Unter http://www.bvk-online.com/bvk_smartm/html/f/9/news_singelview.html?p_news_id=14, zuletzt gesehen am 04.06.2007.

[Chip GmbH, o. J.]

Chip GmbH Cooperationsgesellschaft Hochschulen und industrielle Praxis, Hattingen (o. J.): Technologien zur Überschussschlammreduktion bei der biologischen Abwasserbehandlung. Kapitel 7: Klärschlamm-Desintegration; Unter <http://www.stark-consult.de/pdf/Schlamm-reduktion.pdf>, zuletzt gesehen am 8.6.2007.

[Cyklar-Stulz, o. J.]

Cyklar-Stulz Abwassertechnik (o. J.): Thermische Desintegration; Unter <http://www.cyklar.ch/seite16.htm>, zuletzt gesehen am 06.06.2007.

[Deutscher Gemeinde- und Städtebund (DGStB), 2004]

Deutscher Gemeinde- und Städtebund (DGStB) (2004); Unter http://www.dstgb.de/index_inhalt/homepage/kommunalreport/inhalt/archiv2004/newsitem_00821/index.html, zuletzt gesehen am 09.02.2006.

[Die Zeit, 2005]

Die Zeit Online (Hrsg.) (2005): Ohne Phosphat läuft nichts. Artikel vom 02.06.2005; Unter <http://www.zeit.de/2005/23/N-Phosphatkrise?page=all>, zuletzt gesehen am 18.04.2007.

[EGK, o. J.]

Entsorgungsgesellschaft Krefeld GmbH & Co. KG (o. J.); Unter http://www.egk.de/dl_schaubilder.php, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Ekoplant, o. J.]

EKO-PLANT GmbH (o. J.); Unter <http://www.ekoplant.de/de/produkte/klaerschlammervererdung/vorzuege.html>, zuletzt gesehen am 19.01.2007.

[Energieagentur NRW, o. J.]

Energieagentur Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (o. J.): Biogas - Strom und Wärme aus Gülle. Informationsbroschüre, Wuppertal; Unter http://www.ea-nrw.de/_database/_data/datainfopool/Biogas-Broschuere.pdf, zuletzt gesehen am 05.06.07.

[EnBW, o. J.]

Energie Baden-Württemberg AG (EnBW), Karlsruhe: Rauchgasreinigung - Fast nichts als Luft; Unter http://www.enbw.com/content/de/magazin/verstehen/energielexikon/energie_verstehen_luft/index.jsp, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[ES+S GmbH, o. J.]

ES+S - Energy Systems & Solutions GmbH (o. J.): Auswirkungen des Phosphateintrages auf den Betrieb von Drehofenanlagen der Zementindustrie sowie auf die Pro-

dukteigenschaften, Nr. 13416, Rostock; Unter <http://www.wirbelschichtverbrennung.de/funktionsprinzip.htm>, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[Europäische Kommission, 2000]

Europäische Kommission - Bereich Umwelt (2000): Schlämme - Arbeitsunterlage, 3. Entwurf; Unter http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/sludge_de.pdf, zuletzt gesehen am 30.01.2007.

[Fraunhofer Gesellschaft, 2002]

Fraunhofer Gesellschaft (2002): Mehr Biogas aus Klärschlamm; Mediendienst Sonderausgabe 10/2002; Unter http://www.fraunhofer.de/fhg/Images/Sonder-Mediendienst%202002_tcm5-5799.pdf, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[GKM AG, 2000a]

Großkraftwerk Mannheim AG (2000): Kohlemühle; Unter http://www.gkm.de/technik/technik_allg/main_Bekohlung.htm, zuletzt gesehen am 04.06.2007.

[GKM AG, 2000b]

Großkraftwerk Mannheim AG (2000): Schnitt durch einen Elektrofilter; Unter http://www.gkm.de/technik/umwelt/main_entstaubung.htm, zuletzt gesehen am 04.06.2007.

[GKM AG, 2002]

Großkraftwerk Mannheim AG (2002): Geschäftsbericht 2001; Unter http://www.gkm.de/daten_fakten/gb/index_gb_main.htm, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Hein et al., 2001]

Hein, K. R. G.; Unterberger, S.; Hocquel, M. (2001): Verhalten von Quecksilberemissionen bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlestaubfeuerungen unter besonderer Berücksichtigung des gasförmigen Anteils; Unter <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de>, zuletzt gesehen am 14.03.2007.

[Huber, o. J.]

Hans Huber AG, Maschinen- und Anlagenbau, Berching (o. J.); Unter http://www.huber.de/hp42/ROTAMAT_-Dekanterzentrifuge.htm, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[IBT, 2004]

IBT, Ingenieurbüro Hans Tovar & Partner, Osnabrück (2004); Unter http://www.ibt-web.de/html/klarschlammvererdung_bad_laer.html, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Industrieverband Agrar, 2006a]

Industrieverband Agrar (2006): Düngemittelrecht in Deutschland - Brauchen wir mehr Regeln als Europa? Redebeitrag von Rudolf Graf von Plettenberg (Vorsitzender des Fachbereichs Pflanzenernährung im IVA) auf der Jahrespressekonferenz 2006; Unter http://www.iva.de/presse_news/pr_artikle.asp?doc=251, zuletzt gesehen am 08.03.2007.

[Industrieverband Agrar, 2006b]

Industrieverband Agrar (Hrsg.) (2006): Jahresbericht 2005/2006; Unter http://www.iva.de/pdf/IB2006Neu_IB2005_final.pdf, zuletzt gesehen am 19.04.2007

[IST, o. J.]

ist Anlagenbau GmbH (Hrsg.) (2006): Referenzliste - Wendewolf; Unter <http://www.ist-anlagenbau.de>, zuletzt gesehen am 08.01.2007.

[Landesinstitut für Schule und Weiterbildung NRW, 2005]

Landesinstitut für Schule und Weiterbildung Soest (2005); Unter <http://www.learnline.nrw.de/angebote/agenda21/daten/treibhausgase.htm>, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[LEJ NRW, 2006]

Landesamt für Ernährungswirtschaft und Jagd NRW (Hrsg.) (2006): Düngemittelrechtliche Vorgaben bei der Verwendung von Klärschlamm als Düngemittel; Unter http://www2.lanuv.nrw.de/objectfiles/object/Dezernat_V/merkblatt_klaerschlammsduengemittel_juli06.pdf, zuletzt gesehen am 10.01.2007.

[LfL Bayern, 2006]

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2006): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm; Unter http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/informationen/p_21327.pdf, zuletzt gesehen am 10.01.2007.

[LfU BW, 2004]

Landesamt für Umwelt Baden-Württemberg (2004): Entsorgung von Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg von 1983 bis 2003; Unter <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/abfaweb/abfallWirtschaft/klaerschlamm.html>, zuletzt gesehen am 11.07.2006.

[Mannesmann, o. J.]

Mannesmann AG (o. J.): Mannesmann-Archiv - Überblick über die Mannesmann-Geschichte; Unter <http://www.mannesmann-archiv.de/deutsch/download/konzern.rtf>, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Martin GmbH, o. J.]

Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, München (o. J.); Unter http://www.martingmbh.de/index.php?level=2&CatID=6.29&inhalt_id=25, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[MDR, 2007]

Mitteldeutscher Rundfunk (2007): MDR INFO-Stichwort: Emissionshandel - wie und wo?; Unter <http://www.mdr.de/mdr-info/verbauchertipps/455993.html>, zuletzt gesehen am 29.03.2007.

[MLUV Brandenburg, 2006]

Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.) (2006): Hinweise zur Umsetzung der Verordnung über die Anwendung von

Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 10. Januar 2006 (BGBl. I S. 34) und der Anforderungen an JGS-Anlagen im Land Brandenburg; Unter <http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2331/duevinw.pdf>, zuletzt gesehen am 03.04.2007.

[NawaRo kommunal, o. J.]

NawaRo kommunal (o. J.): Biogas in Kommunen; Unter <http://www.nawaro-kommunal.de/documents/Biogas-gesamt-03-05.pdf>, zuletzt gesehen am 19.04.2007.

[NHM London, o. J.]

Natural History Museum London (Hrsg.) (o. J.): Phosphate Recovery; Unter <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/projects/phosphate-recovery/p&k217/steen.htm>, zuletzt gesehen am 19.04.2007.

[Passavant-Geiger, o. J.]

Passavant-Geiger GmbH, Bilfinger-Berger Umwelttechnik (o. J.); Unter http://www.passavantgeiger.de/page/page_ID/214?PHPSESSID=16cb15eea96ce248c0fbaa63cdda9f33, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Passavant-Geiger und Rödiger, o. J.]

Passavant-Geiger GmbH, Rödiger GmbH (o. J.); Unter http://www.passavantgeiger.de/page/page_ID/359?PHPSESSID=f828f0b14e4a0d5326d95a829e8657b4, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Protec, o. J.]

Protec GmbH, Ahrensburg (o. J.); Unter <http://www.protec-de.com/typo3site/index.php?id=64>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Pyral Wertstoffgewinnung, o. J.]

Pyral Wertstoffgewinnung (o. J.): Pyral AG Pyrolyse; Unter http://www.pyral.de/html/pyral_pyrolyse.html, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[Pyromex, o. J.]

Pyromex (o. J.): Pyromex system; Unter <http://www.pyromex.com>, zuletzt gesehen am 05.02.2007.

[Pyrum innovations, o. J.]

Pyrum Innovations (o. J.): Pyrolyseprojekt; Unter <http://www.pyrum.net/Pyrolyse-Projekt.8.0.html>, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[PYTEC, o. J.]

Pytec, Hamburg (o. J.): Bioöl: Eigenschaften, Verwendung, Stromerzeugung; Unter http://www.pytec.de/flash_pyrolyse_1.htm, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[QLA, 2006]

Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung (2006): Qualitäts- und Prüfbestimmungen für Klärschlämme; Unter http://www.qla.de/Pruefbestimmungen/PK_S59%20-%2013.10.06%20-%20V5%20QP-Bestst_KS.pdf, zuletzt gesehen am 19.01.2007.

[Rölle und Götzelmann, 2005]

Rölle, R.; Götzelmann, W. (2005): Stoffliche und energetische Verwertung von Klärschlamm durch Vergasung (EKVA). VUBIC-Seminar 12/2005; Unter <http://www.goetzelmann-partner.de>, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Safini News, 2006]

Safini News (2006): Mit „Haloclean“ wird Sondermüll zum Wertstoff, 03.05.2006; Unter http://www.safini.de/news.php?id_group=7&article=19, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[SE Nürnberg, o. J.]

Stadtentwässerung Nürnberg (o. J.): Klärwerk 1, Kurzinformation zur Technik; Unter http://www.abwasser.nuernberg.de/standorte/klaerwerk1_technik.html, zuletzt gesehen am 01.06.2007.

[Stadt Stuttgart, o. J.a]

Stadt Stuttgart (o. J.); Unter <http://www.stuttgart.de/sde/menu/frame/top.php?seite=http://www.stuttgart.de/sde/dept/gen/116785.htm>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Standardkessel GmbH, o. J.a]

Standardkessel GmbH, Duisburg (o. J.): Schema Müllheizkraftwerk; Unter <http://www.standardkessel.de/26.0.html?L=0>, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Standardkessel GmbH, o. J.b]

Standardkessel GmbH, Duisburg (o. J.): Schema Kohlekraftwerk; Unter <http://www.standardkessel.de/19.0.html?L=0>, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[Standardkessel GmbH, o. J.c]

Standardkessel GmbH, Duisburg (o. J.): Schema Kohlekraftwerk; Unter <http://www.standardkessel.de/36.0.html?L=0>, zuletzt gesehen am 14.05.2007.

[StBA und BMELV, 2006]

Statistisches Bundesamt/Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.) (2006): Entwicklung des Inlandsabsatzes von Düngemitteln nach Handelsdüngerarten; Unter http://www.bmelv-statistik.de/tabellen/f284_0.1.xls, zuletzt gesehen am 01.02.2007.

[StLA RLP, 2006]

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (2006): Öffentliche Abwasserbeseitigung 1991-2004; Unter http://www.statistik.rlp.de/umw/tabellen/zeitreihe_abwasser.html?mode=print, zuletzt gesehen am 11.12.2006.

[Statistik der Kohlenwirtschaft e. V., 2006]

Statistik der Kohlenwirtschaft e.V. (Hrsg.) (2006): Zur Lage des Kohlenbergbaus in der Bundesrepublik Deutschland - Jahr 2005; Unter <http://www.kohlenstatistik.de/cms/verwaltung/files.php?>, zuletzt gesehen am 29.03.2007.

[Steag, o. J.]

Steag Entsorgungs-GmbH, Dinslaken (o. J.): Produktion Kesselsand; Unter <http://www.steag-entsorgung.de/seg/ksproduktion.aspx>, zuletzt gesehen am 15.01.2007.

[Steag, 2006a]

Steag Entsorgungs-GmbH (2006): Anrechnung von Flugasche beim Einsatz von CEM II/B-M (S-LL); Unter http://www.mineralplus.de/mineralplus/pdf/segment_sept_2006.pdf, zuletzt gesehen am 15.01.2007.

[Steag, 2006b]

Steag Entsorgungs-GmbH (2006): Neues aus dem Regelwerk; Unter http://www.mineralplus.de/mineralplus/pdf/segment_dez_2006.pdf, zuletzt gesehen am 15.01.2007.

[Stela, o. J.]

Stela Laxhuber GmbH, Massing (o. J.); Unter http://www.stela.de/content_deutsch/trommel_trockner_d/trommeltrockner_d.htm, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[SUSAN, o. J.a]

Sustainable and Safe Re-use of Municipal Sewage Sludge for Nutrient Recovery (SUSAN) (o. J.): Ablaufschema des Verfahrens; Unter http://www.susan.bam.de/eng_home-project-objectives.htm, zuletzt gesehen am 11.05.2007.

[SUSAN, o. J.b]

Sustainable and Safe Re-use of Municipal Sewage Sludge for Nutrient Recovery (SUSAN) (o. J.): Schema der thermochemischen Behandlung im Rohrofen; Unter http://www.susan.bam.de/eng_home-project-objectives.htm, zuletzt gesehen am 11.05.2007.

[Sustec, o. J.]

Sustec Schwarze Pumpe GmbH, Spreetal (o. J.); Unter <http://www.svz-gmbh.de/D/index.html>, zuletzt gesehen am 15.01.2007.

[Thermo-System, 2006]

Thermo-System Industrie- & Trocknungstechnik GmbH (Hrsg.) (2006): Referenzliste - Solare Klärschlamm Trocknung; Unter www.thermo-system.com, zuletzt gesehen am 08.01.2007.

[Uni Wuppertal, o. J.]

Bergische Universität Wuppertal, Fachbereich Bauingenieurwesen (o. J.): Schema zur Zementherstellung; Unter <http://www.bauing.uni-wuppertal.de/baustoff/Home>

/Betontechnologie/Zementherstellung/zementherstellung.html, zuletzt gesehen am 01.06.2007.

[VDZ, o. J.]

VDZ, Deutsche Zementindustrie (Hrsg.) (o. J.): Einfluss von Phosphat auf die Klinkereigenschaften; Unter <http://www.vdz-online.de/220.98.html>, zuletzt gesehen am 11.05.2007.

[VDZ, 2006c]

Verein Deutscher Zementwerke e. V. (Hrsg.) (2006): Tätigkeitsbericht 2003-2005. Teil 3, S. 68 f. Leistungsfähigkeit von Zement: Auswirkungen des Phosphatgehaltes auf die Zementeigenschaften, Düsseldorf; Unter http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Taetigkeitsbericht/VDZ_Kap_III.pdf#page=7, zuletzt gesehen am 4.6.2007.

[VGB, o. J.]

VGB, Verbund der Großkesselbesitzer, Essen (o. J.): Kraftwerksnebenprodukte; Unter <http://www.vgb.org/KWN.html>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

[Vosteen Consulting, 2004]

Vosteen Consulting (2004); Unter http://www.vosteenconsuting.de/art/MediaCenter/VosteenConsulting/Dokumente/2004_02_Vosteen_Consulting_Klaerschlammbrennung.pdf, zuletzt gesehen am 11.05.2007.

[WS Wärmeprozessestechnik, o. J.a]

WS Wärmeprozessestechnik, Renningen (o. J.): Flox, Feuer ohne Flamme; Unter http://www.flox.com/de_pages/deu_flox.html, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[WS Wärmeprozessestechnik, 2007b]

WS Wärmeprozessestechnik, Renningen (o. J.): Produkte, Flox-Prinzip; Unter <http://www.e-flox.de/produkte.html>, zuletzt gesehen am 29.05.2007.

[ZVK Steinhäule, o. J.]

Zweckverband Klärwerk Steinhäule; Unter <http://www.zvk-steinhaeule.de>, zuletzt gesehen am 22.05.2007.

8.1.4 Persönliche Mitteilungen

[Becker, 2007]

Herr Becker, VG Wallmerod, Abteilung Wasser/Abwasser, 2007

[Damian, 2007]

Herr Damian, Fa. EBKO, Heßheim, 2007

[Elsner, 2007]

Herr Dr. Elsner, Fa. Schön und Sandt, Pirmasens, 2007

[Emter, 2007]

Herr Emter, Fa. Emter GmbH, Altenstadt, 2007

[Ernst, 2007]

Herr Prof. Dr. Ernst, Universität Kaiserslautern, Fachbereich Chemie, Fachrichtung Technische Chemie, 2007

[Gombert, 2007]

Herr Gombert, Technischer Leiter, Stadtentwässerung Koblenz

[Hölle, 2007]

Herr Hölle, Ingenieurbüro Götzelmann und Partner, Balingen, 2007

[Koch, 2007]

Herr Prof. Dr. Koch, Fa. alphakat, Buttenheim, 2007

[Kristeller, 2007]

Herr Kristeller, Kläranlage Frankfurt-Sindlingen, 2007

[Minich, 2007]

Herr Minich, Eigenbetrieb Stadtentwässerung Mannheim, Abteilung Verfahrenstechnik, 2007

[Schmelz, 2007]

Herr Schmelz, Emschergenossenschaft/Lippeverband, Essen, 2007

[Schürg, 2007]

Herr Schürg, Verbandsgemeinde Höhr-Grenzhausen, 2007

[Sehn, 2007]

Herr Prof. Dr. Sehn, Fachhochschule Bingen, Fachbereich 2 - Technik, Informatik und Wirtschaft, Fachrichtung Verbrennungsmotoren, 2007

[Zöller, 2007]

Herr Zöller, Fa. Eko-Plant, Neu-Eidenberg, 2007

8.1.5 Sonstige Dokumente

[Domschke, 2007]

Datenerhebung für die Entwicklung einer Konzeption für eine zukunftsfähige Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz - Schwerpunkt: Verbrennung von kommunalen Klärschlämmen in Monoverbrennungsanlagen. Erhebungsbogen, unveröffentlicht

[SGD Nord/Süd, 2006]

Erfassungsbögen und statistische Ausdrücke zum Klärschlammverbleib und zur Klärschlammzusammensetzung der Jahre 2000 bis 2005, unveröffentlicht

Adressen einiger Rheinland-Pfalz naher Dienstleister aus dem Internet:

www.jakob-becker.de

www.klaerschammtrocknung.de

www.MSE-mobile.de

www.RVEGmbH.de

www.sued-muell.de

www.suewag.de

www.wefels.de

8.2 Stand der PFT-Belastung in kommunalen Klärschlämmen (Ergänzungsauftrag zum Forschungsprojekt „Perspektiven einer zukunftsfähigen Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz“)

8.2.1 Veranlassung

Erst in den letzten Jahren finden organische Schadstoffe in kommunalen Klärschlämmen und die von ihnen ausgehenden Wirkungen zunehmend Beachtung. Dabei wird verstärkt die Gruppe der Perfluorierten Tenside (PFT) diskutiert. Diese Verbindungen weisen eine hohe Stabilität auf und werden vorwiegend mit der Wasserphase transportiert. Deshalb gelten sie als sehr mobil im Boden-Wasser-System. Darüber hinaus werden ihnen karzinogene und teratogene Wirkungen zu gesprochen.

Entsprechend ihrer Eigenschaften stammen PFT-Verbindungen vorwiegend aus dem industriellen Bereich (z.B. Metallverarbeitung, Textilveredelung und Papierverarbeitung). In die kommunalen Kläranlagen und damit potenziell in den Klärschlamm gelangen sie durch Indirekteinleiter aus diesem Bereich. Des Weiteren können PFT-Substanzen aus Ablaugen von Produkten (z.B. Textilien) in das kommunale Abwasser und damit in den Klärschlamm gelangen.

Messungen zu PFT-Belastungen im Wassersystem liegen bislang vereinzelt nur in einigen Bundesländern vor. Insbesondere in Nordrhein-Westfalen (NRW), wo es durch eine illegale Düngeraufbringung zu einer signifikanten Belastung des Trinkwassers sowie der dortigen Einwohner gekommen ist, sind vielfach Untersuchungen durchgeführt worden. Aus dem dortigen Umweltministerium (MUNLV) stammt auch der Richtwert für Klärschlamm von 100 µg/kg TS. Bei Überschreitung dieses Wertes wird in NRW und in Baden-Württemberg ein generelles Verbot der landwirtschaftlichen Verwertung von kommunalem Klärschlamm ausgesprochen.

Wie hoch mögliche Belastungen der rheinland-pfälzischen Klärschlämme aussehen und wie sich diese auf die landwirtschaftliche Verwertung auswirken, ist bislang völlig offen und soll in einem vom MUFV Rheinland-Pfalz koordiniertem Projekt untersucht werden.

Als Ergänzung wurden im Rahmen der hier vorgestellten Studie die theoretischen Grundlagen für ein solches Untersuchungsprogramm erarbeitet.

8.2.2 Wichtige Grundlagen über maßgebliche PFT-Verbindungen

8.2.2.1 Allgemeines und Stoffeigenschaften

Perfluorierte Tenside (PFT) gehören zur Gruppe der Organofluoride, bei denen alle Wasserstoffatome durch Fluoratome ausgetauscht wurden (siehe Abbildung 8-1). Sie haben **ausschließlich anthropogene Quellen** und eine **sehr hohe chemische und thermische Stabilität**. Sie haben eine **geringe Flüchtigkeit** und werden in hohem Maße mit der Wasser-

phase transportiert. Diese Eigenschaften bedingen eine **ubiquitäre Verteilung**; heute werden viele Einzelvertreter (z.B. PFOS) in Tieren der Arktis und der Tiefsee gefunden.

Perfluorierte Tenside lassen sich in die **Alkylsulfonate** (wichtigste Einzelsubstanz: **PFOS**), die **Carbonsäuren** (wichtigste Einzelsubstanz: **PFOA**) und die **Fluortelomeralkohole** unterteilen. Die letzte Gruppe gilt als wichtige Vorläufersubstanzklasse, aus denen die vorgenannten Sulfonate und Carbonsäuren entstehen können.

Nicht verwechselt werden sollten PFTs mit anderen Organofluorverbindungen wie das bekannte PFTE (Pertetrafluorethylen, „Teflon“), obwohl PFT als Verunreinigung in diesen Organofluoriden auftreten kann. Gemeinsam ist den PFTs die **amphiphile Eigenschaft als Tenside**, die sich aus der Kombination der lipophilen Eigenschaft der C-Kette und der hydrophilen Eigenschaft der Kopfgruppe ergibt.

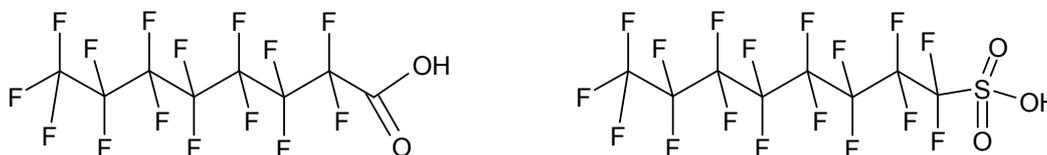


Abbildung 8-1: Chemische Formel für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)

PFT-Verbindungen können erst seit kurzem mit zertifizierten Methoden analysiert werden. Die **Analytik** ist schwierig, da Fluorbeschichtungen an Laborgeräten häufig verwendet werden und zu falsch positiven Ergebnissen führen können. Gegenwärtig werden ca. acht bis neun Einzelverbindungen sicher analysiert; die beiden wichtigsten Einzelverbindungen sind das PFOA und das PFOS. Weitere ca. zehn Einzelverbindungen sind grundsätzlich bestimmbar, aber die Analysemethoden sind zur Zeit noch nicht validiert. Die publizierten Aufkommensdaten für PFT-Verbindungen beziehen sich häufig auf die Summe aus PFOA und PFOS, weitere Einzelverbindungen werden in einigen Fällen mitbestimmt.

Untersuchungen aus Bayern und Baden-Württemberg zeigen aber, dass die Gesamtsumme an PFT von den genannten Einzelverbindungen dominiert wird (siehe Kapitel 3). Trotzdem ist es wichtig anzugeben, welche Substanzen bestimmt wurden, da ein Wechsel seitens der Industrie zu anderen Einzelverbindungen nicht auszuschließen ist. So zeigen aktuelle Untersuchungen von Lange et al. (2007) in Gewässerproben des Rheins, dass das kurzkettigere Substitut von PFOS - das Perfluorbutansulfonat (PFBS) - bereits jetzt in den höchsten Konzentrationen zu finden ist. Häufig angegebene Bestimmungsgrenzen für PFT-Verbindungen in Wasserproben liegen bei ca. 1 ng/l; im Klärschlamm werden Werte von ca. 2 µg/kg TS aufgeführt.

8.2.2.2 Einsatzbereiche

Die folgenden Einsatzbereiche und damit mögliche Quellen von PFT-Verbindungen werden häufig genannt:

- Faserveredelung (z.B. Textilien, Leder, Teppiche)
- Papier (z.B. Beschichtungen)
- Fotoprodukte (z.B. grafische Beschichtungen)
- Galvanik (z.B. Verchromung)
- Kosmetika
- Halbleiter
- Medizintechnik (z.B. Radiologien)
- hydraulische Flüssigkeiten in der Luftfahrt
- Feuerlöschmaterialien (z.B. filmbildende Schäume, häufig eingesetzt auf Flugplätzen)
- Verdacht auf Einsatz in Universaltriebstoff JP-8 der NATO (Trägersubstanz für Additive)
- PFOA als Verunreinigung in PFTE-Materialien (z.B. Teflon) und Emissionen während Herstellungsprozess

8.2.2.3 Wirkungen

Mögliche Wirkungen von PFT-Verbindungen sind zu unterscheiden in Wirkungen beim Mensch oder Wirkungen bei aquatischen Organismen.

Im **menschlichen Organismus** reichern sich PFT-Verbindungen besonders stark im Blut und in den Organen an. Die Belastung im Blut ist bei exponierten Personen (z.B. Arbeiter) besonders hoch (max. 6.400 ng/ml PFOA) [Fricke und Lahl, 2005]. Die „Normal“-Belastung wird für Personen in den USA mit 3 bis 17 ng/ml (PFOA) angegeben; hier werden auch sehr hohe Werte für das PFOS gemessen [Fricke und Lahl, 2005; Koller, 2006]. Zum Vergleich sind die PFOA-Konzentrationen im Blut von Einwohnern in Arnsberg (NRW) aufgeführt. Hier kam es durch eine illegale Düngeaufbringung zu einer Kontamination des Trinkwassers (siehe Kapitel 3). Im Plasma der Einwohner wurden Spitzenwerte von 99,7 ng/ml gemessen; diese liegen damit deutlich höher als bei „Normal“-Belastungen [MUNLV, 2007b].

Durch ihre hohe Stabilität ist die Halbwertszeit von PFT-Substanzen im menschlichen Organismus sehr hoch (ca. 4 Jahre), im Unterschied zu vielen getesteten Tieren, bei denen die Halbwertszeit deutlich geringer ist. Insofern muss beim Menschen von einer langfristig höheren internen Exposition als bei vielen Tieren ausgegangen werden. Dies hat Auswirkungen auf die Aussagekraft von Ergebnissen der Toxizitätsversuche an Tieren, in denen PFT-Verbindungen eine ausgeprägte reproduktionstoxische Wirkung zeigten. PFT-Substanzen sind nicht mutagen, die Umweltbehörde der USA (EPA) stuft sie als karzinogen ein. Im Tierversuch zeigten sich tumorfördernde Wirkungen [Fricke und Lahl, 2005; UBA, 2007].

Untersuchungen zu möglichen Wirkungen an **aquatischen Organismen** liegen bislang wenig vor [Fricke und Lahl, 2005]. Schädliche Wirkungen an Lebensgemeinschaften in Gewässern treten erst in relativ hohen Konzentrationen auf [UBA, 2007]. Das LfU in Bayern hat vorläufige PNEC-Konzentrationen (Predicted No Effect Concentration) für PFOA (20.000 ng/l) und PFOS (2.000 ng/l) abgeleitet [LfU Bayern, 2007]. Das Umweltbundesamt ist von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) beauftragt worden, eine gewässerökologische Risikobewertung dieser Stoffgruppe vorzunehmen.

Es gibt Hinweise, dass PFT-Verbindungen sich in der Nahrungskette anreichern und damit zur Bioakkumulation (B) neigen [Houde et al., 2006]. Da insbesondere das PFOS darüber hinaus persistent (P) und toxisch (T) ist, erfüllt diese Substanz nach Meinung der britischen Environmental Agency alle Kriterien einer sogenannten PBT-Substanz [Schroeter-Kermani et al., 2005]. Diese Substanzen sind sowohl persistent (P), bioakkumulierend (B) und toxisch (T). Sind diese Eigenschaften nachgewiesen, sollten gemeinschaftliche Risikominderungsmaßnahmen eingeleitet werden (siehe Vorgaben in folgendem Kapitel).

8.2.2.4 Vorgaben

Allgemein:

EU-Richtlinie 2006/122/EG: Verbot des Inverkehrbringens und der Verwendung von PFOS ab Mitte 2008. Allerdings sind einige Ausnahmen formuliert (z.B. grafische Beschichtungen in der Fotoindustrie, Verchromung, Halbleiter) [EU, 2006].

USA: „Product Stewardship Programme“ für PFOA: Vereinbarung der US Environmental Protection Agency EPA mit der Industrie zur deutlichen Verringerung des PFOA Einsatzes bis 2010 [UBA, 2007].

Schweden: Einstufung PFOS und PFOA als sogenannte POP (Persistent Organic Pollutant) Dies ist der erste Schritt für ein weltweites Verwendungsverbot [UBA, 2007].

NRW: Vereinbarung MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) mit verschiedenen Industrieverbänden zur Reduzierung des Eintrags von PFOS und PFOA in die Gewässer; PFOS-Einsatz mit Ausnahmen beschränken, PFOA beobachten [MUNLV, 2007a].

Trinkwasser:

Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt (TWK) [Dieter, 2006]: Ableitung von verschiedenen vorläufigen Vorgaben

Tabelle 8-1: Zusammenstellung verschiedener PFT-Vorgaben in Trinkwasser [Dieter, 2006]

[ng/l]	Σ PFOA + PFOS	Σ alle PFT
Maßnahmewert für Erwachsene	-	5.000
Vorsorglicher Maßnahmewert für Säuglinge	500	1.000
Leitwert (lebenslang duldbare Menge)	300*	-
Zielwert (gesundheitlicher Vorsorgewert)	100	-

* abgeleitet aus 0,1 µg/kg Körpergewicht (duldbare Aufnahme; Summe PFOA und PFOS des Instituts für Risikobewertung (BfR) zur Berechnung gesundheitlicher Höchstwerte in Lebensmitteln) [BfR, 2006]

Kläranlage:

MUNLV NRW (Screeningwert Abwasser Kläranlage) 300 ng/l

(bei Überschreitung weitere Messungen erforderlich)

Klärschlamm:

MUNLV NRW (bodenbezogene Verwertung unzulässig) 100 µg/kg TS

UMI BW (bodenbezogene Verwertung unzulässig) 100 µg/kg TS

8.2.3 Aufkommensdaten

Die Abbildung 8-2 zeigt das Gesamtsystem möglicher Quellen und die Verteilung von PFT-Verbindungen mit den wichtigsten Komponenten.

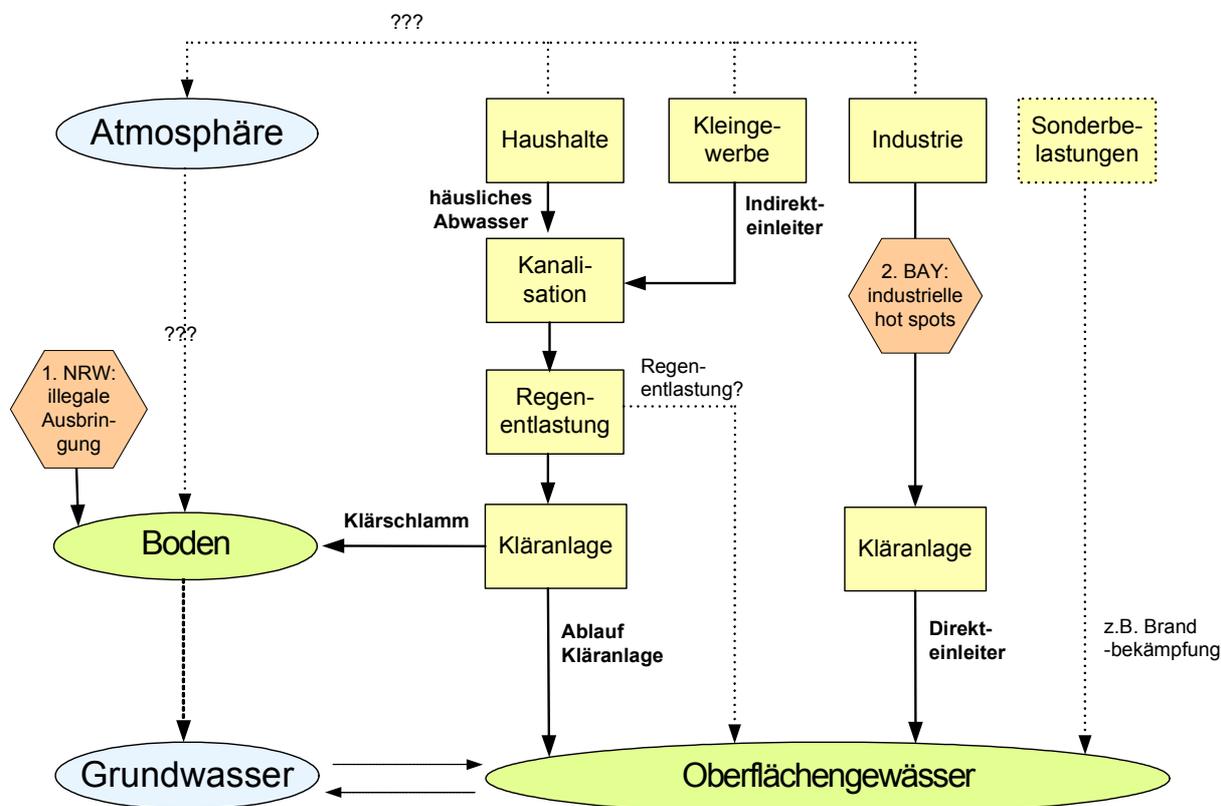


Abbildung 8-2: Darstellung der möglichen Quellen und Verteilungswege von PFT-Verbindungen in den wichtigsten Umweltkompartimenten und Komponenten der Siedlungsentwässerung; 1: NRW: illegale Ausbringung eines Düngers im Hochsauerlandkreis; 2: BAY: Industrielle Quelle (Industriepark Gendorf)

Für die **Oberflächengewässer** sind vor allem die Einträge aus den Abwasserentsorgungssystemen bedeutend. Sie stammen aus den Abläufen der kommunalen und industriellen Kläranlagen. Weitere Einträge in die Fließgewässer, z.B. durch Regenentlastungen und Sonderbelastungen (z.B. PFT-haltige Abflüsse der Brandbekämpfung) sind durch gestrichelte Linien gekennzeichnet.

Für das **Boden-Grundwasser**-System können PFT-Belastungen aus der illegalen Ausbringung von Düngern relevant sein. Dieser Eintragspfad war entscheidend für die extrem hohen PFT-Belastungen in NRW. Hier ist die illegale Ausbringung eines mit Sondermüll kontaminierten Düngers als Ursache ermittelt worden (s.u.). Hinweise auf atmosphärische Einträge von PFT-Verbindungen liefern Ergebnisse aus Bayern. In der Nähe des Industrieparks Gendorf wurden erhöhte Gehalte in Böden gefunden. Grundsätzlich ist aber dieser Eintragspfad noch nicht ausreichend untersucht.

Im Mittelpunkt der Untersuchungen in Rheinland-Pfalz stehen mögliche PFT-Belastungen in kommunalen Klärschlämmen, die bei bodenbezogener Verwertung (Landwirtschaft und

Landschaftsbau) das Boden-Grundwasser-System beeinträchtigen können. In den weiteren Kapiteln wird daher zunächst der Kenntnisstand der PFT-Belastungen in wichtigen Emissionskomponenten (Kläranlage) dargestellt. Ergänzt werden diese Ausführungen um die Beschreibung der Datenlage zur PFT-Belastung in den wichtigsten Aufnahmekomponenten (Oberflächengewässer, Boden, Grundwasser/Trinkwasser).

8.2.3.1 Emissionskomponenten bei kommunalen Kläranlagen

Grundsätzlich ist, wegen der hohen chemischen und biologischen Stabilität der Verbindungen, ein sehr geringer PFT-Abbau in Kläranlagen zu erwarten. In der Kläranlage werden PFT-Verbindungen sowohl im Ablauf als auch aufgrund ihrer hohen Sorptionsfähigkeit im Klärschlamm zu finden sein. Eine Aktivkohlebehandlung kann, wie schon in der Trinkwasseraufbereitung gezeigt, PFT-Belastungen in Kläranlagen signifikant reduzieren [Gebhardt et al., 2007].

Im Folgenden werden zunächst mögliche **Herkunftsbereiche** im Abwassersystem beschrieben. Danach erfolgt stichwortartig die Darstellung der **Aufkommensdaten** für die Abläufe aus Kläranlagen und den Klärschlamm.

8.2.3.1.1 Wichtige Herkunftsbereiche im Abwassersystem

In NRW existiert die generelle Pflicht, das Abwasser von Kläranlagen > 2.000 EW (kommunale, verbandliche sowie relevant industrielle) auf PFT zu untersuchen. Bei Konzentrationen über 300 ng/l besteht die Vorgabe, die Ursachen zu ermitteln. In einem umfangreichen Untersuchungsprogramm in NRW wurden ca. 70 Gewerbebetriebe mit PFT-Abwasserbelastungen von über 300 ng/l ermittelt (EUWID, 2007a). Besonders häufig werden dabei Galvaniken (mit Verchromung) genannt. Mögliche Verursacher von PFT-Belastungen im Zulauf von kommunalen Kläranlagen (z.B. **Indirekteinleiter**) arbeiten oft in Chargen, was zu stark schwankenden Werten im Zulauf führen kann.

Neben den gewerblichen Indirekteinleitern können PFT-Verbindungen auch aus dem **häuslichen Abwasser** stammen. Denkbar sind Einträge aus Abwässern von PFT-haltigen Produkten wie Textilien oder Kosmetika. Zu dieser Quelle liegen bislang erst wenige Untersuchungsergebnisse vor. Obwohl im Vergleich zu den gewerblichen Indirekteinleitern dieser Beitrag als gering eingestuft wird, sollte bei erhöhten PFT-Einträgen und dem Fehlen eines Indirekteinleiterspektrums diese Quelle nicht vernachlässigt werden.

Eine weitere theoretische Möglichkeit des Eintrags von PFT in Kläranlagen ist der Einsatz von **PFT-haltigen Hilfsmitteln** auf Kläranlagen. Dies hat sich bei anderen Schadstoffen, beispielsweise den Alkylphenoethoxylaten, in der Vergangenheit als maßgebliche Eintragsquelle herausgestellt und sollte deshalb berücksichtigt werden. Auf Kläranlagen können verschiedene Tenside als Hilfsmittel eingesetzt werden. Eine Recherche bei verschiedenen Kläranlagenbetreibern (Verbänden in NRW) und Experten für Hilfsstoffe hat ergeben, dass ein Einsatz von PFT-Verbindungen derzeit nicht bekannt ist. Deshalb existieren gegenwärtig keine Hinweise auf mögliche Einträge von PFT-Verbindungen innerhalb der Kläranlagen.

Damit stammen PFT-Belastungen in kommunalen Kläranlagen mit hoher Wahrscheinlichkeit aus dem Zulauf und hier insbesondere beeinflusst von der Indirekteinleitercharakteristik.

Im folgenden Kapitel werden stichwortartig die verfügbaren Daten über Kontaminationen in den Kläranlagenabläufen und in Klärschlämmen zusammengestellt. Die meisten Daten stammen aus den Bundesländern NRW, BW und Bayern.

8.2.3.1.2 PFT-Konzentrationen in Kläranlagenabläufen und in Klärschlämmen

Ablauf Kläranlagen:

NRW, allgemein (2007): Zuläufe in allen Kläranlagen > 2.000 EW (ca. 500 Proben) wurden untersucht; bei Überschreitung 300 ng/l erfolgten weitere Untersuchungen im Indirekteinleiterbereich. Hier waren die Bereiche Textil, Papier, Galvaniken und Krankenhäuser mit Radiologien besonders auffällig.

NRW, Bielefeld (2007): Erhöhte PFOS-Gehalte im Ablauf einer Kläranlage von 1.500 bis 6.300 ng/l; Suche nach möglichen Einleitern durch Messungen im Abwasser und in Sielhäuten des Kanalnetzes läuft [EUWID, 2007b].

NRW, Rhede (2006): Summe PFOS und PFOA im Ablauf einer Kläranlage 5.100 ng/l; als Ursache konnten zwei Betriebe ausfindig gemacht werden, deren Abwasserkonzentrationen bei 22.600 ng/l bzw. 500 ng/l lagen [MUNLV, 2006a].

NRW, Stolberg, Düren (2006): PFT-Gehalte im Ablauf der Kläranlage Stolberg > 3.000 ng/l und der Kläranlage Düren 650 ng/l. Weitere Kläranlagenabläufe im Dienstbezirk Aachen sind unauffällig (< 100 ng/l). Das Trinkwasser dieser Regionen ist nicht betroffen. Die Suche nach Möglichkeiten zur Reduktion der Einträge läuft [MUNLV, 2006c].

NRW, Aachen (2007): keine erhöhten Werte an PFOS und PFOA; Versuche zur Elimination mit gespikten Abwasserproben (bis 100.000 ng/l); Elimination mit Ozon und UV unter 50 %, Umkehrosiose 86 %; Aktivkohlefilter 99 % [Gebhardt et al., 2007].

BW, (2007): 2 Kläranlagen mit Verdachtsbelastungen; Summe PFT bis 3.000 ng/l [UMI BW, 2007].

Bayern, 5 größere KA (2006): PFOA (5 bis 25 ng/l) und PFOS (9 bis 26 ng/l) nachgewiesen [LfU Bayern, 2007].

USA, Iowa (2005): PFOA (22 ng/l) und PFOS (26 ng/l) im Ablauf einer Kläranlage [Boulangier et al., 2005]. Vorrangige Quellen stammen aus der Zulaufbelastung; keine Hinweise auf Entstehung von PFOS und PFOA aus anderen Vorläuferverbindungen während Klärwerkspassage.

Klärschlamm:

NRW (2007): generelle Verpflichtung zur PFT-Messung in allen landwirtschaftlich verwerten Klärschlämmen; bei Überschreitung des Richtwerts (100 µg/kg TS) sind Klärschlämme nicht geeignet für bodenbezogene Verwertung (Landschaftsbau bzw. Landwirtschaft) und sollten verbrannt werden. In NRW wurden ca. 290 Klärschlämme untersucht, wobei ca. 13 % den Richtwert überschritten.

In einem Untersuchungsprogramm wurde gezeigt, dass die Entsorgung über geeignete Verbrennungsanlagen umweltverträglich ist (MUNLV, 2007c). Es konnten keine PFT-Verbindungen in den wichtigsten Output-Strömen (Abgas, Rückstände Rauchgasreinigung) nachgewiesen werden.

Die Gärrückstände aus drei Biogasanlagen enthielten PFT-Gehalte bis 3.400 µg/kg TS. Eine mögliche Quelle ist die Mitverarbeitung von denjenigen PFT-Schlämmen, die auch im Hochsauerlandkreis illegal aufgebracht wurden. Weitere Untersuchungen in den beaufschlagten Böden laufen zur Zeit [MUNLV, 2007d].

BW (2007): Klärschlämme von 157 Kläranlagen wurden auf PFT-Verbindungen untersucht. 47 Klärschlämme überschritten den Richtwert von 100 µg/kg TS; die höchsten Gehalte lagen bei ca. 5.100 µg/kg TS. Als Ursache für diese hohe Belastung konnte inzwischen ein Galvanikbetrieb ausfindig gemacht werden [EUWID, 2007a]. Von den 47 Klärschlämmen gelangten 12 Klärschlämme in die bodenbezogene Verwertung. Einer dieser Klärschlämme enthielt PFT-Gehalte von über 4.000 µg/kg TS. Es konnte kein Zusammenhang zwischen der Größenklasse der Kläranlage und der PFT-Belastung abgeleitet werden.

Als Konsequenz wurde die bodenbezogene Verwertung für belastete Klärschlämme verboten sowie eine landesweite Messpflicht für alle Klärschlämme angeordnet, die in die bodenbezogene Verwertung gehen [UMI BW, 2007].

BAY (2007): In 5 von 17 untersuchten Klärschlämmen war der Richtwert von 100 µg/kg TS überschritten. Ein positiv getesteter Schlamm war zur bodenbezogenen Verwertung vorgesehen. In diesem Fall sollen weitere Untersuchungen klären, ob eine Belastung des beaufschlagten Bodens stattgefunden hat.

Grundsätzlich wird empfohlen, Klärschlämme mit PFT-Gehalten > 100 µg/kg TS zu verbrennen (LfU Bayern, 2007).

8.2.3.2 Aufnahmekomponenten

8.2.3.2.1 Boden

NRW, Hochsauerlandkreis (2006): Boden, der mit illegalem Düngemittel beaufschlagt wurde. Die PFT-Gehalte im Boden schwanken sehr von unter der Bestimmungsgrenze bis 6.000 µg/kg TS, [UMI BW, 2007]

NRW, Soest (EZG Möhne) (2007): Boden enthält PFOS (9.000 µg/kg TS) und PFOA (210 µg/kg TS) [EUWID, 2007c]

BAY, drei Gruppen von Böden wurden untersucht (2006):

1. Böden, die aufgrund des PAK-Gehaltes eine anthropogene Nutzung vermutet ließen -> PFT oft unter der Bestimmungsgrenze.
2. Böden, die regelmäßig mit Klärschlamm, Bioabfallkompost und Gärrückständen beaufschlagt wurden -> PFT-Gehalte oft unter bzw. nahe der Bestimmungsgrenze.
3. Böden in der Nähe des Industrieparks Gendorf -> PFOA 10 bis 249 µg/kg TS und PFOS nur in einer Probe nahe der Bestimmungsgrenze.

Gesamtfazit: keine Notwendigkeit für flächendeckendes Bodenmonitoring, in Einzelfällen Messungen sinnvoll (z.B. Klärschlamm mit hohen PFT-Belastungen und Bodenausbringung); weitere „hot spots“ eindeutig industriellen Quellen ggf. durch atmosphärische Deposition zuzuordnen [LfU Bayern, 2007].

Hessen (2007): Boden, der mit illegalem Düngemittel beaufschlagt wurde. Es wurden PFT-Gehalte bis 78 µg/kg TS festgestellt, neben PFOS und PFOA wurden weitere Einzelstoffe in noch höheren Konzentrationen gefunden [UMI BW, 2007].

8.2.3.2 Oberflächengewässer und Biota

Oberflächengewässer

NRW (2006): Durch kriminelle Entsorgung eines Chemieabfalls, der einem Dünger beige-mischt war, gerieten extreme PFT-Mengen auf eine landwirtschaftliche Fläche und von dort in die Ruhr und die Möhne [Skutlarek et al., 2006].

Tabelle 8-2: Zusammenstellung verschiedener PFT-Gehalte in Oberflächengewässern in NRW [Skutlarek et al., 2006]

Probenahmeort	PFOA [ng/l]	PFOS [ng/l]
Rhein	< 2 bis 8	< 2 bis 26
Ruhr (Meschede)*	139	-
Möhne (Heidberg)*	3.640	193
Elpe (Bestwede)*	1.168	-

*vermutlich beeinflusst von illegaler Düngeausbringung

NRW, Rheder Bach (2006): Infolge Indirekteinleitungen kam es zum signifikanten Austrag von PFT-Verbindungen aus einer kommunalen Kläranlage in den Rheder Bach. Oberhalb der Einleitstelle wurden 10 ng/l gemessen, unterhalb > 400 ng/l [MUNLV, 2006a].

NRW, Inde (2006): Als Folge einer Einleitung aus einer kommunalen Kläranlage werden in der Inde PFOS-Konzentrationen von 420 ng/l festgestellt. Die Suche nach möglichen Quellen erfolgt derzeit [MUNLV, 2006c].

NRW, Reiherbach (2007): An der Einleitungsstelle eines Industrieparks wurden PFT-Konzentrationen von 1.300 ng/l festgestellt. Das Grundwasser ist ebenfalls betroffen (s.u.) [EUWID, 2007b].

BAY, Gendorf (2007): Industriedirekteinleiter eines PFT-verarbeitenden Betriebes (3M Tochter; Dyneon), der Teflonprodukte herstellt; trotz aufwändiger Vorreinigung wurden im Gewässer (Alz) direkt nach der Einleitung PFOA Gehalte von 7.500 ng/l gemessen, im weiteren Gewässerverlauf noch 52 ng/l (PFOA) [LfU Bayern, 2007; UBA, 2007].

BAY, andere Oberflächengewässer (2007): nach Siedlungen Belastungsschwerpunkte (bis 42 ng/l PFOS) gefunden, zwei untersuchte Trinkwassertalsperren waren PFT-frei [LfU Bayern, 2007].

BW (2007): Messprogramm an sieben Messstellen (Rhein, Neckar, Donau) auf 9 PFT-Verbindungen. Alle Proben lagen weit unterhalb von 100 ng/l. Bei einigen Proben taucht der Ersatzstoff PFBS (Perfluorbutansulfonat) auf (ca. 1,0 bis 9,0 ng/l). Die PFOS-Gehalte lagen zwischen ca. 3,0 und 18 ng/l und die PFOA-Gehalte zwischen ca. 1,0 und 4,0 ng/l [BW UMI, 2007].

Sachsen (2006): In Proben von Oberflächengewässern (n=17) wurden keine auffälligen PFT-Gehalte gefunden (keine Bestimmungsgrenze angegeben) [EUWID, 2006].

Canada, Toronto (2002): punktförmiger Eintrag durch PFT-haltige Feuerlöschschäume nach einen Brand auf dem Flugplatz Toronto; PFOS-Konzentrationen bis 2.210.000 ng/l und PFOA bis 11.300 ng/l; hier auch Anreicherung in Fischleber gefunden [Moody et al., 2002].

Biota

NRW, Fische (2006): Fische aus Forellenzuchtanlage in der Nähe der illegalen Aufbringung (Hochsauerlandkreis) enthielten PFT-Gehalte von 1.180 µg/kg TS. Als Konsequenz wurde empfohlen, auf den Verzehr dieser Fische zu verzichten [MUNLV, 2006b].

BAY, Fische (2007): umfassende Untersuchungen in Muskelfleisch (menschlicher Verzehr) und Leber (Akkumulation) der Fische. PFOS zeigt ein höheres Akkumulationspotenzial als PFOA; kein Zusammenhang zwischen ubiquitärer PFT-Belastung und krankhaften Veränderungen an Fischen, Identifikation einzelner „hot-spots“ (Aal in Kläranlagenteich mit PFT-Einleiterspektrum enthält PFOS-Gehalte von 985 bis 4.300 µg/kg TS) [LfU Bayern, 2007].

8.2.3.2.3 Grundwasser und Trinkwasser

NRW, Rheder Bach (2006): Grundwasser im Einzugsgebiet des Rheder Bachs enthält PFT-Gehalte von 279 ng/l. Im Trinkwasser werden 91 ng/l gefunden. Hier waren zwei Industrie-einleitungen in eine kommunale Kläranlage als Quelle identifiziert worden [MUNLV, 2006a].

NRW, Detmold (2007): Grundwasser im Einzugsgebiet des von Industrie-einleitungen kontaminierten Reiherbachs enthält PFT-Konzentrationen von 20 bis 1.300 ng/l. Ob der industrielle Eintrag eine mögliche Quelle für das Grundwasser ist, wird gegenwärtig geprüft [EUWID, 2007b].

NRW, Arnsberg (2006): Als Folge des punktförmigen Eintrages von PFT-Verbindungen auf den Boden (Hochsauerlandkreis), erreichte das Trinkwasser vereinzelt Werte über 500 ng/l. Diese Werte überschritten teilweise den Maßnahmenwert für Säuglinge (500 ng/l) der Trinkwasserkommission (siehe Vorgaben). Als Konsequenz wurde ein Humanbiomonitoring angesetzt, bei denen erhöhte PFT-Werte im Blut der Einwohner detektiert wurden. Weiterhin wurden alle betroffenen Wasserwerke mit Aktivkohlefiltern ausgestattet [MUNLV, 2006b].

Tabelle 8-3: Zusammenstellung verschiedener PFT-Gehalte in Trinkwässern in NRW [Skutlarek et al., 2006]

Probenahmeort	PFOA [ng/l]	PFOS [ng/l]
Neheim*	519	5
Wickede*	208	-
sonstige NRW	22 bis 157	3-22

*vermutlich beeinflusst von illegaler Düngeausbringung

BW (2006): 46 Messstellen mit Verdachtscharakter (z.B. Industrienähe, Abwasserbeeinflussung) ausgewählt und auf 18 PFT-Einzelverbindungen gemessen.

Der überwiegende Anteil der Grundwasserproben (über 75 %) enthält PFT-Konzentrationen unter 50 ng/l. Zwei Grundwässer enthalten PFT-Gehalte deutlich über 500 ng/l.

a) Karlsruhe (PFBS: 2.500 ng/l)

b) Grenzach (PFOS: 1.000 ng/l).

Aus den Ergebnissen wird geschlossen, dass die PFT-Belastung im Grundwasser kein flächendeckendes Problem ist. Vereinzelt werden „hot spots“ identifiziert (s.o.), deren Ursachenermittlung weiter intensiv verfolgt wird [UMI BW, 2007].

BAY, Gendorf (2006): PFOA-Werte oberhalb 300 ng/l (bis 4.300 ng/l) in einigen Brunnenwasserproben im Einzugsbereich des Industriestandortes gefunden; dieses Wasser wird allerdings nicht zur Trinkwassernutzung herangezogen. Weitere Untersuchungen sind geplant und das Unternehmen verpflichtet sich bis 2010 einen Ersatzstoff für PFOA zu entwickeln [LFU Bayern, 2007; UBA, 2007].

8.2.4 Fazit und Bewertung möglicher PFT-Belastungen im kommunalen Klärschlamm

PFT-Verbindungen werden derzeit nicht nur in Kläranlagen und Klärschlämmen, sondern auch in vielen weiteren **Umweltmatrices** (Oberflächengewässer, Boden, Grundwasser) in verschiedenen Bundesländern gefunden. Deshalb ist zu erwarten, dass auch in Rheinland-Pfalz PFT-Belastungen detektiert werden. Bedingt durch ihre **Stoffeigenschaften** sind insbesondere die **geringe Abbaubarkeit in der Kläranlage** und die **Grundwassergängigkeit** kritisch zu bewerten.

Durch verschiedene Maßnahmen (Anwendungsverbote durch die EU, steigendes Umweltbewusstsein der PFT-verarbeitenden Betriebe) wird die **Belastung bei einigen Einzelstoffen (z.B. PFOS) zukünftig grundsätzlich sinken**. Dabei bleibt die Frage nach möglichen **Ersatzstoffen**, die bereits jetzt detektiert werden (siehe das PFBS) und deren Wirkungsweise bislang völlig ungeklärt ist, weiterhin offen.

Insgesamt belegen die Aufkommensdaten aus anderen Bundesländern, dass die PFT-Quellen für verschiedene Einzelstoffe unterschiedlich sind. Kontaminationen durch **PFOA** treten eher punktuell durch **industrielle Quellen** auf und sind damit in geringerem Ausmaß ein flächendeckendes Problem. Demgegenüber stammen andere Einzelverbindungen (z.B. **PFOS**) in stärkerem Ausmaß von **kommunalen Kläranlagen**, die eine gewerbliche Einleiterstruktur haben. Dieser Sachverhalt erschwert es, repräsentative Proben zu gewinnen und sichere Aussagen über mögliche örtliche PFT-Belastungsschwerpunkte zu treffen.

Eine gute Möglichkeit, längerfristige PFT-Belastungen in Kläranlagen zu detektieren, ist die Untersuchung der entsprechenden **Klärschlämme**. Gleichzeitig kann durch diese Messungen ermittelt werden, ob bei einer bodenbezogenen Verwertung Beeinträchtigungen des Boden-Grundwasser-Systems zu befürchten sind. Derzeit existiert weder in der Klärschlamm-VO noch in anderen Regelungen ein Grenzwert für PFT-Verbindungen in kommunalem Klärschlamm. Der vielfach zitierte **Richtwert für PFT-Belastungen im Klärschlamm von 100 µg/kg TS aus NRW** ist ein vorläufiger Richtwert, der das Vorsorgeprinzip umsetzt. Er ist vom Umweltbundesamt als Orientierungswert ohne Toxizitätsbezug vorgeschlagen worden. Eine Überschreitung rechtfertigt demnach nicht die Aussage, dass von Klärschlämmen derartiger PFT-Belastungen eine akute Gefährdung ausgeht.

In Ermangelung anderer Richt- bzw. Grenzwerte wird empfohlen, diesen Wert als Screening-Parameter in RLP zu verwenden. Damit wäre auch eine Vergleichbarkeit von zukünftig aus RLP zu erwartenden PFT-Ergebnissen mit den Resultaten aus den anderen Bundesländern gewährleistet.

Eine weitere wichtige Frage betrifft die **Auswahl von rheinland-pfälzischen Klärschlämmen** zur Ermittlung der PFT-Belastungen. Hier ist festzustellen, dass Klärschlämme aus allen Entsorgungsbereichen in Betracht zu ziehen sind. Die Erfahrungen in BW haben gezeigt, dass auch Klärschlämme, die in die bodenbezogene Verwertung gehen und damit die sonstigen Schadstoffparameter der Klärschlamm-VO einhalten, erhöhte PFT-Belastungen aufweisen können (bis über 4.000 µg/kg TS) (UMI BW, 2007).

Um die bodenbezogene Verwertung in RLP langfristig sicher zu stellen, sollte deshalb angestrebt werden, möglichst **alle bodenbezogen verwertete Klärschlämme auf ihren PFT-Gehalt hin zu überprüfen**. Einen ersten Schritt hierzu stellt das geplante Untersuchungs-

programm, koordiniert vom MUFV, dar. Hier wurden 23 Klärschlämme ausgewählt, von denen 21 ganz bzw. teilweise in die bodenbezogene Verwertung gehen. Nach dem Vorliegen der Analyseergebnisse (ca. Oktober 2007) können weitere Untersuchungsschritte sowie erste Verringerungsmaßnahmen abgeleitet werden.

PD Dr.-Ing. habil. A. Welker

Kaiserslautern, 12.09.2007

8.2.5 Literaturverzeichnis

BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) (2006): Hohe Gehalte an perfluorierten organischen Tensiden (PFT) in Fischen sind gesundheitlich nicht unbedenklich. – Stellungnahme 035/2006: <http://www.bfr.bund.de>.

Boulanger, B.; Vargo, J. D.; Schnoor, J. L.; Hornbuckle, K. C. (2005): Evaluation of perfluorooctane surfactants in a wastewater treatment system and in a commercial surface protection product. *Environ Sci Technol.*, 1, (39), S. 5.524-5.530.

Dieter, H. H. (2006): Vorläufige Bewertung von perfluorierten Tensiden (PFT) im Trinkwasser am Beispiel ihrer Leitsubstanzen Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS). Stellungnahme der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (BMG) beim Umweltbundesamt: <http://www.hochsauerlandkreis.de>, zuletzt gesehen am 18.08.2007.

EU Kommission (2006): Richtlinie 2006/122/EG des Europäischen Parlaments und des Rates von 12. Dezember 2006; Anl. L 372 vom 21.12.2006, S. 32.

EUWID (2006): Sachsen: Fließgewässer nicht mit PFT belastet. Wa Nr. 51 v. 19.12.2006, S. 12.

EUWID (2007a): Uhlenberg: Wasserwerke sollen modernisiert werden. Wa Nr. 32 v. 07.08.2007, S. 9.

EUWID (2007a): PFT in St. Georgen aus Galvanikbetrieben. Wa Nr. 32 v. 07.08.2007, S. 9.

EUWID (2007b): Zum Teil auffällige Werte bei PFT-Analysen in Bielefeld. Wa Nr. 7 v. 13.02.2007, S. 13.

EUWID (2007c): Hohe PFT-Belastung auf weiterer Fläche im Kreis Soest festgestellt. Wa Nr. 24 v. 12.06.2007, S. 10.

Fricke, M.; Lahl, U. (2005): Risikobewertung von Perflourtensiden als Beitrag zur aktuellen Diskussion zum REACH-Dossier der EU Kommission. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox*, 17, (1), S. 36-49.

Gebhardt, W.; de Sena, R. F.; Tambosi, J. L.; Schröder, H. Fr. (2007): The elimination of PFOS, PFOA and related compounds during biological wastewater treatment combined with advanced oxidation processes – follow up and whereabouts. *Proceedings of the MICROPOL & ECOHAZARD Conference*, S. 293-298.

Houde, M.; Bujas, T.; Small, J.; Wells, R. S.; Fair, P. A.; Bossart, G. D.; Solomon, K. R.; Muir, D. C. G. (2006): Biomagnification of Perfluoroalkyl compound in the Bottlenose Dolphin. *Food Web. Environ Sci Technol.* In press.

Koller, U. (2006): Perfluorierte Verbindungen – Mögliche Risiken für Mensch und Umwelt. GSF- Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Abteilung Kommunikation, FLUGS-Fachinformationsdienst.

Lange, F. T.; Wenz, M.; Schmidt, C. K.; Brauch, H.-J. (2007): Occurrence of perfluoroalkyl sulfonates and carboxylates in German Drinking water sources compared to other countries. Proceedings of the MICROPOL & ECOHAZARD Conference, S. 67-74.

LfU Bayern (2007). Internetangebot des Landesamtes für Umwelt Bayern zu Perfluorierten Tensiden, <http://www.lfu.bayern.de>, zuletzt gesehen am 18.08.2007.

Moody, C.; Martin, J. W.; Kwan, W. C.; Muir, D. C. G.; Mabury, S. A. (2002): Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek. Environ. Sci. Technol., 36, (4), S. 545-551.

MUNLV (2006a): Verursacher der PFT-Belastung in Rhede gefunden. Pressemitteilung vom 22.11.2006. MUNLV NRW.

MUNLV (2006b): PFT-Belastungen in NRW: Befunde und Auswirkungen, Maßnahmen und erste Schlussfolgerungen, 2006, MUNLV NRW.

MUNLV (2006c): Erhöhte PFT-Werte in Inde und Eifel-Rur. Pressemitteilung vom 23.11.2006. MUNLV NRW.

MUNLV (2007a): Vereinbarung zur Reduzierung des Eintrages der perfluorierten Tenside Perfluorooctansulfonat (PFOS) und Perfluorooctansäure (PFOA) in die Gewässer Nordrhein-Westfalens. MUNLV NRW August 2007.

MUNLV (2007b): Querschnittsstudie zur Untersuchung der inneren Belastung von Mutter-Kind-Paaren und Männern in Gebieten erhöhter Trinkwasserbelastung mit Perfluorierten Verbindungen („PFT“). MUNLV NRW März 2007.

MUNLV (2007c): Umweltgerechte Entsorgung von Klärschlämmen sichergestellt. Pressemitteilung vom 14.02.2007. MUNLV NRW.

MUNLV (2007d): Erhöhte PFT-Werte in Gärrückständen von Biogasanlagen. Pressemitteilung vom 29.06.2007. MUNLV NRW.

Schroeter-Kermani, C.; Schulte, C.; Tietjen, L. (2005): Perfluorierte Verbindungen – Panikmache oder berechtigte Sorge?. UMID, 4/2005, S. 7-9.

Skutlarek, D.; Exner, M.; Färber, E. (2006): Perfluorierte Tenside (PFT) in der aquatischen Umwelt und Trinkwasser. USWF- Z Umweltchem Ökotox 18, (3), S. 151-154.

UBA (Umweltbundesamt) (2007): Perfluorierte Verbindungen: Falscher Alarm oder berechtigte Sorge. Information des Umweltbundesamtes zu PFT, <http://www.umwelbundesamt.de>, zuletzt gesehen am 18.08.2007.

UMI BW (Umweltministerium Baden-Württemberg) (2007): Perfluorierte Tenside (PFT) im Klärschlamm in Baden-Württemberg – Hintergründe, Ergebnisse, Perspektiven. Informationsmaterial zur Pressekonferenz am 3. August 2007 in Stuttgart.

8.3 Ausgewählte Standorte von Solartrocknungsanlagen

Anhang 8-3a: Ausgewählte Solartrocknungsanlagen, kein Anspruch auf Vollständigkeit

Standort	Verfahren/Besonderheiten	Größe	Fläche	Eingangs-TS-Gehalt Ausgangs-TS-Gehalt
Albstadt ² B.-Württemberg	Mit drehendem Schubwender	4.200 t/a	1.632 qm	35 % 65-90 %
Günzburg ¹ (Sonderanlage) Bayern	Mit Wenderoboter, kombinierte Teiltrocknung aus Schlamm- lagerung, Abwärmenutzung aus BHKW	110.000 EW	1.200 qm	30 % 40 %
Main-Mud ² Bayern	Mit drehendem Schubwender	4.000 t/a	3.000 qm	25 % 65-90 %
Füssen ¹ Bayern	Mit Wenderoboter Optionale Abwärmenutzung aus BHKW	70.000 EW	2.000 qm	25 % 70 %
Murnau ² Bayern	Mit drehendem Schubwender	1.700 t/a	696 qm	28 % 65-90 %
Stockach ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter Optionale Abwärmenutzung aus BHKW, Staubabscheider	50.000 EW	3.120 qm	25 % 70 %
Sigmaringen ² B.-Württemberg	Mit drehendem Schubwender	1.500 t/a	1.296 qm	30 % 65-90 %
Ellwangen ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter	40.000 EW	2.040 qm	28 % 70 %
Schongau ¹ Bayern	Mit Wenderoboter, Schlamm- lager, in 2005 zur Teiltrocknung des Schlammes aufgerüstet	40.000 EW	500 qm	30 % 40 %
Burgrieden ² B.-Württemberg	Mit drehendem Schubwender	1.100 t/a	1.054 qm	27 % 65-90 %
Schönaich-Süd ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter	30.000 EW	1.800 qm	21 % 70 %
Pocking ¹ Bayern	Mit Wenderoboter	25.000 EW	1.800 qm	20 % 70 %
Allershausen ² Bayern	Mit drehendem Schubwender	750 t/a	720 qm	20 % 65-90 %
Schönaich-Nord ¹ Bayern	Mit Wenderoboter	16.000 EW	1.160 qm	23 % 70 %
Schlüsselfeld ¹ Bayern	Mit Wenderoboter	16.000 EW	1.200 qm	25 % 75 %
Renningen ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter	15.000 EW	1.300 qm	24 % 70 %
Waibstadt ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Zusatzwärme- eintrag mittels Bodenheizung (be- heizt über externe Warmwasser- kollektoren)	15.000 EW	1.200 qm	22 % 70 %

Anhang 8-3b: Ausgewählte Solartrocknungsanlagen, kein Anspruch auf Vollständigkeit

Standort	Verfahren/Besonderheiten	Größe	Fläche	Eingangs-TS-Gehalt Ausgangs-TS-Gehalt
Schlitz-Hutzdorf ¹ (2006 im Bau) Hessen	Mit Wenderoboter	14.000 EW	990 qm	27 % 70 %
Raubling ¹ Bayern	Mit Wenderoboter	14.000 EW	700 qm	25 % 60 %
Iffezheim ² B.-Württemberg	Mit drehendem Schubwender	600 t/a	580 qm	20 % 65-90 %
Wilhelmsdorf ¹ Thüringen	Mit Wenderoboter	13.000 EW	920 qm	22 % 75 %
Burgebrach ¹ Bayern	Mit Wenderoboter, gebäudeintegrierte Siebbandpresse, Spiralförderer (Schlammeintrag)	13.000 EW	660 qm	25 % 75 %
Bernstadt ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter	11.000 EW	1.140 qm	25 % 75 %
Bernstadt ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Flüssigschlammanlage	10.000 EW	1.900 qm	5 % 90 %
Frankenhardt ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Flüssigschlammanlage	8.000 EW	1.040 qm	5 % 75 %
Bredstedt ¹ Schl.- Holstein	Mit Wenderoboter	8.000 EW	550 qm	18 % 70 %
Unterschneidheim ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Flüssigschlammanlage	7.000 EW	870 qm	4 % 80 %
Wegscheid ¹ (2006 im Bau) Bayern	Mit Wenderoboter	6.000 EW	670 qm	6 % 75 %
Scheßlitz ¹ Bayern	Mit Wenderoboter, Spiralförderer (Schlammeintrag)	6.000 EW	460 qm	25 % 75 %
Bodnegg ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Flüssigschlammanlage	5.000 EW	1.000 qm	4 % 90 %
Kressberg ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter	5.000 EW	450 qm	25 % 75 %
Schönach ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Flüssigschlammanlage	4.000 EW	920 qm	3 % 90 %
Renquishausen ¹ B.-Württemberg	Mit Wenderoboter, Flüssigschlammanlage	1.500 EW	320 qm	3 % 90 %
Karlsfeld ² Bayern	Mit drehendem Schubwender	k. A.	1.488 qm	k. A. 65-90 %
Treis ¹ (Sonderanlage)	Mit Wenderoboter, Schlammagerhalle	k. A.	900 qm	k. A.

¹ Thermo-System Industrie- & Trocknungstechnik GmbH (Hrsg.) (2006): Referenzliste - Solare Klärschlamm Trocknung. Unter <http://www.thermo-system.com>, zuletzt gesehen am 08.01.2007.

² ist Anlagenbau GmbH (Hrsg.) (2006): Referenzliste – Wendewolf. Unter <http://www.ist-anlagenbau.de>, zuletzt gesehen am 08.01.2007.

8.4 Ausgewählte Standorte von Trocknungsanlagen

Anhang 8-4: *Ausgewählte Trocknungsanlagen (Anlagen in Rheinland-Pfalz hervorgehoben), kein Anspruch auf Vollständigkeit*

Standort	Verfahren/Besonderheiten	Durchsatz	Fläche	Eingangs-TS-Gehalt Ausgangs-TS-Gehalt
Juist ¹ Niedersachsen	k. A.		120 qm	20-25 % 85 %
Wallmerod/ Westerwald¹	In Planung		120 qm	20-25 % 90 %
Bergen-Hohne ¹ Niedersachsen	Trocknung mit Wärmepumpe		168 qm	20-25 % 60-80 %
Landstuhl¹	Kaltlufttrocknung, Fa. Klein		168 qm	20-25 % 85 %
Oerbke ¹ Niedersachsen	Trocknung mit Wärmepumpe		168 qm	20-25 % 80 %
Wangen im Allgäu ¹ B.-Württemberg	Trockner mit Abwärme als Warmwasser		216 qm	20-25% 90 %
Kempton ¹ Bayern	Abwärmenutzung aus BHKW		264 qm	28-33 % 90 %
Wolfsburg ¹ Niedersachsen	Trockner mit Abwärme als Warmwasser		264 qm	20-25% 90 %
Heilbronn ¹ B.-Württemberg	Trockner mit Dampf		264 qm	25 % 90 %
Bayr. Untermain / Elsenfeld ¹	Umluftbetrieb		312 qm	20-25 % 92 %
Pirmasens²	Müllheizkraftwerk		6.600 qm	div. 80 %
Pforzheim ² B.-Württemberg	Schwer entwässerbar auf Grund starker Galvanik und Goldindustrie	12.000 t/a		22 % 70 %
Mainz-Mombach³	Bandtrockner, Sevar	5.200 t/a		77 %
Speyer²	Schwer entwässerbar auf Grund starker organischer Belastung industriellen Ursprungs	5.000 t/a		30 % >85 %
Edenkoben²	Aerob stabilisierter Klärschlamm, schwer entwässerbar auf Grund starker organischer Belastung während Weinlese	3.800 t/a		keine Angabe >85 %
VG Dahner Felsenland²	Aerob stabilisierter Klärschlamm	3.000 t/a		30 % >75 %
Bundenthal²	Entwässerung oft schwierig auf Grund extrem kalter Winter	2.500 t/a		28 % >75 %
Bruchmühlbach-Miesau³	Kaltlufttrockner, Fa. Klein	600 t/a		18 -22 % 88 %
Sinzig³	Scheibentrockner, KDH	350 t/a		95 %
Enkenbach-Alsenborn³	Kaltlufttrockner, Fa. Klein	220 t/a		85 %
Höhr-Grenzhausen³	Kaltlufttrockner, Fa. Klein	z. Z. nicht genutzt		85 %
Neidenfels²	Papierfabrik Glatz,	keine Angaben		22-40 % >80 %

¹ Klein Abwasser und Schlammtechnik GmbH & Co. KG, Tabelle März 2003, Bandtrocknungsanlagen

² Zweckverband Abfallverwertung Südwestpfalz, <http://www.zas-ps.de>, zuletzt gesehen am 19.01.2007

³ Hermann, T.; Goldau, K. (2004): Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin

8.5 Ausgewählte Standorte von Klärschlammvererdungsanlagen

Anhang 8-3: Ausgewählte Klärschlammvererdungsanlagen (Anlagen in Rheinland-Pfalz hervorgehoben), kein Anspruch auf Vollständigkeit

Standort	Verfahren/Besonderheiten	Größe	Fläche	Eingangs-TS-Gehalt Ausgangs-TS-Gehalt
Kalkar-Rees / Hönnepel ² NRW	Teilvererdung	95.000 EW	26.400 qm	
Emden-Larrelt ⁸ Niedersachsen		90.000 EW		
Schwarzenbek ⁸ Schl.-Holstein		40.000 EW		
Gudensberg ⁸ Hessen		19.500 EW		
Gräfenhainichen ⁴ S.-Anhalt		15.000 EW		
Trier-Newel⁸		10.300 EW		
Eilsleben ⁴ S.-Anhalt		8.500 EW		
Speicher⁵		6.500 EW	18.000 qm	
Dorweiler¹⁰			18.000 qm	
Quedlinburg, Sachsen-Anhalt ⁶			15.000 qm	
Bad Emstal ⁷ Hessen	Aerob stabilisierter Überflussschlamm		6.050 qm	1 %
Bad Kösen ¹ S.-Anhalt		7.000 EW	5.560 qm	
Geiselwind, Bayern ⁶			3.300 qm	
Fronhausen, Hessen ⁷			3.230 qm	
Waldernbach ³ Hessen			2.800 qm	
Bechofen⁷			2.540 qm	
Hermeskeil⁶			1.800 qm	
Olsbrücken⁶			1.350 qm	
Wellmitz, Brandenburg ⁷	Aerob stabilisierter Überflussschlamm	1.500	1.100 qm	1 %
Naumburg ⁹ S.-Anhalt			1.070 qm	3-4 %
Roth, Bayern ⁶			850 qm	
Lahstedt-Münstedt ⁷ Niedersachsen	Teilausgefaulter (anaerob) Primär- und Sekundärschlamm		330 qm	9 %
Langenmosen, Bayern ⁶			300 qm	

¹ <http://www.azv-bad-koesen.de/admingate/site/anlage.php>

² http://kunden.eko-plant.de/prospekte/180800183_Hoennepel_Broschuere_stdQual.pdf

³ Artec Ingenieurgesellschaft, <http://www.artec-ingenieure.de>, zuletzt gesehen am 19.01.2007

⁴ Ingenieurbüro Gödecke, <http://www.schlammvererdung.de>, zuletzt gesehen am 19.01.2007

⁵ Verbandsgemeindewerke Speicher, <http://www.vg-werke-speicher.de>, zuletzt gesehen am 19.01.2007

⁶ Pure Klärschlammvererdung. Unter: <http://www.klaerschlammvererdung.info/>, zuletzt gesehen am 29.05.2007

⁷ Ingenieurbüro Blumberg (2006): Referenzliste Schilfkläranlagen für hoch belastete Abwässer und Klärschlammvererdungsanlagen. Unter <http://www.blumberg-engineers.de>, zuletzt gesehen am 19.01.2007

⁸ EKO-PLANT GmbH, www.eko-plant.de, zuletzt gesehen am 19.01.2007

⁹ Rhizotech, Bovenden. Unter: <http://rhizotech.com/referenzliste11.htm>, zuletzt gesehen am 29.05.2007

¹⁰ Janisch-Schulz GmbH, Gambach, 2002, <http://www.janisch-schulz.com/p23.html>, zuletzt gesehen am 29.05.2007