

TEXTE

87/2023

Abschlussbericht

Überprüfung des nationalen Standes der Technik (SdT): Teilvorhaben 3: Untersuchungen zu Emissionen und Energieaufwand bei der Trocknung und Kompostierung von Klärschlamm zur Optimierung einer weiteren umweltverträglichen Verwertung

von:

Elisabeth Zettl, Margit Kühnl, Joachim Aigner, Dr. Francesco Castellani, Felix Strauss
Ramboll Deutschland GmbH, München

Dr. Ute Zunzer, Stanislav Janz
VDZ Service GmbH (vormals FIZ GmbH), Düsseldorf

Ulrich Jacobs
EcoSystemsInternational, Grömitz

Ulrich Drochner
Awiplan PPD, Filderstadt

Herausgeber:
Umweltbundesamt

TEXTE 87/2023

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3718 53 302 3
FB000963

Abschlussbericht

Überprüfung des nationalen Standes der Technik (SdT): Teilvorhaben 3: Untersuchun- gen zu Emissionen und Energieaufwand bei der Trocknung und Kompostierung von Klär- schlamm zur Optimierung einer weiteren umweltverträglichen Verwertung

von

Elisabeth Zettl, Margit Kühnl, Joachim Aigner,
Dr. Francesco Castellani, Felix Strauss
Ramboll Deutschland GmbH, München

Dr. Ute Zunzer, Stanislav Janz
VDZ Service GmbH (vormals FIZ GmbH), Düsseldorf

Ulrich Jacobs
EcoSystemsInternational, Grömitz

Ulrich Drochner
Awiplan PPD, Filderstadt

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Ramboll Deutschland GmbH
Werinherstraße 79
81545 München

Abschlussdatum:

Juli 2022

Redaktion:

Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer
Patric Heidecke

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juni 2023

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Überprüfung des nationalen Standes der Technik (SdT): Teilvorhaben 3: Untersuchungen zu Emissionen und Energieaufwand bei der Trocknung und Kompostierung von Klärschlamm zur Optimierung einer weiteren umweltverträglichen Verwertung

Im Zuge dieses Forschungsvorhabens wurde die Datenbasis für den Anlagenbestand zur Trocknung und Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen aktualisiert sowie die künftige Relevanz der Klärschlamm-trocknung unter Berücksichtigung der novellierten Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (AbfKlärV) abgeschätzt. Ziel dieses Forschungsvorhabens war es, die Auswirkungen der vermehrten Klärschlamm-trocknung bezüglich Emissionen und Ressourcenverbrauch zu analysieren und vorhandene Optimierungspotentiale für die Klärschlamm-trocknung aufzuzeigen.

Zur Aktualisierung des Anlagenbestands wurde eine Internetrecherche, Befragungen von Anlagenherstellern, Verbänden und weiteren Expert*innen sowie eine Umfrage bei Anlagenbetreibern durchgeführt. Aus dem somit gewonnenen und aufgearbeiteten Datenpool wurden acht Behandlungsanlagen (sechs repräsentative Klärschlamm-trocknungsanlagen und zwei repräsentative Klärschlammkompostierungsanlagen) ausgewählt, messtechnisch begleitet und hinsichtlich der Emissionen und Ressourcenverbräuche untersucht.

Die Abschätzung des zukünftigen Kapazitätsbedarfs für Klärschlamm-trocknungsanlagen erfolgte für das Jahr 2029. Auf Basis der Analyse kann geschlussfolgert werden, dass die im Jahr 2029 benötigte Trocknungskapazität vollumfänglich zur Verfügung steht und dass der Energiebedarf und die CO₂-Emissionen der Klärschlamm-trocknung auf Basis der getroffenen Annahmen im Jahr 2029 geringer ausfallen als im Jahr 2019. Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass eine pauschale Übertragbarkeit von „Best Practices“ und einzelner Erkenntnisse auf alle Trocknungsanlagen gleichen Typs in Frage gestellt werden muss. Da unterschiedliche Faktoren, wie bspw. die Schlammqualität berücksichtigt werden müssen, wird bei der ökologischen Bewertung der Optimierungspotentiale ein möglichst ganzheitlicher Ansatz angeraten. Basierend auf den aus dem Projekt gewonnen Erkenntnissen wurden Handlungsempfehlungen erarbeitet.

Abstract: Review of the national state of the art: Subproject 3: Research on emissions and energy expenditure in the drying and composting of sewage sludge to optimise a further environmentally sound utilisation

In this research project, the data basis for the inventory of plants for drying and composting municipal sewage sludge was updated and the future relevance of sewage sludge drying was estimated, taking into account the amended Ordinance on the Reorganisation of Sewage Sludge Utilisation (AbfKlärV). The aim of this research project was to analyse the effects of increased sewage sludge drying in terms of emissions and resource consumption and to identify existing optimisation potentials.

In order to update the plant inventory, internet research, interviews with plant operators, associations and other experts as well as a survey with plant operators were carried out. Eight treatment plants (six representative sewage sludge drying plants and two representative sewage sludge composting plants) were selected from the data pool obtained, accompanied by measurements and examined with regard to emissions and resource consumption.

The future capacity required for sewage sludge drying was estimated for the year 2029. Based on the analysis, it can be concluded that the drying capacity required in 2029 will be available in full and that - on the assumptions made - the energy demand and CO₂ emissions of sewage sludge drying will be lower in 2029 compared to 2019. Furthermore, the results show that a general application of best practices and individual findings to all drying plants of the same type is questionable. Since different factors, such as sludge quality, need to be taken into account, a

holistic approach is recommended for the ecological assessment of the optimisation potentials. Recommendations for action were developed based on the project findings.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis	14
Abkürzungsverzeichnis	18
Zusammenfassung.....	20
Summary	31
1 Hintergrund und Zielsetzung des Projekts	41
1.1 Hintergrund.....	41
1.2 Zielsetzung	44
2 Analyse der Datenbasis für den Anlagenbestand zur Klärschlamm-trocknung und -kompostierung	45
2.1 Vorgehensweise	45
2.2 Ergebnisse der Bestandsanalyse	46
2.2.1 Klärschlamm-trocknung	46
2.2.1.1 Klärschlamm-trocknungsanlagen und -technologien in Deutschland	46
2.2.1.2 Eingesetzte Trocknungstechnologien in den einzelnen Bundesländern	50
2.2.1.3 Durchsatz Klärschlamm-trocknung	53
2.2.1.4 Genehmigungsgrundlagen der Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland	56
2.2.1.5 Sonstige Informationen	57
2.2.2 Klärschlammkompostierung	58
2.2.2.1 Kompostierungsanlagen und -verfahren in Deutschland	59
2.2.2.2 Durchsatz Klärschlammkompostierung	61
2.2.2.3 Genehmigungsgrundlagen der Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland	62
2.2.2.4 Sonstige Informationen	63
2.3 Auswahl repräsentativer Anlagen.....	63
3 Messtechnische Erfassung	65
3.1 Identifizierung relevanter Parameter	65
3.1.1 Parameter zur Charakterisierung der Emissionen	65
3.1.2 Parameter zur Charakterisierung der Massenströme	66
3.1.3 Technologiebezogene Parameter	68
3.2 Durchführung der Messungen und Erhebung der Parameter	69
3.2.1 Messdurchführung an Klärschlamm-trocknungsanlagen	69
3.2.1.1 Messungen an einer Anlage mit Bandtrockner	70

3.2.1.2	Messungen an einem Paddel-/Schaufeltrockner	72
3.2.1.3	Messungen an einem Solartrockner mit Abwärmenutzung	73
3.2.1.4	Messungen an einem Solartrockner ohne Abwärmenutzung	74
3.2.1.5	Messungen an einer Anlage mit Scheibentrockner	75
3.2.1.6	Messungen an einer Anlage mit Dünnschichttrockner	78
3.2.2	Messdurchführung an Klärschlammkompostierungsanlagen	79
3.2.2.1	Messungen an der Klärschlammkompostierungsanlage	79
3.2.2.2	Messungen an der Klärschlammteiltrocknungsanlage	80
3.3	Dokumentation der Messergebnisse und der Anlagenparameter	81
3.3.1	Bandtrockner	81
3.3.1.1	Ergebnisse der Messungen	81
3.3.1.2	Anlagenparameter	86
3.3.2	Schaufeltrockner	89
3.3.2.1	Ergebnisse der Messungen	89
3.3.2.2	Anlagenparameter	92
3.3.3	Solartrockner mit Abwärmenutzung	95
3.3.3.1	Ergebnisse der Messungen	95
3.3.3.2	Anlagenparameter	99
3.3.4	Solartrockner ohne Abwärmenutzung	101
3.3.4.1	Ergebnisse der Messungen	101
3.3.4.2	Anlagenparameter	105
3.3.5	Scheibentrockner	107
3.3.5.1	Ergebnisse der Messungen	107
3.3.5.2	Anlagenparameter	112
3.3.6	Dünnschichttrockner	113
3.3.6.1	Ergebnisse der Messungen	113
3.3.6.2	Anlagenparameter	118
3.3.7	Klärschlammkompostierungsanlage	120
3.3.7.1	Ergebnisse der Messungen	120
3.3.7.2	Anlagenparameter	124
3.3.8	Klärschlammteiltrocknungsanlage	127
3.3.8.1	Ergebnisse der Messungen	127
3.3.8.2	Anlagenparameter	130

3.4	Technologiebasierter Vergleich	132
3.4.1	Anlagen zur konvektiven Klärschlamm-trocknung (Band-trockner / Schaufel-trockner) ..	132
3.4.1.1	Vergleich der spezifischen Schadstoff-frachten.....	132
3.4.1.2	Vergleich der energetischen Kenngrößen	134
3.4.2	Anlagen zur solaren Klärschlamm-trocknung (mit Abwärmenutzung / ohne Abwärmenutzung)	134
3.4.2.1	Vergleich der spezifischen Schadstoff-frachten.....	134
3.4.2.2	Vergleich der energetischen Kenngrößen	136
3.4.3	Anlagen zur Kontakt-trocknung des Klärschlammes (Scheibentrockner / Dünnschicht-trockner)	136
3.4.3.1	Vergleich der spezifischen Schadstoff-frachten.....	136
3.4.3.2	Vergleich der energetischen Kenngrößen	138
3.4.4	Anlagen zur Kompostierung bzw. Teiltrocknung des Klärschlammes (Kompostierung / Teiltrocknung).....	139
3.4.4.1	Vergleich der spezifischen Schadstoff-frachten.....	139
3.4.4.2	Vergleich der energetischen Kenngrößen	140
3.4.5	Anlagenübergreifender Vergleich ausgewählter Frachten.....	141
3.5	Zusammenfassung	145
4	Abschätzung des künftigen Kapazitäts- und Energiebedarfs	147
4.1	Verwertungswege des Klärschlammes	147
4.2	Entwicklung der Klärschlamm-trocknungskapazitäten.....	148
4.3	Energiebilanz und emittierte Frachten	152
5	Optimierungspotentiale und Handlungsempfehlungen	155
5.1	Optimierungspotentiale.....	155
5.1.1	Entwässerung/Stabilisierung	155
5.1.2	Nutzung von Abwärme	156
5.1.3	Nutzung von Faulgas.....	156
5.1.4	Energierückgewinnung	157
5.1.5	Einsatz von Sekundärbrennstoffen	157
5.1.6	Abluftbehandlung bei solarer Klärschlamm-trocknung.....	158
5.1.7	Ganzheitliche Bewertung Klärschlamm-verbrennung und Phosphorrückgewinnung.....	158
5.1.8	Weitere Potentiale der Energieeinsparung und Verringerung der Treibhausgasemissionen bei der Trocknung	159
5.2	Vertiefte Untersuchung	159

5.2.1	Optimierungsansätze	160
5.2.2	Methodik.....	161
5.2.3	Ergebnis.....	163
5.3	Handlungsempfehlungen.....	172
6	Quellenverzeichnis	174
A	Anhang	176
A.1	Fragebögen	176
A.1.1	Klärschlamm-trocknung	176
A.1.2	Klärschlammkompostierung.....	176
A.2	Technische Daten der Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland (Stand März 2021)	177
A.3	Technische Daten der Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland (Stand März 2021)	190
A.4	Detaillierte Auswertung der Ergebnisse	193
A.4.1	Klärschlamm-trocknung	193
A.4.2	Klärschlammkompostierung.....	206
B	Anlage - Messdaten der beprobten Anlagen	211

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Zusammenhang zwischen erreichbarem Heizwert und Wassergehalt der Klärschlämme.....	42
Abbildung 2:	Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland	47
Abbildung 3:	Solartrocknung (82 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland	48
Abbildung 4:	Band-trocknung (35 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland	48
Abbildung 5:	Hallentrocknung (12 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland	49
Abbildung 6:	Dünnschicht-trocknung (11 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland	49
Abbildung 7:	Scheibentrocknung (11 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland	50
Abbildung 8:	Trocknungstechnologien in Bayern (54 Anlagen).....	51
Abbildung 9:	Trocknungstechnologien in Baden-Württemberg (54 Anlagen)	51
Abbildung 10:	Trocknungstechnologien in Niedersachsen (17 Anlagen)	52
Abbildung 11:	Trocknungstechnologien in Rheinland-Pfalz (12 Anlagen).....	52
Abbildung 12:	Trocknungstechnologien in Nordrhein-Westfalen (10 Anlagen)	53
Abbildung 13:	Prozentuale Verteilung Trocknungstechnologien versus Durchsatz (t TM 2017)	54
Abbildung 14:	Tatsächlicher Durchsatz je Technologie (t TM 2017)	55
Abbildung 15:	Anzahl der Trocknungsanlagen und Durchsatz (t TM 2017)	56
Abbildung 16:	Weitere Verwertung getrockneter Klärschlamm	58
Abbildung 17:	Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland	60
Abbildung 18:	Klärschlammkompostierungsverfahren in den Bundesländern	61
Abbildung 19:	Input versus Output Klärschlammkompostierungsanlagen 2017	62
Abbildung 20:	Biofilter der Klärschlamm-trocknungsanlage (Band-trockner) ...	71
Abbildung 21:	Messkonzept (Band-trockner)	72
Abbildung 22:	Messkonzept (Schaufel-trockner).....	73
Abbildung 23:	Messkonzept (Klärschlamm-trocknungsanlage).....	74
Abbildung 24:	Messkonzept (Klärschlamm-trocknungsanlage mit solarer Trocknung ohne Abwärmennutzung).....	75
Abbildung 25:	Schematische Darstellung der Klärschlamm-trocknung an der untersuchten Anlage	76
Abbildung 26:	Messkonzept (Klärschlamm-trocknungsanlage mit Scheibentrockner)	77
Abbildung 27:	Messkonzept (Dünnschicht-trockner)	78

Abbildung 28:	Messkonzept (Klärschlammkompostierung).....	80
Abbildung 29:	Messkonzept (Klärschlammteiltrocknungsanlage)	81
Abbildung 30:	Verfahrensschema der Trocknungsanlage (Bandtrockner).....	87
Abbildung 31:	Verfahrensschema der Trocknungsanlage	93
Abbildung 32:	Verfahrensschema der Solartrocknungsanlage.....	99
Abbildung 33:	Verfahrensschema Solartrocknungsanlage	106
Abbildung 34:	Verfahrensschema der Trocknungsanlage (Scheibentrockner)	112
Abbildung 35:	Massenbilanz der Klärschlammkompostanlage	125
Abbildung 36:	Verfahrensschema Klärschlammkompostierungsanlage	131
Abbildung 37:	Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen NH ₃ -Fracht	142
Abbildung 38:	Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen N ₂ O-Fracht	143
Abbildung 39:	Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen CH ₄ -Fracht	144
Abbildung 40:	Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen Gesamt-C-Fracht.....	145
Abbildung 41:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Bayern.....	194
Abbildung 42:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Baden-Württemberg	194
Abbildung 43:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Niedersachsen	195
Abbildung 44:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Rheinland-Pfalz.....	195
Abbildung 45:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Nordrhein-Westfalen.....	196
Abbildung 46:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Hessen	196
Abbildung 47:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Schleswig-Holstein.....	197
Abbildung 48:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Sachsen-Anhalt.....	197
Abbildung 49:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Mecklenburg-Vorpommern.....	198
Abbildung 50:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung im Saarland.....	198
Abbildung 51:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Brandenburg.....	199
Abbildung 52:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm Trocknung in Hamburg.....	199

Abbildung 53:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Thüringen	200
Abbildung 54:	Durchsatz je Technologie in Bayern (Gesamt: 278.655 t TM 2017).....	202
Abbildung 55:	Durchsatz je Technologie in Baden-Württemberg (Gesamt: 133.705 t TM 2017)	202
Abbildung 56:	Durchsatz je Technologie in Nordrhein-Westfalen (Gesamt: 64.178 t TM 2017)	203
Abbildung 57:	Durchsatz je Technologie in Sachsen-Anhalt (Gesamt: 62.670 t TM 2017)	203
Abbildung 58:	Durchsatz je Technologie Niedersachsen (Gesamt: 29.608 t TM 2017).....	204
Abbildung 59:	Durchsatz je Technologie Hessen (Gesamt: 13.811 t TM 2017)	204
Abbildung 60:	Durchsatz je Technologie Rheinland-Pfalz (Gesamt: 9.069 t TM 2017).....	205
Abbildung 61:	Durchsatz je Technologie in Hamburg, Brandenburg, Thüringen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern (Gesamt: 56.174 t TM in 2017).....	205
Abbildung 62:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Sachsen-Anhalt.....	206
Abbildung 63:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Sachsen.....	207
Abbildung 64:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Thüringen	207
Abbildung 65:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Nordrhein-Westfalen	208
Abbildung 66:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Niedersachsen.....	208
Abbildung 67:	Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Brandenburg.....	209

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Klärschlamm-trocknungstechnologien in Deutschland.....	46
Tabelle 2:	Genehmigungsgrundlagen ausgewählter Trocknungsanlagen nach 4. BImSchV	56
Tabelle 3:	Verfahren Klärschlammkompostierung (Stand März 2021).....	59
Tabelle 4:	Genehmigungsgrundlagen ausgewählter Kompostierungsanlagen nach 10. BImSchV	62
Tabelle 5:	Für die Beprobung ausgewählte repräsentative Klärschlamm-trocknungsanlagen	63
Tabelle 6:	Für die Beprobung ausgewählte repräsentative Klärschlammkompostierungsanlagen	64
Tabelle 7:	Messdurchführung und Messverfahren.....	65
Tabelle 8:	Messungen zur Charakterisierung der Output-Ströme.....	66
Tabelle 9:	Messungen zur Charakterisierung des Brüdenkondensats.....	67
Tabelle 10:	Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Bandrockner).....	82
Tabelle 11:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Bandrockner).....	82
Tabelle 12:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Bandrockner).....	83
Tabelle 13:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Bandrockner).....	84
Tabelle 14:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage (Bandrockner) 2020 (Betreiberangaben)	84
Tabelle 15:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Bandrockner).....	85
Tabelle 16:	Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2017*).....	87
Tabelle 17:	Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Schaufeltrockner)	89
Tabelle 18:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Schaufeltrockner)	89
Tabelle 19:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Schaufeltrockner)	90
Tabelle 20:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Schaufeltrockner)	91
Tabelle 21:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage 2020 (Betreiberangaben)	91
Tabelle 22:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Schaufeltrockner)	92
Tabelle 23:	Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2020).....	93
Tabelle 24:	Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Solartrockner).....	95

Tabelle 25:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Solartrockner).....	95
Tabelle 26:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Solartrockner).....	96
Tabelle 27:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Solartrockner).....	97
Tabelle 28:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage Solartrockner 2020 (Betreiberangaben)	98
Tabelle 29:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Solartrockner).....	98
Tabelle 30:	Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2019*).....	100
Tabelle 31:	Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Solartrockner ohne Abwärmenutzung).....	101
Tabelle 32:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Solartrockner ohne Abwärmenutzung).....	102
Tabelle 33:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Solartrockner ohne Abwärmenutzung)	102
Tabelle 34:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Solartrockner ohne Abwärmenutzung).....	103
Tabelle 35:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage 2020 (Betreiberangaben)	104
Tabelle 36:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Solartrockner ohne Abwärmenutzung)	104
Tabelle 37:	Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2019).....	106
Tabelle 38:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Scheibentrockner)	107
Tabelle 39:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Scheibentrockner)	108
Tabelle 40:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Scheibentrockner)	109
Tabelle 41:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage (Scheibentrockner) 2020 (Betreiberangaben).....	110
Tabelle 42:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage (Scheibentrockner) am 03.11.2020 (Betreiberangaben).....	111
Tabelle 43:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Scheibentrockner)	111
Tabelle 44:	Technische Parameter der Anlage mit Scheibentrockner (Bezugsjahr 2020)	112
Tabelle 45:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Dünnschichttrockner).....	114

Tabelle 46:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Dünnschichttrockner)	114
Tabelle 47:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Dünnschichttrockner).....	115
Tabelle 48:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage 2020 (Betreiberangaben)	116
Tabelle 49:	Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage am 26.11.2020 (Betreiberangaben)	117
Tabelle 50:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Dünnschichttrockner)	117
Tabelle 51:	Technische Parameter Anlage (Bezugsjahr 2020, Ca.-Angaben)	118
Tabelle 52:	Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Klärschlammkompostierung)	120
Tabelle 53:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Klärschlammkompostierung)	121
Tabelle 54:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Klärschlammkompostierung).....	121
Tabelle 55:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Klärschlammkompostierung)	122
Tabelle 56:	Betriebsdaten Klärschlammkompostierung 2020 (Betreiberangaben)	123
Tabelle 57:	Betriebsdaten Klärschlammkompostierung zum Messzeitpunkt (Betreiberangaben)	123
Tabelle 58:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Kompost als OS gerechnet (Klärschlammkompostierung).....	123
Tabelle 59:	Technische Parameter der Anlage.....	126
Tabelle 60:	Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Klärschlammteiltrocknung)	127
Tabelle 61:	Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Klärschlammteiltrocknung)	128
Tabelle 62:	Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Klärschlammteiltrocknung)	128
Tabelle 63:	Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Klärschlammteiltrocknung)	129
Tabelle 64:	Betriebsdaten Klärschlammteiltrocknung: 2020 (Betreiberangaben)	129
Tabelle 65:	Betriebsdaten Klärschlammteiltrocknung zum Messzeitpunkt (Betreiberangaben)	130
Tabelle 66:	Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Kompost als OS gerechnet (Klärschlammteiltrocknung)	130
Tabelle 67:	Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2020).....	131

Tabelle 68:	Vergleich der spezifischen Frachten für Konvektionstrockner	133
Tabelle 69:	Vergleich energetischer Kenngrößen Bandrockner/Schaufeltrockner	134
Tabelle 70:	Vergleich der spezifischen Frachten für Solartrockner	135
Tabelle 71:	Vergleich der energetischen Kenngrößen solarer Trocknungsanlagen.....	136
Tabelle 72:	Vergleich der spezifischen Frachten für Kontaktrockner (Teil 1)	137
Tabelle 73:	Vergleich der spezifischen Frachten für Kontaktrockner (Teil 2)	138
Tabelle 74:	Vergleich der energetischen Kenngrößen einer Anlage mit Scheibentrockner und einer Anlage mit Dünnschnittrockner	139
Tabelle 75:	Vergleich der spezifischen Frachten bei der Klärschlammkompostierung bzw. Klärschlammteiltrocknung	140
Tabelle 76:	Vergleich der energetischen Kenngrößen zweier Klärschlammkompostierungsanlagen	141
Tabelle 77:	Klärschlammverwertung 2019	147
Tabelle 78:	Klärschlammverwertung 2029	148
Tabelle 79:	Kapazitäten und Verteilung der Trocknungsanlagen in 2019	149
Tabelle 80:	Einsatz der Trocknungsanlagen für verschiedene Verwertungswege (Stand 2019)	150
Tabelle 81:	Einsatz der Trocknungsanlagen für verschiedene Verwertungswege (Stand 2029)	150
Tabelle 82:	Kapazitäten und Verteilung Trocknungsanlagen 2029.....	151
Tabelle 83:	Literaturwerte zum Energiebedarf	152
Tabelle 84:	Energiebedarf und CO ₂ Fracht Trocknungsanlagen 2019.....	153
Tabelle 85:	Energiebedarf und CO ₂ Fracht Trocknungsanlagen 2029.....	153
Tabelle 86:	Vergleich verschiedener Abfallströme	160
Tabelle 87:	LCA-Qualitätskriterien und Bewertungsschema	164
Tabelle 88:	Szenarien der thermischen Verwertung	167
Tabelle 89:	Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland (Stand März 2017).....	177
Tabelle 90:	Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland	190
Tabelle 91:	Eingesetzte Technologien in den Bundesländern (2017)	193
Tabelle 92:	Tatsächlicher Durchsatz t TM je Bundesland (2017)	201
Tabelle 93:	Input Klärschlammkompostierungsanlagen in t (2017)	210
Tabelle 94:	Output Klärschlammkompostierungsanlagen in t (2017)	210

Abkürzungsverzeichnis

a	Anno (Jahr)
AbfKlärV	Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost
BG	Bestimmungsgrenze
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
ca.	circa
CH ₄	Methan
DM	engl. dry matter
DüMV	Düngemittelverordnung
FID	Flammenionisationsdetektor
FTIR	Fourier-Transform-Infrarot-Spektrometrie
GEE	Europäische Geruchseinheiten (gemäß DIN EN 13725)
Gesamt-C (Ges.-C)	Gesamtkohlenstoff
GWP	Global-Warming Potential
hPA	Hektopascal
i.d.R.	In der Regel
i.N.	Im Normzustand
kg	Kilogramm
KKA	Klärschlammkompostierungsanlage
KSM	Klärschlamm
KTA	Klärschlamm-trocknungsanlage
LCA	Life-Cycle Assessment
Max.	Maximalwert
MA	Messbetrieb
m ³	Kubikmeter
mg	Milligramm
Min.	Minimalwert
Mio.	Millionen

MJ	Megajoule
MVA	Müllverbrennungsanlage
MW	Mittelwert
n.b.	nicht berechenbar
NDIR	nichtdispersive Infrarotspektroskopie
NH ₃	Ammoniak
N ₂ O	Distickstoffmonoxid
NaOH	Natriumhydroxid
OS	Originalsubstanz (engl. Original Substance)
RB	Regelbetrieb
RDF	engl. refuse derived fuel
SB	Störbetrieb
SdT	Stand der Technik
sog.	sogenannt
SRM	Standardreferenzmethode
TA-Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TM	Trockenmasse ($\triangleq$ Trockensubstanz)
TS	Trockensubstanz ($\triangleq$ Trockenmasse)
tr.	trocken
TRG	Treibhausgase
UBA	Umweltbundesamt
VQSD	Verband zur Qualitätssicherung von Düngung und Substraten e.V.
z.B.	zum Beispiel
IBN	Inbetriebnahme

Zusammenfassung

Hintergrund

In Deutschland wurden im Jahr 2019 etwa 1,74 Mio. t TM Klärschlamm entsorgt. Davon wurden ca. 25 % des gesamten Klärschlammaufkommens der Landwirtschaft (ca. 17 %), landschaftsbaulichen Maßnahmen (ca. 3 %) oder einer sonstigen stofflichen Verwertung (z. B. Kompostierung oder Rekultivierungsmaßnahmen, ca. 5 %) zugeführt. Rund drei Viertel wurden in Form der Monoverbrennung oder Mitverbrennung (als Sekundärrohstoff) thermisch behandelt. Mit der Einführung der novellierten Klärschlammverordnung und der neuen Düngemittelverordnung werden die davor zur Verfügung stehenden, bodenbezogenen Verwertungswege für Klärschlamm stark eingegrenzt.

Die Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (AbfKlärV) trat am 03.10.2017 in Kraft. In der Verordnung sind viele neue Regelungen enthalten. Ein Kernelement der Verordnung ist die künftige Verpflichtung zur Rückgewinnung von Phosphor (P) aus Klärschlamm bzw. dessen Verbrennungaschen bei Phosphorgehalten von 20 Gramm oder mehr je Kilogramm Trockenmasse (2 %). Für Schlämme und Aschen mit einem P-Gehalt unter 2 % kann künftig die Behandlung in der Mitverbrennung (Kraftwerke, MVAn, Zementwerke) erfolgen. Ein weiteres Kernelement stellt das Verbot der bodenbezogenen Verwertung für Kläranlagen größer 50.000 EW (ab 2032) dar. Des Weiteren wurde die Düngemittelverordnung (DüMV) am 5. Dezember 2012 durch den Bundesrat mit verschiedenen Änderungen beschlossen und zuletzt am 2. Oktober 2019 geändert. Unter anderem wurden deutlich strengere Grenzwerte für die bodenbezogene Verwertung von Klärschlamm festgelegt, was die bodenbezogene Verwertung weiterhin erschweren und den Druck auch auf kleine und mittlere Kläranlagen erhöhen wird.

Diese Entwicklungen werden zu einem Paradigmenwechsel in der Klärschlammbehandlung – weg von der bodenbezogenen und hin zur thermischen Verwertung – führen. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass die thermischen Behandlungsverfahren (insbesondere die Monoverbrennung) in Zukunft den Hauptteil der Klärschlammentsorgung erbringen werden. Die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung wird dazu führen, dass Klärschlamm mit einem hohen Phosphorgehalt über 2 % nicht mehr in der Mitverbrennung entsorgt werden darf, sofern der Phosphorgehalt nicht bereits vor der Verbrennung entzogen oder unter 2 % reduziert wurde.

Je nach Wahl des thermischen Entsorgungsweges ist es notwendig, den Klärschlamm in einer Trocknungsanlage zu trocknen, um den Heizwert vor der thermischen Behandlung zu erhöhen (siehe Abbildung 1). Bei der Trocknung wird unter Zuhilfenahme einer Wärme- bzw. Energiequelle Wasser aus dem Klärschlamm verdampft. Neben Wasser werden auch die leichtflüchtigen und leicht abbaubaren organischen Verbindungen ausgetrieben, welche in der Abluftbehandlung der Trocknungsanlage zurückgehalten werden müssen.

Physikalisch kann bei den Trocknungstechnologien zwischen der Kontakttrocknung, der Konvektionstrocknung sowie der Strahlungstrocknung unterschieden werden.

Aktuell werden in Deutschland bereits unterschiedlichste Klärschlamm-trocknungsverfahren eingesetzt, die einen kumulierten Klärschlammdurchsatz von mehr als 500.000 t TR/a behandeln. Unter Berücksichtigung der Vorgaben der novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV) kann davon ausgegangen werden, dass der zu trocknende Klärschlammmanteil in Zukunft deutlich steigen und damit die Anzahl von Trocknungsanlagen zunehmen wird.

Dabei unterscheiden sich die im aktuellen Anlagenbestand befindlichen Verfahrenstechnologien (Bandrockner, Dünnschichtrockner, Scheibentrockner, Schneckenrockner, Solartrockner, Trommelrockner, Wirbelschichtrockner, etc.) hinsichtlich des Energiebedarfes bzw. der

Emissionsentstehung. Die Emissionen für Klärschlamm-trocknungsanlagen werden mittels festgelegter Emissionswerte bereits seitens der TA-Luft geregelt.

Da zukünftig von einer deutlichen Steigerung des zu trocknenden Klärschlammanteils und folglich von einer Zunahme der Anzahl an Trocknungsanlagen auszugehen ist, ist es das Ziel dieses Forschungsvorhabens, die Auswirkungen einer vermehrten Klärschlamm-trocknung bezüglich Emissionen und Ressourcenverbräuchen zu analysieren und diese mit den aus der Kompostierung resultierenden Emissionen zu vergleichen.

Ziele dieses Forschungsvorhabens

Vor diesem Hintergrund beinhaltet das Forschungsvorhaben folgende Ziele:

- ▶ die Aktualisierung der Datenbasis für den Anlagenbestand zur Trocknung und Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen,
- ▶ die Bereitstellung der Datengrundlage in Bezug auf Emissionen und Ressourcenverbräuche bei der Trocknung und Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen,
- ▶ die Skizzierung der künftigen Relevanz der Klärschlamm-trocknung unter Berücksichtigung der novellierten AbfKlärV und
- ▶ das Aufzeigen von vorhandenen Optimierungspotentialen für die Klärschlamm-trocknung sowie das Ableiten von Handlungsempfehlungen zur Ausschöpfung von Optimierungspotentialen.

Anlagenbestand zur Trocknung und Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen

Anhand einer Internetrecherche und der Befragung von Anlagen- bzw. Technologieherstellern, relevanten Verbänden und weiteren Experten wurde der Klärschlamm-trocknungsanlagenbestand in Deutschland aktualisiert. Zur Aktualisierung und Identifizierung der technischen Merkmale sowie der jeweiligen Durchsatzmengen und Genehmigungsgrundlagen, wurde ein Fragebogen erstellt und an die identifizierten Anlagenbetreiber versendet. Im Anschluss erfolgten die Prüfung, Verifizierung sowie Auswertung der erhaltenen Informationen. Als Ausgangsbasis diente eine Erhebung des UBA, die 2018 veröffentlicht wurde und 175 Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland (Stand 2017) identifizieren konnte.

Klärschlamm-trocknung

Die Ergebnisse der Bestandsanalyse zeigen, dass in Deutschland derzeit insgesamt 167 Klärschlamm-trocknungsanlagen in Betrieb sind (Stand März 2021), in denen elf verschiedene Trocknungstechnologien angewandt werden. Am häufigsten werden Solartrockner (82 Anlagen) und Bandtrockner (35 Anlagen) verwendet (siehe Tabelle 1 für eine detaillierte Übersicht über alle Technologien). Weiterhin zeigt die Bestandsanalyse, dass sich im süddeutschen Raum, in den Bundesländern Baden-Württemberg und Bayern, deutschlandweit die meisten Klärschlamm-trocknungsanlagen im Einsatz befinden (jeweils 54 Anlagen).

Daten zum Klärschlamm-durchsatz stehen für insgesamt 146 der 167 identifizierten Anlagen zur Verfügung. Diese 146 Anlagen hatten im Jahr 2017¹ insgesamt einen Durchsatz von 647.870 Tonnen Trockenmasse (t TM) (siehe Abbildung 14), wobei die 26 Bandtrocknungsanlagen, für die Daten zum Durchsatz vorliegen, mit 272.066 t TM (ca. 42 %) den größten Anteil

¹ Das Jahr 2017 wurde gewählt, um eine Vergleichbarkeit mit den Daten aus der UBA-Veröffentlichung zu gewährleisten und um möglichst viele Datenlücken zu schließen.

ausmachen. Der durchschnittliche TS-Gehalt des Input-Klärschlammes liegt, basierend auf Rückmeldungen von 66 Anlagen, bei ca. 23 %.

Klärschlammkompostierung

Die Ergebnisse der Bestandsanalyse zeigen, dass derzeit 27 Klärschlammkompostierungsanlagen in Betrieb sind (Stand März 2021), wobei davon auszugehen ist, dass es noch weitere Anlagen gibt. Insgesamt werden dabei vier unterschiedliche Kompostierungsverfahren angewandt: Dreiecksmiete (offen), Tafelmiete, Tafel-/Trapezmiete (offen) und Turmkompostierung (siehe Tabelle 3 für eine detaillierte Übersicht über alle Technologien und die Anzahl der Anlagen).

Hinsichtlich des Klärschlammthroughsatzes lagen für 17 Anlagen Input-Daten und für 16 Anlagen Output-Daten vor. Der gesamte Input belief sich 2017 auf 119.143 t und setzte sich aus Klärschlamm, Grünabfall und sonstigem Material, wie z.B. Sägemehl zusammen. Der Output an Kompost betrug im selben Jahr 72.563 t. Die weitere Verwertung des Kompostes erfolgt hauptsächlich im landwirtschaftlichen Bereich.

Messtechnische Erfassung zur Bereitstellung der Datengrundlage in Bezug auf Emissionen und Ressourcenverbräuche

Vorgehensweise für die messtechnische Erfassung

Basierend auf der Auswertung der im Zuge der Umfrage erhaltenen Daten wurden acht repräsentative Behandlungsanlagen ausgewählt (sechs repräsentative Klärschlamm-trocknungsanlagen und zwei repräsentative Klärschlammkompostierungsanlagen) und im weiteren Projektverlauf messtechnisch begleitet. Zusätzlich wurden relevante technische Parameter der Behandlungsanlagen erfasst. Bei den acht repräsentativen Anlagen handelte es sich um

- ▶ eine Anlage mit Bandtrockner,
- ▶ eine Anlage mit Paddel-/Schaufeltrockner,
- ▶ einen Solartrockner mit Abwärmenutzung,
- ▶ einen Solartrockner ohne Abwärmenutzung,
- ▶ eine Anlage mit Scheibentrockner,
- ▶ eine Anlage mit Dünnschichttrockner,
- ▶ eine Anlage mit offener Klärschlammkompostierung, sowie
- ▶ einer Klärschlammkompostierungsanlage zur offenen „Teiltrocknung“ von Klärschlamm (Klärschlammteiltrocknungsanlage).

Zur Untersuchung der Emissionssituation der unterschiedlichen Anlagen wurden Emissionsmessungen von Schadstoffen und Treibhausgasen durchgeführt, die bei der Behandlung von Klärschlamm erwartungsgemäß freigesetzt werden können. Soweit das bei der jeweiligen Anlagenart möglich war, wurden normierte Standardreferenzverfahren eingesetzt (siehe Tabelle 7 für eine Übersicht zu den eingesetzten Messverfahren und den durchgeführten Messungen).

Zur Charakterisierung der Massenströme wurde bei allen Anlagenarten das Produkt, d.h. der getrocknete Klärschlamm bzw. der Kompost, untersucht. Der Untersuchungsumfang orientierte sich an der Klärschlammverordnung (siehe Tabelle 8). Bei manchen Klärschlamm-trocknungsanlagen wurden, falls dies zur Vergleichbarkeit notwendig war, weitere Parameter im

Brüdenkondensat bestimmt (siehe Tabelle 9). Darüber hinaus wurden noch weitere relevante Parameter, wie die Feuchte im Ausgangsmaterial, bestimmt sowie diverse technologiebezogene Parameter von den einzelnen Betreiber erfragt, so dass ein technologiebezogener Vergleich der unterschiedlichen Trocknungs- bzw. Kompostierungsverfahren durchgeführt werden konnte.

Detaillierte Informationen zu den einzelnen Klärschlamm-trocknungs- und Kompostierungsanlagen sowie den jeweiligen Probenahme- und Messstrategien sind in Kapitel 3.2 zu finden.

Ergebnisse – Vergleich der spezifischen Schadstofffrachten und energetischen Kenngrößen

Insgesamt dienen sieben der untersuchten Anlagen dem Ziel, Klärschlamm zu trocknen, um diesen anschließend einer thermischen Verwertung zuzuführen (sechs Klärschlamm-trocknungsanlagen und die Teiltrocknungsanlage). Eine Anlage kompostiert Klärschlamm zusammen mit Garten- bzw. Parkabfällen. In Kapitel 3.3 sind die Ergebnisse der Messungen einschließlich relevanter Betriebsdaten sowie die Anlagenparameter beschrieben. Letztere enthalten eine Verfahrensbeschreibung sowie Informationen zu den technischen Parametern und der Energiebilanz. Der technologiebasierte Vergleich, bei dem spezifische Messerwerte von den beprobten Anlagen mit gleichem bzw. ähnlichem Trocknungsverfahren gegenübergestellt werden, ist in Kapitel 3.4 zu finden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich die untersuchten Anlagen stark im Hinblick auf das eingesetzte Verfahren, die Prozessführung und die Abluft- bzw. Abgasreinigungsstrategie unterscheiden. Die Ergebnisse der Messungen münden in der Berechnung spezifischer Schadstofffrachten bezogen auf eine Tonne umgesetzten Materials.

Der Vergleich der spezifischen Frachten innerhalb der einzelnen Anlagen zeigt, dass die Freisetzungsraten der Trocknungsanlagen mit einer funktionierenden Abluftreinigungseinrichtung sehr gering sein können. Es zeigt sich aber auch, dass eine Gewährleistung der Funktionstüchtigkeit der Reinigungseinrichtungen nicht immer gegeben ist. Die Freisetzungsraten von Kontakt-trocknern wurden teilweise als hoch identifiziert. Diese Anlagen verursachen jedoch keine eigene direkte Emission, weshalb sich Auswirkung dieser Anlagen auf die Umwelt relativiert. Teilweise hoch bis sehr hoch sind die ermittelten Schadstofffrachten aus der Kompostierung und der Teiltrocknung. Beide Verfahren sind im Prinzip miteinander vergleichbar. Die hohen Schadstofffrachten können als prozessimmanent angesehen werden. Es ist davon auszugehen, dass eine Reduktion des Schadstoffausstoßes dieser Anlagen nur durch sekundäre Minderungsmaßnahmen (Abluftfassung und anschließende Reinigung) erfolgen kann.

Der Vergleich der energetischen Kennzahlen zeigt, dass die Energiebedarfe der untersuchten Konvektivtrockner und der Kontakt-trockner mit $\sim 900 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$ (Wasserverdampfung) auf relativ gleichem Niveau liegen, wobei der thermische Energiebedarf den wesentlichen Anteil hat (ca. $850 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$). Der Energiebedarf der Klärschlammkompostierungsanlagen sowie der solaren Trocknungsanlagen ohne Abwärmenutzung besteht nur aus elektrischer Energie und ist mit unter $50 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$ relativ gering. Der Energiebedarf der solaren Trocknungsanlage mit Abwärmenutzung beträgt aufgrund des hohen Anteils an thermischer Energie $1.620 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$. Hier ist jedoch anzumerken, dass die dort genutzte thermische Energie auf einem sehr niedrigen Temperaturniveau nutzbar ist.

Skizzierung der künftigen Relevanz der Klärschlamm-trocknung unter Berücksichtigung der novellierten AbfKlärV – Abschätzung des künftigen Kapazitätsbedarfs

Vorgehensweise zur Abschätzung des künftigen Kapazitätsbedarfs

Aufbauend auf den im Rahmen des Projekts ermittelten Daten sowie Daten aus der Literatur, Marktentwicklungen und Experteneinschätzungen, wurden die gegenwärtige und die in 2029

geschätzte zu trocknende Klärschlammmenge sowie deren Verteilung auf die Klärschlamm-trocknungsverfahren ermittelt. Das Jahr 2029 wurde als Betrachtungsjahr festgelegt, da in 2029 die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung in Kraft tritt und Klärschlamm dementsprechend verwertet werden muss. Anhand der im Rahmen des Projekts ermittelten verfügbaren Kapazitäten der Klärschlamm-trocknungsanlagen wurde ermittelt, ob diese für die zu trocknende Klärschlammmenge in 2029 ausreichen oder weitere Trocknungskapazitäten benötigt werden. Dafür wurden im Zuge einer bundesweiten Untersuchung alle aktuellen Projekte der Klärschlamm-trocknung und der Monoverbrennung ermittelt und bewertet. Zusätzlich zum Kapazitätsbedarf wurden der zukünftig benötigte Energieeinsatz (elektrische Energie und Wärmeenergie) sowie die emittierten CO₂-Frachten für 2019 sowie für 2029 pro Tonne Klärschlamm ermittelt.

Verwertungswege des Klärschlammes

Im Jahr 2019 sind 7.566.604 t OS bzw. 1.740.089 t TM Klärschlamm verwertet bzw. entsorgt worden. Davon wurden 3.636.600 t OS Klärschlamm bzw. 836.291 t TM der Monoverbrennung oder der Mitverbrennung in Zement- und Abfallanlagen zugeführt, wobei teilweise eine Vortrocknung erfolgte (siehe Tabelle 77 für eine detaillierte Übersicht über die Klärschlammverwertung im Jahr 2019).

Auf Basis der Situation des Jahres 2019 und einer Befragung relevanter Expert*innen wurde eine Prognose für das Jahr 2029 erstellt. Dafür wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- ▶ Aufgrund der Vorgaben der aktuellen Klärschlammverordnung ist davon auszugehen, dass der Anteil der Monoverbrennung auf ca. 85 % des Klärschlammaufkommens ansteigen wird.
- ▶ Die Mitverbrennung wird aufgrund der Verpflichtung zur Phosphorrückgewinnung an Bedeutung verlieren und nur noch einen Marktanteil von ca. 5 % darstellen.
- ▶ Die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft wird nur noch für Klärschlämme aus kleinen Kläranlagen (< 50.000 EW) nutzbar sein (Anteil von nur noch ca. 10 % des Schlammaufkommens in 2029).
- ▶ Die insgesamt Menge an zu verwertendem Klärschlamm wird als relativ konstant eingeschätzt.

Entwicklung der Klärschlamm-trocknungskapazitäten

Im Bezugsjahr 2019 wurden 541.463 t TM Klärschlamm getrocknet und dabei 1.445.450 t Wasser verdampft (siehe Tabelle 79 für eine genau Übersicht der Kapazitäten und Verteilung der Trocknungsanlagen).

Aktuell werden rund 40 % der Bestandstrockner (üblicherweise Scheiben-, Schnecken- oder Dünnschichttrockner) in Monoverbrennungsanlagen zur integrierten Teiltrocknung der dort eingesetzten Schlämme genutzt. Dort werden die Klärschlämme mehrheitlich auf ca. 40 % TS getrocknet. Der übrige Teil des Klärschlammes (> 50 %) wird in Zement- und Abfallanlagen mitverbrannt. Dabei werden sowohl entwässerte als auch getrocknete Klärschlämme eingesetzt, so dass hierbei von einem durchschnittlichen TS-Gehalt von ca. 60 % ausgegangen werden kann. Tabelle 80 zeigt eine Übersicht über die Verwertungswege, denen Klärschlamm-trocknungsanlagen vorgeschaltet sind, einschließlich der jeweiligen Durchsatzmengen (in TM und OS) mit ihrer prozentualen Verteilung, des TS-Gehalts der eingesetzten Schlämme sowie des Wassergehalts und der Wasserverdampfung (Stand 2019). Aus der Analyse lässt sich ableiten, dass gegenüber

dem Stand von 2019 eine Steigerung der Verdampfungsleistung um ca. 1.000.000 t benötigt wird.

Analog zur dargestellten Entwicklung der Wege der Klärschlammverwertung im Jahr 2029 wird sich auch die Situation der Klärschlamm-trocknung stark verändern (siehe ebenfalls Tabelle 81):

- ▶ Aufgrund des Zubaus von Anlagen mit integrierten Trocknern und die Nachrüstung von Trocknern in bestehenden Anlagen zurückzuführen, ist davon auszugehen, dass sich der Anteil der Monoverbrennungsanlagen ohne interne Trocknung verringern wird.
- ▶ Bei der Monoverbrennung mit Wirbelschichttechnologie wird weiterhin eine Teiltrocknung der Schlämme bis auf ca. 40 % TS benötigt während alternative, dezentrale Systeme deutlich höhere Trocknungsgrade benötigen (ca. 75 % durchschnittlicher TS-Gehalt).

Ebenfalls wird sich die Verteilung der Trocknersysteme bis zum Jahr 2029 sehr unterschiedlich entwickeln (siehe auch Tabelle 82):

- ▶ Ein deutlicher Anteil der in der Bestandsanalyse ermittelten Trockner wird in den nächsten Jahren aufgrund ihres Alters stillgelegt werden. Einige Systeme wie beispielsweise Schnecken- und Paddeltrockner werden bis 2029 kaum noch in Erscheinung treten.
- ▶ Der Anteil der Bandtrockner wird sich gegenüber dem Stand von 2019 auf ca. 18,8 % reduzieren.
- ▶ Die solare Trocknung mit und ohne Abwärmenutzung wird mit 5,5 % einen deutlich geringeren Anteil haben.
- ▶ Aufgrund des massiven Ausbaus der Monoverbrennung ist davon auszugehen, dass es die höchsten Zuwachsraten bei den Scheibentrocknern und den Dünnschichttrocknern geben wird.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass die im Jahr 2029 benötigte Trocknungskapazität vollumfänglich zur Verfügung steht.

Energiebilanz und emittierte Frachten

Zusätzlich wurde untersucht, wie hoch der elektrische und thermische Energiebedarf zur Klärschlamm-trocknung im Jahr 2019 ist und wie er sich bis 2029 entwickeln wird. Des Weiteren wurden die daraus resultierenden CO₂ Emissionen ermittelt.

Für das Jahr 2019 wurde ein Gesamtenergiebedarf von 50.010 MWh/a ermittelt. Basierend auf den getroffenen Annahmen (siehe Kapitel 4.3) entspricht dies einer emittierten CO₂-Fracht von 20.045 t pro Jahr. Unter Berücksichtigung der veränderten Verteilung der Klärschlamm-trocknungstechnologien und veränderten Klärschlamm-mengen (siehe Tabelle 85) ergibt sich im Jahr 2029 ein Energiebedarf von 32.941 MWh. Die emittierten CO₂ Frachten liegen dann bei 13.856 t CO₂/a.

Dies bedeutet, dass der Energiebedarf in 2029 mit 32.941 MWh etwas geringer als 2019 ausfällt, die CO₂-Emissionen werden durch den starken Ausbau der Monoverbrennung ebenfalls geringer ausfallen. Diese Rückgänge trotz gestiegener zu trocknender Klärschlamm-menge lassen sich neben einer stark veränderten Verteilung der Klärschlamm-technologien auch an einem jüngeren Anlagenbestand in 2029 (durch das Stilllegen älterer Anlagen) begründen.

Optimierungspotentiale, vertiefte Untersuchung und Handlungsempfehlungen

Optimierungspotentiale

Unter Betrachtung von ökonomischen und ökologischen Aspekten wurden verschiedene aktuelle Optimierungsansätze anhand einer Literatur- und Internetrecherche, eines Expertenworkshops sowie der Befragung von Experten ermittelt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Optimierungen insbesondere die Klimawirkung und das Emissionsverhalten berücksichtigen. Folgende allgemeine Ansätze wurden berücksichtigt:

- ▶ Steigerung der Energie- und Ressourceneffizienz durch Optimierung des Behandlungsverfahrens oder Steigerung der Mengen und Qualitäten verwertbarer Behandlungsrückstände,
- ▶ Minderung der Treibhausgasemissionen bzw. Steigerung möglicher Verwertungsgutschriften durch Optimierung des Behandlungsverfahrens oder Änderungen bei Mengen und Qualitäten der Behandlungsrückstände,
- ▶ Anpassung des Anlagenbestandes an veränderliche abfallwirtschaftliche, technische bzw. wirtschaftliche Rahmenbedingungen.

Insgesamt wurden die folgenden acht Optimierungspotentiale identifiziert:

- ▶ Entwässerung/Stabilisierung,
- ▶ Nutzung von Abwärme,
- ▶ Nutzung von Faulgas,
- ▶ Energierückgewinnung,
- ▶ Abluftbehandlung bei solarer Klärschlamm-trocknung,
- ▶ Einsatz von Sekundärbrennstoffen,
- ▶ Ganzheitliche Bewertung Klärschlammverbrennung und Phosphorrückgewinnung,
- ▶ Weitere Potentiale der Energieeinsparung und Verringerung der Treibhausgasemissionen bei der Trocknung.

Eine genaue Beschreibung der identifizierten Optimierungspotentiale ist in Kapitel 5.1 zu finden.

Vertiefte Untersuchung

Basierend auf den identifizierten Optimierungsansätzen in der Klärschlamm-trocknung, wurden drei Ansätze für eine vertiefte Untersuchung der möglichen Optimierungspotentiale ausgewählt und anschließend analysiert. Die ausgewählten Optimierungspotentiale sind nicht anlagenspezifisch, sondern beziehen sich auf ganz Deutschland und stellen teilweise eher Substitutionspotentiale bezüglich verschiedener Energieträger dar.

Als Basisszenario für die ökologische Bewertung der Optimierungspotentiale für das Jahr 2029 wurden die zur Abschätzung des zukünftigen Kapazitäts- und Energiebedarfs getroffenen Annahmen (siehe Kapitel 4.1) verwendet.

Optimierungsansätze

Folgende Optimierungsansätze wurden in der ersten Stufe für die vertiefte Untersuchung ausgewählt:

1. Einsatz bestimmter hochkalorischer Abfallströme

Hierbei war es das Ziel zu ermitteln, wie viel Trocknungskapazitäten und wie viel Primärenergie durch die Mitverbrennung der folgenden Abfallströme gespart werden können:

- ▶ Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl),
- ▶ Rechengut,
- ▶ Ersatzbrennstoffe (EBS).

2. Behandlung der Abluft solarer Trocknungsanlagen

Bei diesem Optimierungspotential sollten die solaren Trocknungsanlagen hinsichtlich der Umweltwirkungen (Emissionen bzw. emittierte Frachten) untersucht und darauf aufbauend die Auswirkungen einer Minderungsmaßnahme, die Behandlung der Abluft, analysiert werden. Aufgrund der mangelnden repräsentativen Datengrundlage und fehlenden Vergleichsdaten wurde dieses Optimierungspotential innerhalb der vertieften Untersuchung nicht genauer betrachtet.

3. Nutzung von Faulgas bzw. Klärgas

Ziel der Untersuchung dieses Optimierungspotentials war es zu analysieren, wie viel Energie in Form von Faulgas bzw. Klärgas zur Beheizung von Klärschlamm-trocknungsanlagen bereitgestellt werden und wie viel Primärenergie somit eingespart werden könnte. Ferner sollte untersucht werden, welche Menge Klärschlamm mit der verfügbaren Menge Faulgas bzw. Klärgas getrocknet werden könnte.

Methodik der vertieften Untersuchung

Zuerst wurde überprüft, ob das bereits vorhandene Wissen eine ausreichende Evidenzbasis bietet, um eine ökologische Bewertung der zu untersuchenden Thematik vorzunehmen. Dafür wurde bewertet, ob aus dem vorhandenen Wissen eine vorzuziehende Umweltbehandlungsoption ermittelt werden kann. Andernfalls wäre die Erstellung einer neuen Ökobilanz notwendig. Im Mittelpunkt der ökologischen Betrachtung standen die Auswirkungen der Optimierungspotentiale auf das Klima.

Die Erstellung einer Ökobilanz ist sehr umfangreich und zahlreiche Parameter müssen berücksichtigt werden, um das Optimierungspotenzial hinsichtlich der Umweltemissionen bewerten zu können. Allerdings wird der Trocknungs- und Verbrennungsprozess in Studien zur Ökobilanzierung nicht separat betrachtet und kann daher nur schwer getrennt voneinander analysiert werden. Außerdem sind Informationen über Prozesse sehr standortspezifisch und es gibt eine hohe Variabilität der inventarisierten Daten bei Ökobilanzen, was einen allgemeinen, quantitativen Vergleich zusätzlich erschwert.

Folglich wurde für dieses Forschungsvorhaben eine halbquantitative Analyse durchgeführt. Diese folgte einer Methodik, die in Anlehnung an die Empfehlungen des technischen Leitfadens zur Unterstützung umweltverträglicher Entscheidungen in der Abfallwirtschaft (JRC, 2011) erarbeitet wurde. Der methodische Ansatz umfasste die folgenden Schritte:

- ▶ Schritt 1: Literatur-Screening,

- Schritt 2: Definition von LCA²-Qualitätskriterien,
- Schritt 3: Einstufung der Studien,
- Schritt 4: Analyse und Interpretation.

Eine genauere Beschreibung des methodischen Ansatzes ist in Kapitel 5.2.2 zu finden.

Ergebnisse der vertieften Untersuchung

Die Analyse zeigte, dass die identifizierten und analysierten wissenschaftlichen Studien Informationen über viele verschiedene Arten von Verfahren enthalten. Die wichtigsten und meistdiskutierten Verfahren sind jedoch folgende: Monoverbrennung, Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage (MVA), Mitverbrennung im Zementwerk und Faulgas. Aus diesem Grund wurden diese vier Verfahren in der halbqualitativen Analyse berücksichtigt.³ Die Ergebnisse der Untersuchung aller als sehr relevant eingestuften Studien bezüglich dieser Verfahren sind in Tabelle 88 dargestellt.

Auf Basis der Untersuchung konnte keine allgemein ökologisch vorzuziehende Option ermittelt werden, da die in den relevanten Studien vorliegenden Umweltauswirkungen von verschiedenen Annahmen und Bedingungen abhängen und daher ein direkter Vergleich der Ergebnisse nicht ohne erhebliche Einschränkungen möglich ist. Es wurde jedoch geschlussfolgert, dass die vorhandene Studien- und Datenlage ausreicht, um eine ökologische Einordnung der Optimierungspotentiale vornehmen zu können. Daher wurde die Durchführung einer neuen Ökobilanz als nicht notwendig befunden.

Aufgrund der bei der ökologischen Bewertung der Optimierungspotentiale auftretenden methodischen und situationsbedingten (inhärenten) Herausforderungen (siehe Kapitel 5.2.3) war eine vollständige und detaillierte vertiefte Untersuchung gemäß Lebenszyklusansatz im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht möglich. Folglich wurden, basierend auf den Inhalten der Studien, allgemeine Beobachtungen, sensitive Parameter für die ökologische Effizienz und relevante Ergebnisse identifiziert und beschrieben.

Aufgrund der mangelnden Übertragbarkeit der „Best Practices“ konnten anhand der vertieften Untersuchung keine eindeutigen Verbesserungspotentiale identifiziert werden. Die Einordnung der Diskussionsergebnisse des Expertenworkshops (siehe Kapitel 5.2.3) zeigte, dass eine pauschale Übertragbarkeit einzelner Studienerkenntnisse auf alle Trocknungsanlagen gleichen Typs generell in Frage gestellt werden muss. Dies liegt unter anderem daran, dass Trocknungsanlagen unterschiedliche Klärschlämme mit verschiedenen Wärmeträgertemperaturen verarbeiten. Entscheidend für eine ökologische Betrachtung ist hierbei zusätzlich die Frage der Schlammqualität, welche die Menge und die Art der Gaskomponenten in der Abluft stark beeinflusst.

Da sich Schlammqualitäten einzelner Anlagen untereinander stark unterscheiden können, wurde im Rahmen der Abschlussveranstaltung ein möglichst ganzheitlicher Ansatz angeraten, um einen Überblick über die Methanemissionen im Umfeld der Klärschlamm-trocknung gewinnen zu können.

² LCA kommt aus dem Englischen und steht für „life cycle assessment“. In der deutschen Sprache werden unter anderem die Begriffe Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse verwendet.

³ Da die gesamte Analyse auf dem Literatur-Screening und diesen vier verschiedenen Verfahren unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen beruht, ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass diese Analyse nicht ausschließt, dass in Zukunft auch andere Verfahren – insbesondere im Hinblick auf die künftige Funktion der Monoklärschlamm-verbrennungsanlagen als Vorstufe zur P-Rückgewinnung – relevant sein könnten.

Handlungsempfehlungen

Basierend auf den Ergebnissen der möglichen Optimierungspotentiale und der vertieften Untersuchungen sowie der weiteren Erkenntnisse aus dem Projekt wurden Handlungsempfehlungen erarbeitet. Diese sind im Folgenden dargestellt.

Aufgrund der Vorgaben der AbfKlärV ist davon auszugehen, dass nach Ablauf der Übergangsfristen die thermische Klärschlammverwertung nur mit in Verbindung mit einer P-Rückgewinnung möglich ist. Nach heutigem Stand der Technik ist die klassische Monoverbrennung in Bezug auf die Energieeffizienz, die Betriebssicherheit, die Produktqualitäten (Asche, Emissionen) und der Klimarelevanz allen alternativen Verfahren (z.B. Pyrolyse) deutlich überlegen. In Kombination mit dezentralen Trocknungsanlagen und/oder die Kombination mit anderen Ersatzbrennstoffen (Rechengut, Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl)) lassen sich zudem Nutzungspotentiale für die Versorgung mit grüner Wärme erschließen.

Aus ökologischer Sicht wäre es sinnvoll, die Abluft der solaren Trocknungsanlagen in DE zu behandeln. Geeignete Technologien hierfür würden zur Verfügung stehen, allerdings müsste hierfür auch der Kosten-Nutzen Ansatz betrachtet werden. Es wird daher empfohlen, dies in Zukunft nochmals zu prüfen, sofern weiter solare Trocknungsanlagen auf dem Markt vorhanden sind.

Zur Sicherung eines flächendeckenden Angebots zur thermischen Behandlung kommunaler Klärschlämme sollten alle derzeit in Planung und Bau befindlichen Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen realisiert werden. Nur dann wird es, in Kombination mit den Bestandsanlagen, ausreichende Kapazitäten für die Umsetzung der Vorgaben der AbfKlärV geben. Dabei wird es als besonders erstrebenswert angesehen, außerhalb von Ballungszentren, Kooperationslösungen für den Bau und den Betrieb einer zentralen Monoverbrennungsanlage in kommunaler Eigenregie anzustreben. Die Skalierbarkeit bewährter Klärschlammverbrennungskonzepte im dezentralen Leistungsbereich (< 100.000 EW) ist gegeben und befinden sich aktuell in der Realisierung / im Betrieb.

Die Realisierung von zentralen und dezentralen Aufbereitungsanlagen für die Rückgewinnung des Phosphors aus der Klärschlammasche bis zum Ablauf der Übergangsfristen muss sichergestellt sein, damit genügend Recyclingkapazität zur Verfügung steht. Da davon auszugehen ist, dass zentrale Anlagen, beispielsweise in Chemieparks, wirtschaftlicher zu betreiben sind, sollte diese Variante bevorzugt werden.

Es wird auch empfohlen, weitere Forschung im Bereich der P-Rückgewinnung vor der Verbrennung zu betreiben.

Für die thermische Behandlung Phosphor-armer und/oder Phosphor-reduzierter Klärschlämme müssen Verbrennungskapazitäten ohne nachfolgende P-Rückgewinnung vorgehalten werden. Hier bieten sich bereits aktuell bestehenden Möglichkeiten der Trocknung und Verbrennung dieser Schlämme in der Zementindustrie an.

Die direkte bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen wird für kleine Kläranlagen (unter 50.000 EW) im ländlichen Raum weiterhin im kleinen Rahmen nutzbar bleiben, sollte aus Gründen des vorsorgenden Boden- und Gesundheitsschutzes jedoch vollständig beendet werden.

Eine Harmonisierung der wasser- und abfallrechtlichen Regelungen, d. h. von Maßnahmen zur Nähr- und Wertstoffrückgewinnung auf der Kläranlage und im zu entsorgenden Klärschlamm sollte erfolgen und könnte die Ressourceneffizienz fördern.

Des Weiteren wird empfohlen, die Verfahren der Monoverbrennung und der Mitverbrennung in Zukunft nochmals zu untersuchen unter Einbezug der P-Rückgewinnung und der Berücksichtigung des aktuellen Standes der Technik sowie eines vergleichbaren Input-Materials.

Summary

Background

In Germany, about 1.74 million t dry matter (DM) of sewage sludge were disposed of in the year 2019. Approximately 25 % of the total sewage sludge volume was used for agriculture (approximately 17 %), landscaping measures (approximately 3 %) or other material recycling (e.g. composting or recultivation measures, approximately 5 %). About three quarters were thermally treated in the form of mono-incineration or co-incineration (as secondary raw material). With the introduction of the amended Sewage Sludge Ordinance and the new Fertiliser Ordinance, the previously available, soil-related utilisation paths for sewage sludge have been severely limited.

The Ordinance on the Reorganisation of Sewage Sludge Utilisation (AbfKlärV) came into force on October 3rd, 2017. The ordinance contains many new regulations. A core element of the ordinance is the future obligation to recover phosphorus (P) from sewage sludge or its incineration ashes with a phosphorus content of 20 grams or more per kilogram of dry matter (2 %). In future, sludge and ash with a P content of less than 2% can be treated in co-incineration (power plants, waste incineration plants, cement plants). Another core element is the ban of the utilisation of sewage sludge on soil for wastewater treatment plants with more than 50,000 inhabitants (from 2032). Furthermore, the Fertiliser Ordinance (DüMV) was passed by the Federal Council with various amendments on December 5th, 2012, and last amended on October 2nd, 2019. Among other things, significantly stricter limits were set for the utilisation of sewage sludge on soil, which will continue to make this kind of utilisation more difficult and increase the pressure on small and medium-sized sewage treatment plants as well.

These developments will lead to a paradigm shift in sewage sludge treatment - away from the utilisation on soil and towards thermal utilisation. Overall, it can be assumed that thermal treatment processes (especially mono-incineration) will account for the bulk of sewage sludge management in the future. The obligation to recover phosphorus will mean that sewage sludge with a high phosphorus content above 2 % may no longer be disposed of in co-incineration, unless the phosphorus content has already been removed or reduced below 2 % before the sludge is incinerated.

Depending on the choice of the thermal disposal method, it may be necessary to dry the sewage sludge in a drying plant in order to increase the calorific value before the thermal treatment (see Figure 1). During the drying process, water is evaporated from the sewage sludge with the help of a heat or energy source. In addition to water, the volatile and easily degradable organic compounds are also evaporated. These must be retained by the exhaust air treatment of the drying plant.

From a physical point of view, a distinction can be made between contact drying, convection drying and radiation drying.

Currently, a wide variety of sewage sludge drying processes are already in use in Germany, handling a cumulative sewage sludge throughput of more than 500,000 t DM/a. Taking into account the requirements of the amended AbfKlärV, it can be assumed that the proportion of sewage sludge to be dried will increase significantly in the future and – as a result – so will the number of drying plants.

The process technologies currently in use (belt dryers, film dryers, disc dryers, screw dryers, solar dryers, drum dryers, fluidised-bed dryers, etc.) differ in terms of energy requirements and emission levels. The emissions for sewage sludge drying plants are already regulated by the Technical Instructions on Air Quality Control (TA-Luft) by using fixed emission values.

Since a significant increase in the proportion of sewage sludge to be dried and consequently an increase in the number of drying plants can be assumed in the future, the aim of this research project is to analyse the effects of increased sewage sludge drying with regard to emissions and resource consumption and to compare them with the emissions resulting from composting.

Objectives of this research project

Against this background, the research project has the following objectives:

- ▶ updating the data basis for the inventory of plants for drying and composting of municipal sewage sludge,
- ▶ providing the data basis for the emissions and resource consumption associated with the drying and composting of municipal sewage sludge,
- ▶ outlining the future relevance of sewage sludge drying, taking into account the amended AbfKlärV, and
- ▶ the identification of existing optimisation potentials and the development of recommendations for action to exploit identified optimisation potentials.

Inventory of plants for drying and composting municipal sewage sludge

The sewage sludge drying plant inventory in Germany was updated on the basis of internet research and interviews with plant and technology manufacturers, relevant associations and other experts. In order to update and identify the technical characteristics as well as the respective throughput volumes and licensing conditions, a questionnaire was prepared and sent to the identified plant operators. Subsequently, the information received was checked, verified and evaluated. The starting point was an UBA survey published in 2018, which identified 175 sewage sludge drying plants in Germany (as of 2017).

Drying of Sewage Sludge

The results of the inventory analysis show that a total of 167 sewage sludge drying plants are currently in operation in Germany (as of March 2021), using eleven different drying technologies. Solar dryers (82 plants) and belt dryers (35 plants) are used most frequently (see Table 1 for a detailed overview of all technologies). Furthermore, the inventory analysis shows that in southern Germany, in the federal states of Baden-Württemberg and Bavaria, the highest number of sewage sludge drying plants are in operation (54 plants each).

Data on the throughput of sewage sludge is available for a total of 146 of the 167 identified plants. These 146 plants had a total throughput of 647,870 tonnes of dry matter (t DM) in 2017 (see Figure 14), with the 26 belt drying plants for which throughput data are available accounting for the largest share with 272,066 t DM (approximately 42 %). The average dry matter content of the input sewage sludge based on feedback from 66 plants is approximately 23 %.

Sewage Sludge Composting

The results of the inventory analysis show that 27 sewage sludge composting plants are currently in operation (as of March 2021). However, it can be assumed that there are more plants. In total, four different composting processes are used: triangular windrows (open), table windrows, table/trapezoidal windrows (open) and tower composting (see Table 3 for a detailed overview of all technologies and the number of plants).

Regarding the throughput of sewage sludge, input data were available for 17 plants and output data for 16 plants. The total input amounted to 119,143 t in 2017 and consisted of sewage sludge, green waste and other material such as sawdust. The output of compost in the same year was 72,563 t. Further utilisation of the compost is mainly in the agricultural sector.

Metrological registration for providing the data basis with regard to emissions and resource consumption

Approach for the metrological registration

Based on the evaluation of the data obtained in the course of the survey, eight representative treatment plants were selected (six representative sewage sludge drying plants and two representative sewage sludge composting plants) and accompanied by metrological measurements in the further course of the project. In addition, relevant technical parameters of the treatment plants were recorded. The eight representative plants include:

- ▶ one plant with a belt dryer,
- ▶ one plant with a paddle dryer,
- ▶ one plant with a solar dryer with waste heat recovery,
- ▶ one plant with a solar dryer without waste heat recovery,
- ▶ one plant with a disc dryer,
- ▶ one plant with a film dryer,
- ▶ one plant with open sewage sludge composting, as well as
- ▶ one plant with open „partial drying“ of sewage sludge.

To investigate the emissions of the different plants, emission measurements of pollutants and greenhouse gases were carried out, which can be released as expected during the treatment of sewage sludge. Standardised reference methods were used as far as possible for the respective plant type (see Table 7 for an overview of the measurement methods used and the measurements carried out).

To characterise the mass flows, the product, i.e. the dried sewage sludge or compost, was analysed for all plant types. The scope of the investigation was based on the Sewage Sludge Ordinance (see Table 8). In some sewage sludge drying plants, additional parameters were determined in the vapour condensate if this was necessary for comparability (see Table 9). In addition, further relevant parameters, such as the moisture in the raw material, were determined and various technology-related parameters were requested from the individual operators, so that a technology-related comparison of the different drying and composting processes could be carried out.

Detailed information on the individual sewage sludge drying and composting plants and the respective sampling and measurement strategies can be found in Chapter 3.2.

Results - Comparison of specific pollutant loads and energetic parameters

A total of seven of the plants investigated serve the purpose of drying sewage sludge for subsequent thermal utilisation (six sewage sludge drying plants and the partial drying plant). One plant composts sewage sludge together with garden and park waste. Chapter 3.3 describes the

results of the measurements including relevant operating data and the plant parameters. The latter contain a description of the process as well as information on the technical parameters and the energy balance. The technology-based comparison, in which specific measured values from the sampled plants with the same or similar drying processes are compared, can be found in chapter 3.4.

In summary, it can be concluded that the plants investigated differ considerably with regard to the process used, the process management and the exhaust air and waste gas purification strategy. The results of the measurements lead to the calculation of specific pollutant loads in relation to one tonne of converted material.

The comparison of the specific loads within the individual plants shows that the release rates of the drying plants with a functioning exhaust gas purification facility can be very low. However, it also shows that the functionality of the purification equipment cannot always be guaranteed. The release rates of contact dryers have been identified as high in some cases. However, these plants do not cause any direct emissions of their own, which is why their impact on the environment is relativised. The identified pollutant loads from composting and partial drying are partly high to very high. In principle, both methods are comparable. The high pollutant loads can be regarded as inherent to the process. It can be assumed that a reduction of pollutant emissions from these plants can only be achieved through secondary reduction measures (capturing of exhaust air and subsequent cleaning).

The comparison of the energetic key figures shows that the energy requirements of the examined convective dryers and the contact dryers are relatively equal at $\sim 900 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$ (water evaporation). The thermal energy requirement has the major share (ca. $850 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$). The energy demand of the sewage sludge composting plants and the solar drying plants without waste heat utilisation comprises only electrical energy and is relatively low at less than $50 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$. The energy demand of the solar drying plant with waste heat utilisation is $1,620 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$ due to the high share of thermal energy. However, at this point it should be noted that the thermal energy that is used can be utilised at a very low temperature level.

Outlining the future relevance of sewage sludge drying in consideration of the amended AbfKlärV - Estimation of the future capacity required for sewage sludge drying

Approach for estimating the future capacity required für sewage sludge drying

Based on the data collected during the project as well as data from literature, market developments and expert assessments, the current and estimated sewage sludge volumes to be dried in 2029 as well as their distribution among the sewage sludge drying processes were determined. The year 2029 was defined as the year under consideration, since the obligation to recover phosphorus will come into force in 2029 and sewage sludge must be utilised accordingly. Based on the available capacities of the sewage sludge drying plants determined in the project, it was assessed whether these capacities are sufficient or whether further capacities for drying sewage sludge are required. For this purpose, all current projects for sewage sludge drying as well as mono-incineration projects were identified and evaluated during a nationwide assessment. In addition to the capacity required for drying the sewage sludge, the energy input needed in the future (electrical and thermal energy) as well as the emitted CO_2 loads per tonne of sewage sludge for the year 2019 and the year 2029 were calculated.

Utilisation of the sewage sludge

In 2019, 7,566,604 t Original Substance (OS) or 1.740.089 t DM of sewage sludge were recycled or disposed of. Thereof, 3,636,600 t OS of sewage sludge or 836,291 t DM were forwarded to

mono-incineration or co-incineration in cement and waste plants. In some cases, pre-drying was performed (see Table 77 for a detailed overview of sewage sludge utilisation in 2019).

Based on the situation in 2019 and a survey of relevant experts, a forecast for the year 2029 was prepared. The following assumptions were made:

- ▶ Based on the requirements of the current Sewage Sludge Ordinance, it can be assumed that the share of mono-incineration will increase to approximately 85 % of the sewage sludge volume.
- ▶ Co-incineration will become less important due to the obligation to recover phosphorus and will only represent a market share of approx. 5 %.
- ▶ The application of sewage sludge to agricultural soil will only be possible for sewage sludge from small sewage treatment plants (< 50,000 inhabitants) (share of only approximately 10 % of the sludge volume in 2029).
- ▶ The total amount of sewage sludge to be utilised is estimated to remain relatively constant.

Development of the capacities for drying sewage sludge

In the reference year 2019, 541,463 t DM of sewage sludge were dried and 1,445,450 t of water were evaporated in the process (see Table 79 for a detailed overview of the capacities and distribution of the drying plants).

Currently, about 40 % of the existing dryers (usually disc, screw or film dryers) are used in mono-incineration plants for integrated partial drying of the sludge. Most of the sewage sludge is dried to approximately 40 % dry matter in these plants. The remaining part of the sewage sludge (> 50 %) is co-incinerated in cement and waste incineration plants. Both de-watered and dried sewage sludge are used, so that an average dry matter content of approximately 60 % can be assumed. Table 80 shows an overview of the utilisation routes that are preceded by sewage sludge drying plants, including the respective throughput volumes (in DM and OS) with their distribution in percent, the DM content of the respective sewage sludges, and the water content and water evaporation (as of 2019). On the basis of this analysis, it can be concluded that an increase in the evaporation capacity of approximately 1,000,000 t is required compared to the status in 2019.

Similarly to the development of sewage sludge utilisation pathways in 2029, the situation of sewage sludge drying will also change significantly (see also Table 81):

- ▶ Due to the construction of new plants with integrated dryers and the retrofitting of dryers in existing plants, it can be assumed that the share of mono-incineration plants without internal drying will decrease.
- ▶ In the case of mono-incineration with fluidised bed technology, partial drying of the sludge down to approximately 40 % dry matter will continue to be required, while alternative, decentralised systems require significantly higher drying levels (approximately 75 % average dry matter content).

In addition, the distribution of drying systems is expected to develop very differently until 2029 (see also Table 82):

- ▶ A significant proportion of the dryers identified in the inventory analysis will be decommissioned in the next few years due to their age. Some systems, such as screw and paddle dryers, will hardly be present at all by 2029.
- ▶ The share of belt dryers will decrease to ca. 18.8 % compared to the situation in 2019.
- ▶ Solar drying with and without waste heat utilisation will have a significantly lower share of 5.5 %.
- ▶ Due to the massive expansion of mono-combustion, it can be assumed that the highest growth rates will be observed in disc dryers and film dryers.

Overall, it can be assumed that the required capacity for drying sewage sludge in 2029 will be fully available.

Energy balance and emitted freights

In addition, the electrical and thermal energy demand for sewage sludge drying in 2019 and its development until 2029 was investigated. Furthermore, the resulting CO₂ emissions were calculated.

A total energy demand of 50,010 MWh/a was calculated for 2019. Based on the assumptions made (see chapter 4.3), this corresponds to an emitted CO₂ load of 20.045 t per year. Taking into account the changed distribution of sewage sludge drying technologies and changed sewage sludge quantities (see Table 85), this results in an energy demand of 32,941 MWh in 2029. The emitted CO₂ loads will then be 13,856 t CO₂/a.

This means that the energy demand in 2029 will be slightly lower than in 2019, and the CO₂ emissions will also be lower due to the strong expansion of mono-combustion. These decreases – although the amount of sewage sludge to be dried has increased – can be explained not only by a significant change in the distribution of sewage sludge technologies, but also by a newer inventory of plants in 2029 (due to the decommissioning of older plants).

Optimisation potentials, in-depth assessment and recommendations for action

Optimisation potentials

Taking into account economic and ecological aspects, various current optimisation approaches were identified on the basis of a literature and internet research, an expert workshop and a survey of experts. In doing so, particular emphasis was placed on the optimisation of climate impact and emission behaviour. The following approaches were considered:

- ▶ Increasing energy and resource efficiency by optimising the treatment process or increasing the quantities and qualities of usable treatment residues,
- ▶ Reduction of greenhouse gas emissions and increase in possible utilisation credits through optimisation of the treatment process or changes in the quantities and qualities of treatment residues,
- ▶ Adaptation of the inventory of plants to changing waste management, technical or economic conditions.

In total, the following eight optimisation potentials were identified:

- ▶ de-watering/stabilisation,
- ▶ use of waste heat,
- ▶ use of digester gas,
- ▶ energy recovery,
- ▶ exhaust air treatment in solar sewage sludge drying,
- ▶ use of secondary fuels,
- ▶ holistic evaluation of sewage sludge incineration and phosphorus recovery,
- ▶ further potentials for energy savings and reduction of greenhouse gas emissions during drying.

A detailed description of the identified optimisation potentials can be found in chapter 5.1.

In-depth assessment

Based on the identified optimisation approaches for sewage sludge drying, three approaches were selected for an in-depth assessment of the possible optimisation potentials and subsequently analysed. The selected optimisation potentials are not plant-specific, but rather refer to Germany as a whole. They partly represent substitution potentials with regard to different energy sources.

The assumptions made for estimating the future capacity requirements and energy demand (see Chapter 4.1) were used as the base scenario for the ecological assessment of the optimisation potentials for the year 2029.

Optimisation approaches

In the first stage, the following optimisation approaches were selected for the in-depth assessment:

1. Use of certain high-calorific waste streams

The aim was to determine how much drying capacity and how much primary energy can be saved by co-incinerating the following waste streams:

- ▶ meat and bone meal (animal mean),
- ▶ screenings,
- ▶ refuse derived fuels (RDF).

2. Treatment of exhaust air from solar drying systems

This optimisation potential was intended to investigate the environmental impacts (emissions and emitted loads) of solar drying systems and, based on this, to analyse the effects of a reduction measure, i.e. the treatment of exhaust air. Due to the lack of representative data and comparative data, this optimisation potential was not examined more closely in the in-depth assessment.

3. Utilisation of digester gas or sewage gas

The aim of the investigation of this optimisation potential was to analyse how much energy could be provided in the form of digester gas or sewage gas for heating sewage sludge drying plants and how much primary energy could be saved in this way. Another aim was to investigate the amount of sewage sludge that could be dried with the available amount of digester gas or sewage gas.

Methodology of the in-depth assessment

The first step was to examine whether the existing knowledge provides a sufficient evidence base to carry out an ecological assessment of the subject under investigation. For this purpose, it was assessed whether a preferable environmental treatment option can be determined on the basis of the existing knowledge. If not, it would be necessary to prepare a new life cycle assessment. The ecological assessment focused on the effects of the optimisation potentials on climate.

Life cycle assessments (LCA) are very extensive and numerous parameters have to be taken into account in order to assess the optimisation potential in terms of environmental emissions. However, the drying and combustion processes are not considered separately in LCA studies and are therefore difficult to analyse individually. Furthermore, information on processes is very site-specific and there is a high variability of inventory data in LCAs, which makes a general, quantitative comparison even more difficult.

Consequently, a semi-quantitative analysis was carried out for this research project. The methodology followed the recommendations of the Technical Guidance Document to Support Environmentally Sound Decisions in Waste Management (JRC, 2011). The methodological approach included the following steps:

- ▶ Step 1: Literatur-review,
- ▶ Step 2: Defining LCA-quality criteria,
- ▶ Step 3: Rating of the studies,
- ▶ Step 4: Analysis and interpretation.

A more detailed description of the methodological approach can be found in chapter 5.2.2.

Results of the in-depth assessment

The analysis showed that the identified and analysed scientific studies contain information on many different types of methods. However, the most important and most discussed methods are the following: Mono-incineration, co-incineration in a waste incineration plant, co-incineration in a cement plant and digester gas. For this reason, these four processes were considered in the semi-qualitative analysis. The results of the investigation of all studies rated as highly relevant with regard to these methods are shown in Table 88.

On the basis of the study, it was not possible to identify a universally preferable option from an ecological point of view, as the environmental impacts in the relevant studies depend on various assumptions and conditions and therefore a direct comparison of the results is not possible without considerable limitations. However, it was concluded that the available studies and data are sufficient to make an ecological classification of the optimisation potentials. Therefore, it was not considered necessary to conduct a new LCA.

Due to the methodical and situational (inherent) challenges that arise in the ecological assessment of the optimisation potentials (see chapter 5.2.3), a complete and detailed in-depth investigation according to the life cycle approach was not possible within the scope of this research project. Consequently, based on the content of the studies, general observations, sensitive parameters for ecological efficiency and relevant results were identified and described.

Due to the lack of transferability of the "best practices", no clear potential for improvement could be identified on the basis of the in-depth investigation. The classification of the discussion results of the expert workshop (see chapter 5.2.3) showed that a general transferability of individual study findings to all drying plants of the same type is questionable. That is, amongst other things, due to the fact that drying plants treat different types of sewage sludge with different heat transfer temperatures. In addition, the sludge quality, which strongly influences the quantity and type of gas components in the exhaust air, is decisive for an ecological consideration.

Since the sludge qualities of individual plants can differ greatly from one another, a holistic approach was recommended during the final event in order to gain an overview of the methane emissions in the area of sewage sludge drying.

Recommendations for action

Based on the results of the possible optimisation potentials and the in-depth investigations as well as the further findings from the project, recommendations for action were developed. These are presented below.

Due to the requirements of the AbfKlärV, it can be assumed that after the transitional periods have expired, thermal sewage sludge utilisation will only be possible in conjunction with P recovery. According to the current state of the art, classical mono-incineration is clearly superior to all alternative processes (e.g. pyrolysis) in terms of energy efficiency, operational safety, product qualities (ash, emissions) and climate impact. In combination with decentralised drying plants and/or the combination with other substitute fuels (screenings, meat and bone meal), utilisation potentials for the supply of green heat can also be developed.

From an ecological point of view, it would make sense to treat the exhaust air from the solar drying plants in Germany. Suitable technologies for this would be available, however, the cost-benefit approach would also need to be considered. Therefore, this should be examined again in the future, provided that further solar drying plants are available on the market.

To ensure a nationwide availability of thermal treatment of municipal sewage sludge, all sewage sludge mono-incineration plants currently in planning and construction should be realised. Only in this way and in combination with the existing plants, there will be sufficient capacity to implement the requirements of the AbfKlärV. In this context, it is considered particularly desirable to strive for cooperative solutions for the construction and operation of a central mono-incineration plant under local authority management outside of urban centres. The scalability of proven sewage sludge incineration concepts in the decentralised capacity range (< 100,000 inhabitants) is given and is currently being realised/operated.

The realisation of centralised and decentralised treatment plants for the recovery of phosphorus from sewage sludge ash must be ensured by the end of the transitional periods so that sufficient recycling capacity is available. Since it can be assumed that central plants, for example in chemical parks, are more economical to operate, this option should be preferred.

Furthermore, it is recommended to conduct further research in the field of P-recovery prior to incineration.

For the thermal treatment of low-phosphorus and/or phosphorus-reduced sewage sludge, incineration capacities without subsequent P-recovery must be kept available. Current possibilities for drying and incinerating these sludges in the cement industry are already available.

The direct soil-related utilisation of sewage sludge will continue to be usable on a small scale for small sewage treatment plants (under 50,000 inhabitants) in rural areas, but should be completely terminated for reasons of precautionary soil and health protection.

A harmonisation of water and waste legislation, i.e. of measures for the recovery of nutrients and valuable substances at the sewage treatment plant and in the sewage sludge to be disposed of, should take place and could promote resource efficiency.

Furthermore, it is recommended that the processes of mono-incineration and co-incineration are subject to further examination in the future, taking into account P-recovery at the present state of the art as well as a comparable input material.

1 Hintergrund und Zielsetzung des Projekts

1.1 Hintergrund

In Deutschland wurden im Jahr 2019 etwa 1,74 Mio. t TM Klärschlamm entsorgt. Davon wurden ca. 25 % des gesamten Klärschlammaufkommens der Landwirtschaft (ca. 17 %), landschaftsbau-lichen Maßnahmen (ca. 3 %) oder einer sonstigen stofflichen Verwertung (z. B. Kompostierung oder Rekultivierungsmaßnahmen, ca. 5 %) zugeführt. Rund drei Viertel wurden in Form der Monoverbrennung oder Mitverbrennung (als Sekundärrohstoff) thermisch behandelt (Destatis, 2021). Mit der Einführung der novellierten Klärschlammverordnung und der neuen Düngemittelverordnung werden die davor zur Verfügung stehenden, bodenbezogenen Verwertungswege für Klärschlamm stark eingegrenzt.

Die Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (AbfKlärV) wurde am 12. Mai 2017 vom Bundesrat mit Änderungsempfehlungen beschlossen und ist am 03.10.2017 in Kraft getreten. In der Verordnung sind viele neue Regelungen enthalten. Ein Kernelement der Verordnung ist die künftige Verpflichtung zur Rückgewinnung von Phosphor (P) aus Klärschlamm bzw. dessen Verbrennungaschen bei Phosphorgehalten von 20 Gramm oder mehr je Kilogramm Trockenmasse (2 %). Für Schlämme und Aschen mit einem P-Gehalt unter 2 % kann künftig die Behandlung in der Mitverbrennung (Kraftwerke, MVAn, Zementwerke) erfolgen. Ein weiteres Kernelement stellt das Verbot der bodenbezogenen Verwertung für Kläranlagen größer 50.000 EW (ab 2032) dar. Die Umsetzung der Verordnung wird zu einem Paradigmenwechsel in der Klärschlammbehandlung - weg von der bodenbezogenen und hin zur thermischen Verwertung - führen.

Die Düngemittelverordnung (DüMV) wurde am 5. Dezember 2012 durch den Bundesrat mit verschiedenen Änderungen beschlossen und zuletzt am 2. Oktober 2019 geändert. Unter anderem wurden deutlich strengere Grenzwerte für die bodenbezogene Verwertung von Klärschlamm festgelegt. Die weiterhin zu erwartende Erschwerung der bodenbezogenen Verwertung von Klärschlamm wird den Druck auch auf kleine und mittlere Kläranlagen erhöhen.

Es ist zu erwarten, dass die thermischen Behandlungsverfahren (insbesondere die Monoverbrennung) in Zukunft den Hauptteil der Klärschlammentsorgung erbringen werden. Die Mitverbrennung von Klärschlamm als Sekundärbrennstoff hat den Vorteil, dass i.d.R. fossile Brennstoffe eingespart werden können. Nachteilig ist jedoch, dass der im Klärschlamm enthaltene Phosphor aus dem Kreislauf entzogen wird. Die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung wird dazu führen, dass Klärschlamm mit einem Phosphorgehalt über 2 % nicht mehr in der Mitverbrennung entsorgt werden darf, sofern der Phosphorgehalt nicht bereits vor der Verbrennung auf unter 2 % reduziert wurde.

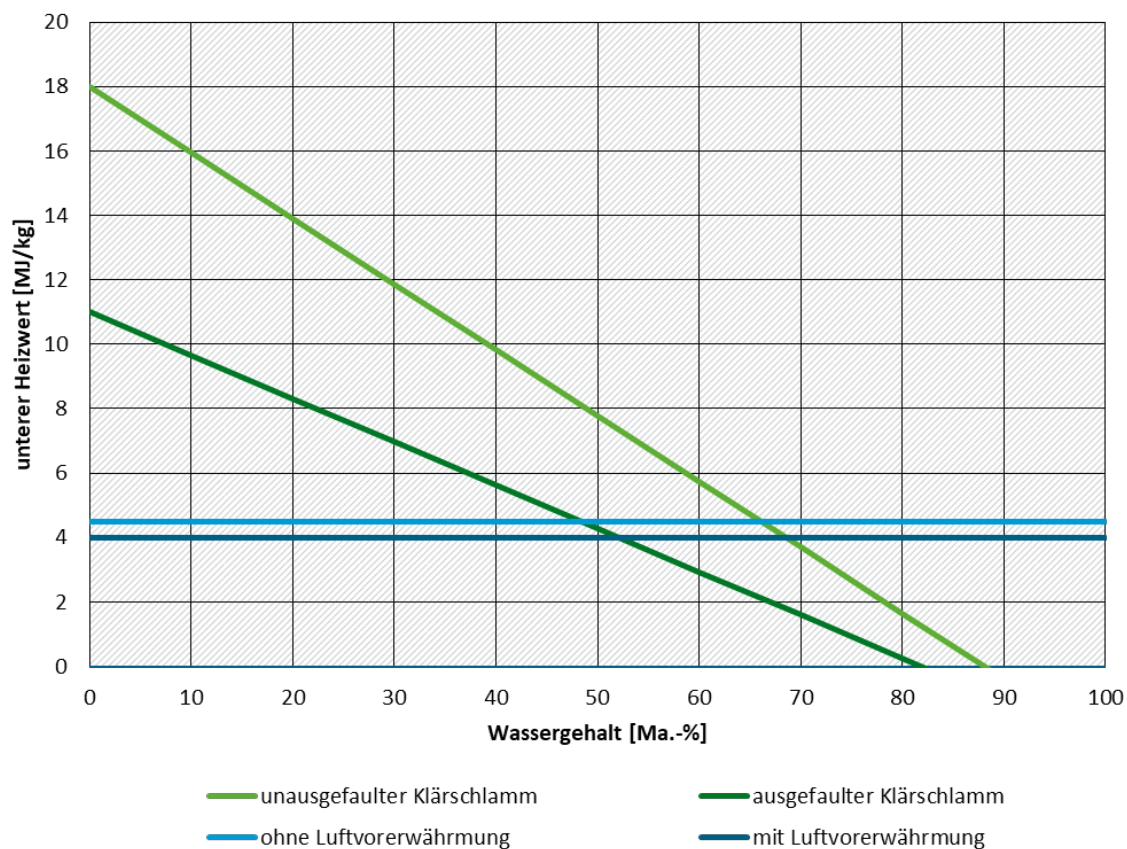
Die Monoverbrennung von Klärschlamm hat gegenüber der Mitverbrennung den Vorteil, dass Aschen mit einem hohen Phosphorgehalt erzeugt werden, welche zur Phosphorrückgewinnung genutzt werden können. Kann im Anschluss keine direkte P-Rückgewinnung erfolgen, so können die Aschen auf Monodeponien zwischengelagert werden, bis sich entsprechende Aufbereitungsverfahren etabliert haben.

In der Regel fällt der Klärschlamm in entwässerter Form mit einem TM Gehalt zwischen 18-35 % auf den Kläranlagen an (DWA 2021) und besteht im Durchschnitt zu ca. 40-50 % aus mineralischen Bestandteilen (Roskosch, A.; Heidecke, P. 2018)). Je nach Wahl des thermischen Entsorgungsweges ist es sinnvoll, den Klärschlamm in einer Trocknungsanlage vorzutrocknen, um den Heizwert zu erhöhen.

Bei der Klärschlamm-trocknung unterscheidet man zwischen Teiltrocknung und Volltrocknung. Die Teiltrocknung bezeichnet alles unterhalb der Volltrocknung. Hierbei reicht die Struktur des Materials von pumpfähig (bis ca. 40 % TM) bis krümelig (ab ca. 60 % TM). Vollgetrockneter Klärschlamm ist von körniger / granulatförmiger Struktur und hat durch den vollständigen Entzug des Wassers einen Heizwert vergleichbar mit Braunkohle (ca. 9 – 12 MJ/kg) (Roskosch, A.; Heidecke, P. 2018)).

Abbildung 1 zeigt den Zusammenhang zwischen erreichbarem Heizwert und entsprechendem Wassergehalt der Klärschlämme, je nach Trocknungsintensität sowie die Möglichkeit, dass Monoverbrennung in Wirbelschichten abhängig von der Luftvorerwärmung bei einem Heizwert von 4,0 bzw. 4,2 MJ stattfinden kann.

Abbildung 1: Zusammenhang zwischen erreichbarem Heizwert und Wassergehalt der Klärschlämme



Quelle: Roskosch, A.; Heidecke, P. (2018)

Alle Trocknungstechnologien verdampfen Wasser aus dem Klärschlamm unter Zuhilfenahme einer Wärme- bzw. Energiequelle. Physikalisch werden folgende Prinzipien unterschieden:

Kontakt-trocknung

Die Wärme für die Verdampfung des Wassers wird indirekt über eine Kontaktfläche in den Klärschlamm übertragen. Das Prinzip ist vergleichbar einem Topf Wasser auf dem Herd.

Konvektionstrocknung

Die Wärme wird über einen Wärmeträger (i.d.R. Luft) in den Klärschlamm eingetragen. Das verdampfte Wasser wird mit dem Wärmeträger abtransportiert, zurück bleibt der getrocknete

Klärschlamm. Voraussetzung für den Einsatz dieser Technik ist, dass eine möglichst große Kontaktfläche zwischen Wärmeträger und Klärschlamm erzielt wird. Die Anlagenhersteller setzten hier auf Granulierungsaggregate im Eintrag der Trocknungsanlagen.

Strahlungstrocknung

Die Wärme für die Verdampfung des Wassers wird über Strahlung eingetragen. Durch diese Energiezufuhr wird Wasser verdunstet und an die Umgebung abgegeben. Der Wasserdampf muss mit der Abluft aus dem Trockner abgeführt werden. So gesehen stellt die Strahlungstrocknung eine Sonderform der Konvektionstrocknung dar.

In allen Trocknungsverfahren werden neben Wasser auch die leichtflüchtigen und leicht abbaubaren organischen Verbindungen ausgetrieben. Diese sollten in der Abluftbehandlung der Trocknungsanlage zurückgehalten werden. Bei thermischen Trocknern und Solartrocknung mit Abwärmenutzung ist gemäß BImSchG eine Abluftbehandlung vorgeschrieben.

Aktuell werden in Deutschland bereits unterschiedlichste Klärschlamm-trocknungsverfahren eingesetzt, die einen kumulierten Klärschlamm-durchsatz von mehr als 500.000 t TR/a behandeln (Roskosch, A.; Heidecke, P. 2018)). Unter Berücksichtigung der Vorgaben der novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV) kann davon ausgegangen werden, dass der zu trocknende Klärschlammanteil in Zukunft deutlich steigen und damit die Anzahl von Trocknungsanlagen zunehmen wird.

Die im aktuellen Anlagenbestand befindlichen Verfahrenstechnologien stellen sehr unterschiedliche Varianten dar (Bandtrockner, Dünnschichttrockner, Scheibentrockner, Schnecken-trockner, Solartrockner, Trommeltrockner, Wirbelschichttrockner, etc.), die hinsichtlich des Energiebedarfs bzw. der Emissionsentstehung unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. Aufgrund der Betriebsbedingungen und Behandlungsdauer werden bei solaren Trocknungsanlagen, aber auch bei Klärschlammkompostierungsanlagen, aufgrund der Wärmeentwicklung zusätzliche organische Stoffe abgebaut und emittiert. Die Emissionen für Klärschlamm-trocknungsanlagen werden bereits seitens der TA-Luft geregelt, in der folgende Emissionswerte festgehalten sind (TA Luft 2021, Ziffer 5.4.8.10b):

- ▶ Gesamtstaub $\leq 10 \text{ mg/m}^3$
- ▶ Ammoniak $\leq 0,10 \text{ kg/h}$ (Massenstrom) bzw. 20 mg/m^3 (Massenkonzentration)
- ▶ Chlorwasserstoff (gasförmigen anorganischen Chlorverbindungen) $\leq 0,10 \text{ kg/h}$ (Massenstrom) bzw. 20 mg/m^3 (Massenkonzentration)
- ▶ Gesamtkohlenstoff (Organische Stoffe) $\leq 20 \text{ mg/m}^3$
- ▶ Geruchsstoffe $\leq 500 \text{ GE}_E/\text{m}^3$

Die Allgemeine Verwaltungsvorschrift Abfallbehandlungsanlagen (ABA-VwV) vom 22.09.2021 übernimmt die oben genannten Emissionswerte und verweist auf Vorgaben zu Messung und Überwachung aus der TA Luft 2021, Nummer 5.3.2 (ABA-VwV, Ziffer 5.4.8.10b).

Durch die vermehrte thermische Behandlung (Trocknung und Verbrennung) des Klärschlammes soll ein Schadstoffeintrag in den Boden verhindert und die Wiedergewinnung der endlichen Ressource Phosphor gesteigert werden. Allerdings ist es auch wichtig, die Auswirkungen, die eine vermehrte Klärschlamm-trocknung bezüglich Emissionen und Ressourcenverbräuchen darstellt,

zu betrachten und dies letztendlich auch mit den aus der zur bodenbezogenen Ausbringung resultierenden Emissionen zu vergleichen.

1.2 Zielsetzung

Vor diesem Hintergrund beinhaltet das Forschungsvorhaben folgende Ziele:

- ▶ die Aktualisierung der Datenbasis für den Anlagenbestand zur Trocknung und Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen,
- ▶ die Bereitstellung der Datengrundlage in Bezug auf Emissionen und Ressourcenverbräuchen bei der Trocknung und Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen (hierfür wurden 8 repräsentative Behandlungsanlagen messtechnisch begleitet und die Genehmigungslage und Besitzerstruktur der Behandlungsanlage erfasst),
- ▶ die Skizzierung der künftigen Relevanz der Klärschlamm-trocknung unter Berücksichtigung der novellierten AbfKlärV und
- ▶ das Aufzeigen von vorhandenen Optimierungspotentialen für die Klärschlamm-trocknung und das Ableiten von Handlungsempfehlungen zur Ausschöpfung von ökologischen und ökonomischen Optimierungspotentialen.

2 Analyse der Datenbasis für den Anlagenbestand zur Klärschlamm-trocknung und -kompostierung

Ziel der Bestandsanalyse war es, eine aktualisierte Übersicht über Klärschlamm-trocknungs- und Klärschlammkompostierungsanlagen, deren technische Merkmale und ihre Durchsatzmengen zu erstellen. Des Weiteren wurden repräsentative Anlagen für eine Beprobung ausgewählt. Dies geschah in vier Schritten:

1. Durchführung einer Internetrecherche und Identifizierung von Klärschlamm-trocknungs- und Kompostierungsanlagen,
2. Befragung ausgewählter Kontaktpersonen via Fragebogen,
3. Auswertung der Ergebnisse,
4. Auswahl repräsentativer Anlagen.

Im Folgenden wird die Vorgehensweise kurz erläutert und anschließend die Ergebnisse der Auswertung dargestellt.

2.1 Vorgehensweise

In einem ersten Schritt wurde eine Internetrecherche durchgeführt, über die Klärschlamm-trocknungs- und Klärschlammkompostierungsanlagen identifiziert und teils bereits technische Daten gewonnen wurden. Weitere Anlagenbetreiber wurden über die Mitgliederliste der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK), Anlagenhersteller, den Verband zur Qualitätssicherung von Düngung und Substraten e.V. (VQSD), die deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) sowie weitere Experten identifiziert.

In enger Zusammenarbeit mit dem UBA wurde jeweils ein Fragebogen für die Betreiber von Klärschlamm-trocknungs- und Klärschlammkompostierungsanlagen ausgearbeitet. Dabei basierte die Befragung der Klärschlamm-trocknungsanlagen auf einer vorangegangenen Erhebung des UBA, die 2018 veröffentlicht wurde und 175 Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland (Stand 2018) identifizieren konnte (Roskosch, A.; Heidecke, P. 2018). Im Rahmen dieser Umfrage wurden Daten für das Jahr 2017 erhoben. Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten und um mögliche Datenlücken zu ergänzen, wurden in der vorliegenden Befragung, die im Jahr 2019 durchgeführt wurde, ebenfalls Daten für das Jahr 2017 (sowie für 2016 und 2018) abgefragt.

Die Fragebögen (siehe Fragebogen Klärschlamm-trocknung Anhang A.1.1, Klärschlammkompostierung Anhang A.1.2) wurden über das Online-Umfragetool SurveyMonkey an alle identifizierten Anlagenbetreiber verschickt, final wurden 167 aktive Klärschlamm-trocknungsanlagen (Stand März 2021) und 27 Klärschlammkompostierungsanlagen (Stand März 2021) identifiziert.

Die aus den Antworten resultierenden technischen Daten wurden zusammen mit den aus der Recherche ermittelten Informationen in jeweils einer Matrix für Klärschlamm-trocknungsanlagen (siehe Anhang A.2) und Klärschlammkompostierungsanlagen (siehe Anhang A.3) zusammengefasst, geprüft und ggf. nochmals verifiziert. Anschließend erfolgte die Auswertung der erhaltenen Informationen. Ausgehend von den ausgewerteten Informationen wurden acht repräsentative Anlagen (sechs Klärschlamm-trocknungsanlagen, zwei Klärschlammkompostierungsanlagen) ausgewählt, die im weiteren Projektverlauf messtechnisch erfasst wurden (siehe Kapitel 3).

2.2 Ergebnisse der Bestandsanalyse

2.2.1 Klärschlamm-trocknung

Die Auswertung der Recherche- und Umfrageergebnisse zur Klärschlamm-trocknung in Deutschland ergab, dass derzeit 167 Klärschlamm-trocknungsanlagen in Betrieb sind (Stand März 2021).

An der Umfrage haben sich 71 Betreiber von Klärschlamm-trocknungsanlagen beteiligt, davon gab ein Betreiber an, dass sich seine Anlage in Bau befindet. Drei weitere teilten die Stilllegung ihrer Anlagen, teilweise aus wirtschaftlichen Gründen, mit.

Bei den in der Umfrage genannten Anlagen handelt es sich überwiegend um kommunale Eigenbetriebe (47 Anlagen).

Informationen zu den genehmigten Anlagenkapazitäten liegen aus der Umfrage für 38 Anlagen vor. Diese variieren zwischen 100 und 55.000 t/a und summieren sich auf 310.358 t/a. Im Jahr 2017 erzeugten laut Umfrage 51 Anlagen einen tatsächlichen Durchsatz von 158.346 Tonnen.

2.2.1.1 Klärschlamm-trocknungsanlagen und -technologien in Deutschland

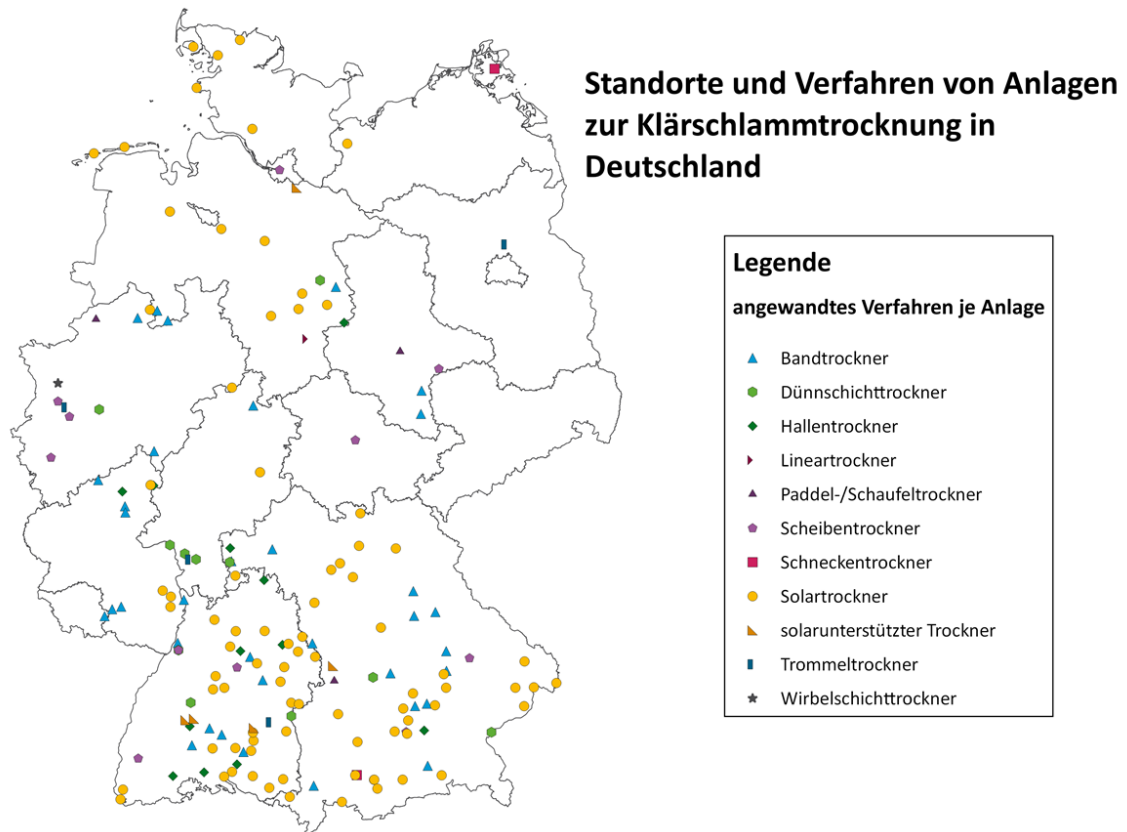
In den identifizierten 167 Klärschlamm-trocknungsanlagen werden derzeit elf verschiedene Trocknungstechnologien angewandt (siehe dazu Tabelle 1).

Tabelle 1: Klärschlamm-trocknungstechnologien in Deutschland

Technologien	Anzahl
Solartrockner	82
Bandrockner	35
Hallentrockner	12
Dünnschichtrockner	11
Scheibentrockner	11
Solarunterstützter Trockner	5
Trommelrockner	4
Paddel-/Schaufelrockner	3
Schneckenrockner	2
Lineartrockner	1
Wirbelschichtrockner	1
TOTAL	167

In Abbildung 2 ist die räumliche Verteilung der Standorte von Anlagen in Deutschland anhand ihrer eingesetzten Technologien dargestellt. Einzelne Graphiken je Bundesland befinden sich im Anhang A.4.1 (Abbildung 41 bis Abbildung 53). Die gängigsten Technologien werden in Kapitel 3 beispielhaft an einzelnen Anlagen erläutert. Weitere Informationen befinden sich im Merkblatt DWA-M 379 zur Klärschlamm-trocknung (DWA 2019).

Abbildung 2: Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland



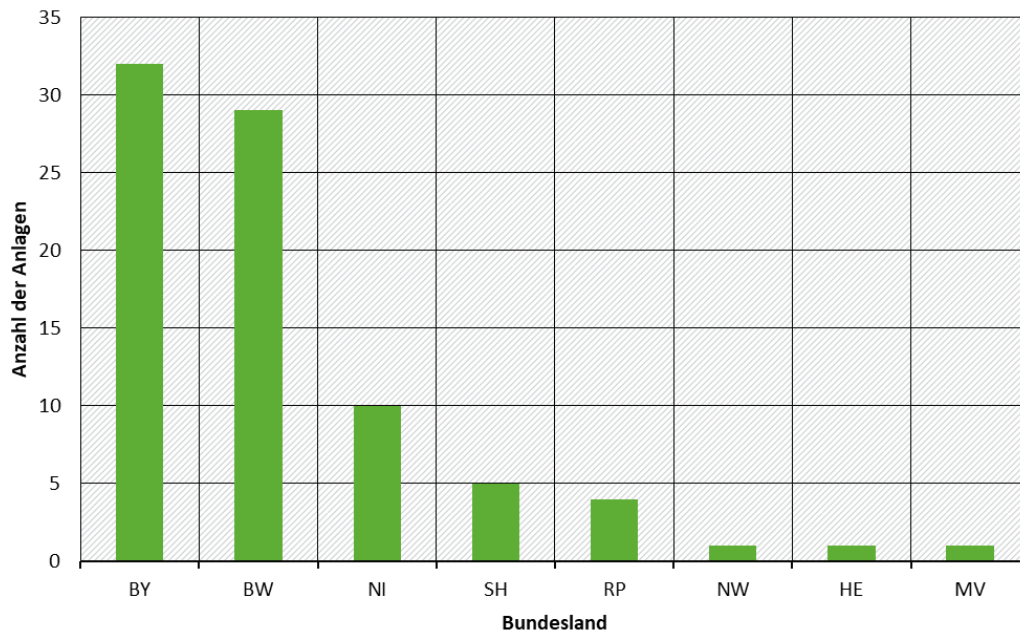
Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Zusätzlich zu den betriebenen 167 Klärschlamm-trocknungsanlagen sind elf weitere Anlagen in Planung (8 Bandrockner, 2 Scheibentrockner, 1 Solartrockner). Drei der geplanten Bandrocknungsanlagen, eine Scheibentrocknungsanlage sowie der Solartrockner sollen noch im Jahr 2021 in Betrieb genommen werden.

Von den elf Trocknungstechnologien, die derzeit in Deutschland angewandt werden, kommt die Solartrocknung bei weitem am häufigsten vor. Aktuell trocknen 82 Anlagen den Klärschlamm in einer solaren Trocknungsanlage (mit und ohne Abwärmeeinsatz). Abbildung 3 zeigt Anzahl und Vorkommen dieser Technologie in den entsprechenden Bundesländern.

Abbildung 3: Solartrocknung (82 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland

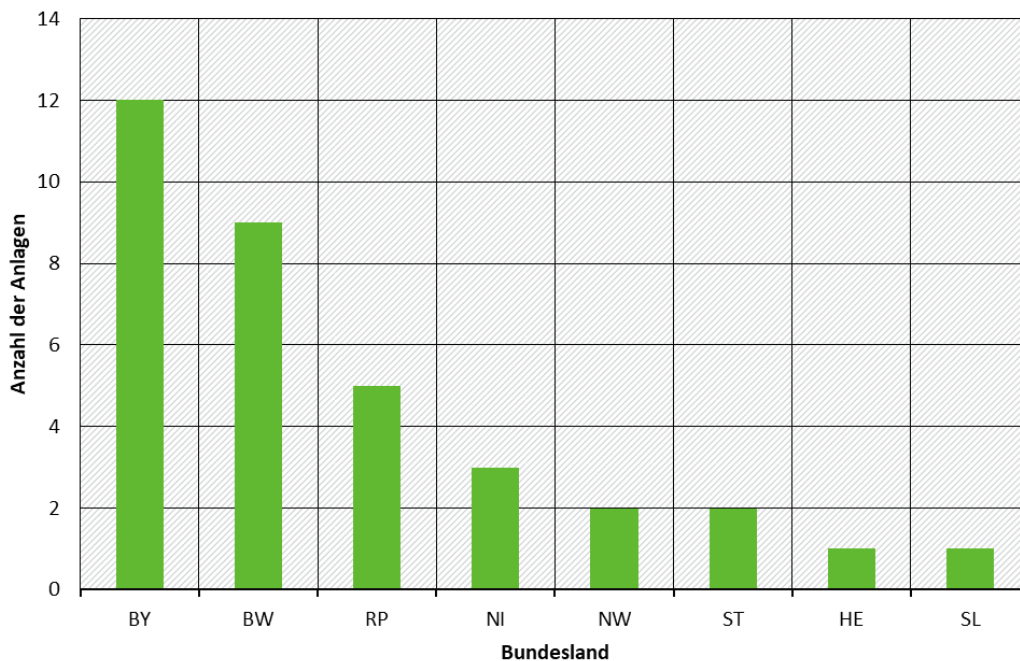


Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Am zweithäufigsten wird die Technologie der Bandtrocknung (35 Anlagen, siehe Abbildung 4) angewandt, gefolgt von den Technologien Hallentrocknung (12 Anlagen, siehe Abbildung 5), Dünnschichttrocknung und Scheibentrocknung (jeweils 11 Anlagen, siehe Abbildung 6 und Abbildung 7).

Abbildung 4: Bandtrocknung (35 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

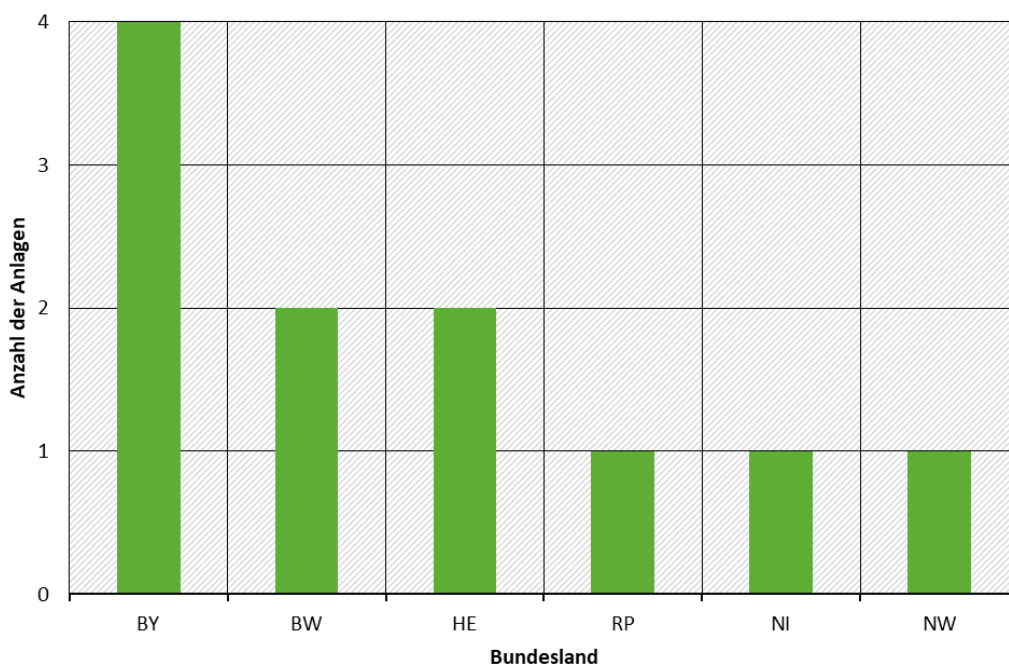
Abbildung 5: Hallentrocknung (12 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

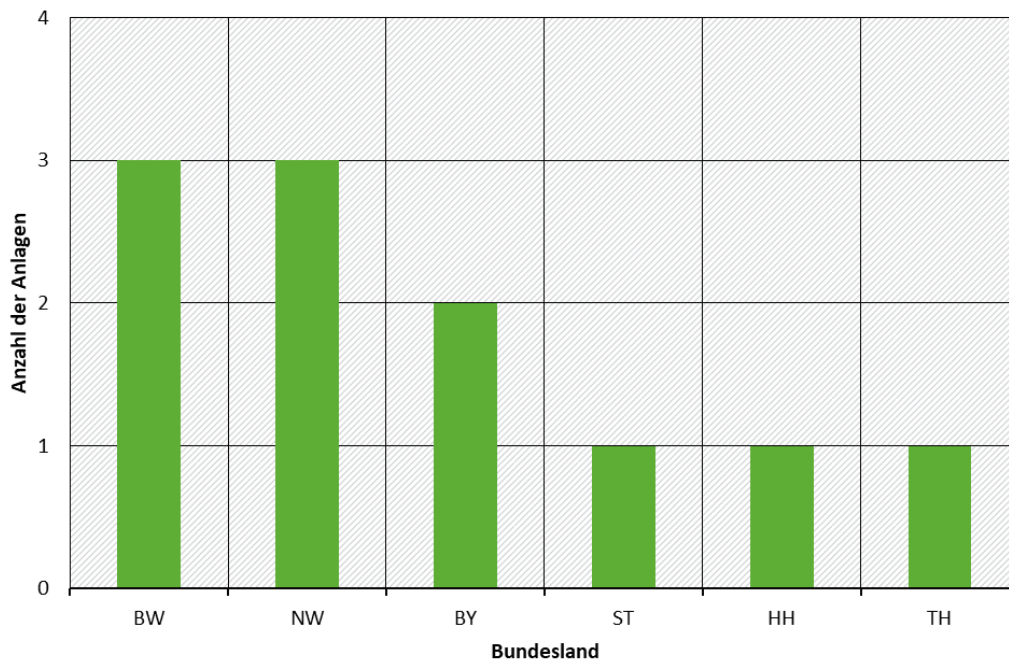
Abbildung 6: Dünnschichttrocknung (11 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Abbildung 7: Scheibentrocknung (11 Anlagen gesamt) - Anzahl und Vorkommen je Bundesland



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Wesentlich seltener werden in Deutschland die folgenden sechs Technologien eingesetzt:

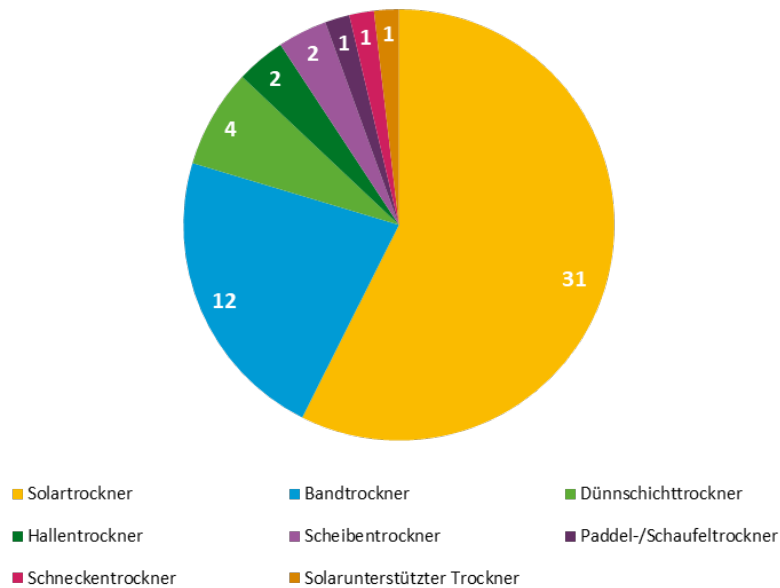
- ▶ Solarunterstützte Trocknung: 5 Anlagen (BW: 3 Anlagen, BY: 1 Anlage, NI: 1 Anlage),
- ▶ Trommeltrocknung: 4 Anlagen (jeweils eine Anlage in BW, HE, NW und BB),
- ▶ Paddel-/Schaufeltrocknung: 3 Anlagen (jeweils eine Anlage in BY, NW und ST),
- ▶ Schneckentrocknung: 2 Anlagen (jeweils eine Anlage in BY und MV),
- ▶ Wirbelschichttrocknung: 1 Anlage (NW),
- ▶ Lineartrocknung: 1 Anlage (NI).

2.2.1.2 Eingesetzte Trocknungstechnologien in den einzelnen Bundesländern

In 13 Bundesländern wird Klärschlamm unter Einsatz verschiedenerer Technologien getrocknet. Eine tabellarische Übersicht dazu befindet sich im Anhang A.4.1 (siehe Tabelle 91: Eingesetzte Technologien in den Bundesländern (2017)Tabelle 91).

Im Süddeutschen Raum, in den Bundesländern Baden-Württemberg und Bayern, sind deutschlandweit, mit jeweils 54 Anlagen, die meisten Klärschlamm Trocknungsanlagen im Einsatz. In Bayern sind dabei acht unterschiedliche Technologien im Einsatz, in Baden-Württemberg sieben. Die Technologie der Solartrocknung wird in beiden Bundesländern mit Abstand am häufigsten angewandt, gefolgt von den Technologien Bandtrockner, Hallentrockner (Baden-Württemberg) und Dünnschichttrocker (Bayern). Abbildung 8 und Abbildung 9 zeigen die Anzahl der jeweils eingesetzten Technologien in diesen beiden Bundesländern.

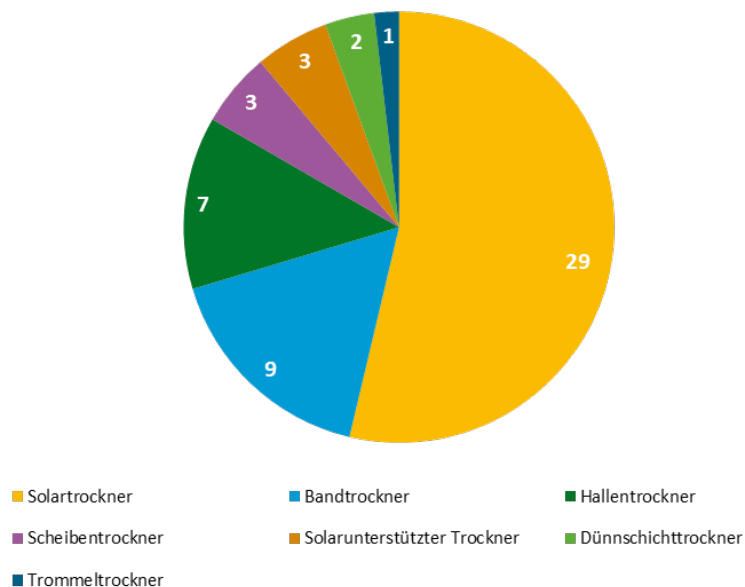
Abbildung 8: Trocknungstechnologien in Bayern (54 Anlagen)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Abbildung 9: Trocknungstechnologien in Baden-Württemberg (54 Anlagen)

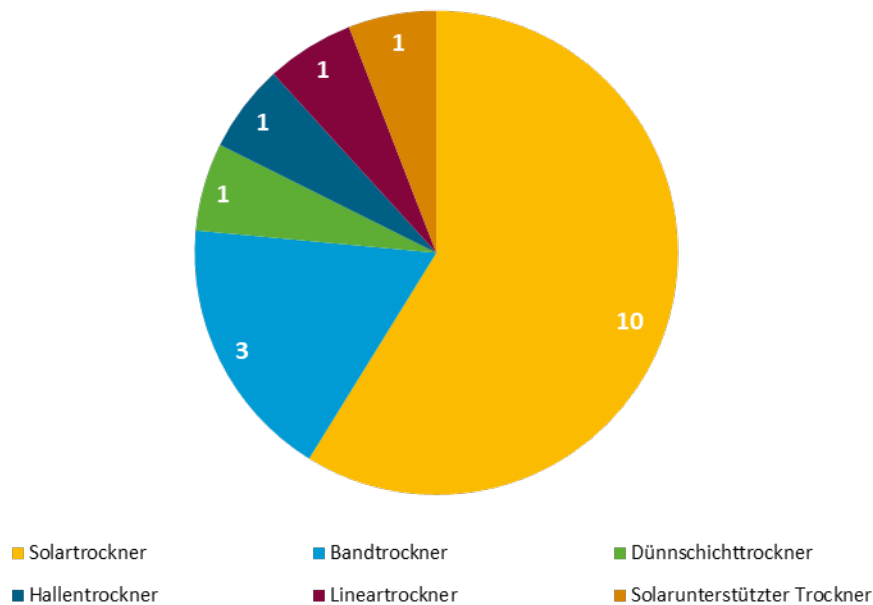


Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

In Niedersachsen trocknen 17 Trocknungsanlagen den Klärschlamm mit Hilfe von sechs unterschiedlichen Trocknungstechnologien (siehe Abbildung 10). 12 Anlagen (vier Technologien) laufen in Rheinland-Pfalz (siehe Abbildung 11). In Nordrhein-Westfalen finden sieben verschiedene Technologien ihren Einsatz in 10 Klärschlamm-trocknungsanlagen (siehe Abbildung 12).

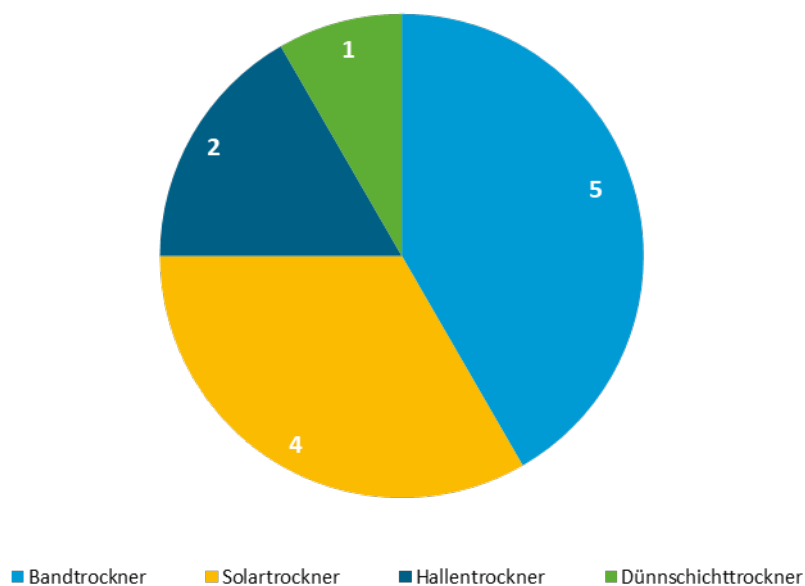
Abbildung 10: Trocknungstechnologien in Niedersachsen (17 Anlagen)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

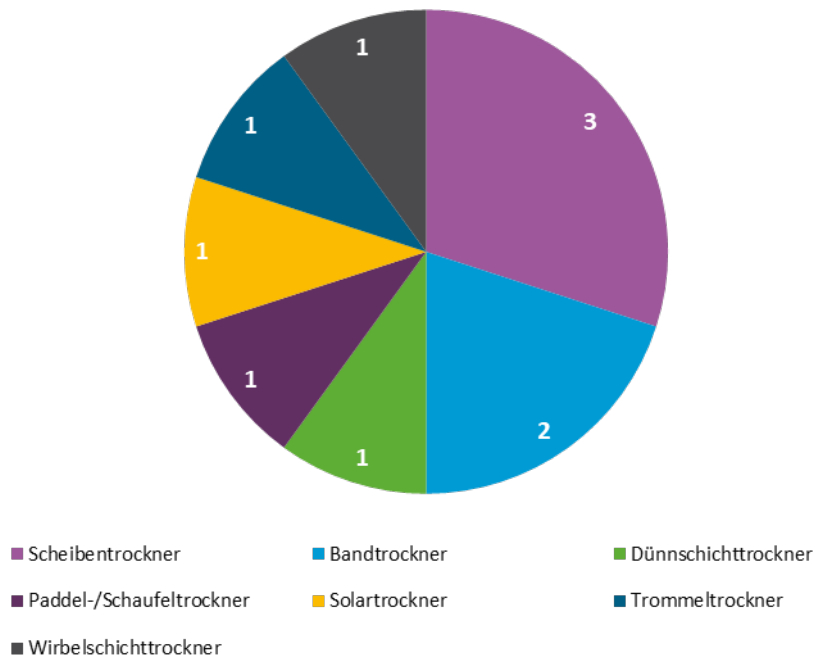
Abbildung 11: Trocknungstechnologien in Rheinland-Pfalz (12 Anlagen)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Abbildung 12: Trocknungstechnologien in Nordrhein-Westfalen (10 Anlagen)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Weitere 20 Klärschlamm-trocknungsanlagen befinden sich in folgenden Bundesländern:

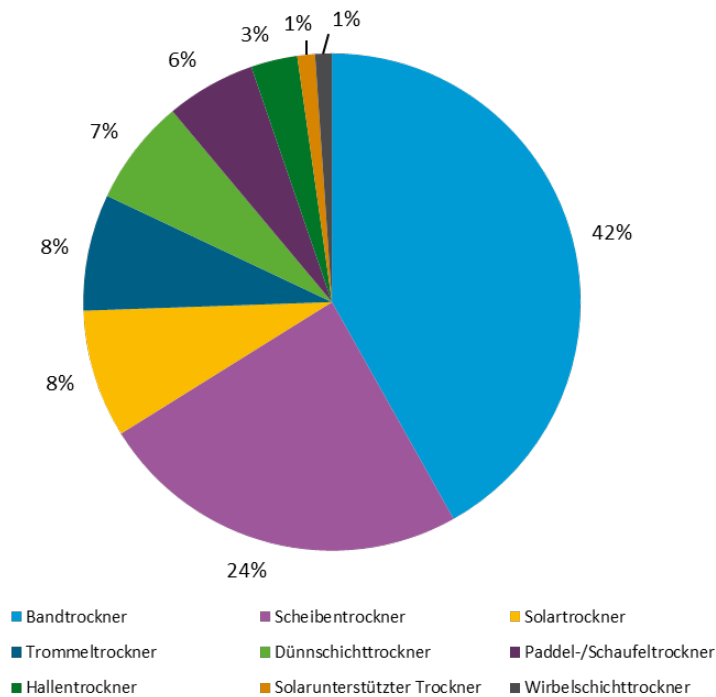
- ▶ Hessen (zwei Dünnschicht-trocknungsanlagen, eine Band-, eine Solar- und eine Trommel-trocknungsanlage)),
- ▶ Schleswig-Holstein (fünf Solar-trocknungsanlagen),
- ▶ Sachsen-Anhalt (zwei Band-trocknungsanlagen, eine Scheiben- und eine Paddel-/Schau-feltrocknungsanlage),
- ▶ Mecklenburg-Vorpommern (eine Solar- und eine Schnecken-trocknungsanlage),
- ▶ Saarland (eine Band-trocknungsanlage),
- ▶ Brandenburg (eine Trommel-trocknungsanlage),
- ▶ Hamburg und Thüringen (je eine Scheiben-trocknungsanlage).

2.2.1.3 Durchsatz Klärschlamm-trocknung

Für die Ermittlung des Klärschlamm-durchsatzes im Jahr 2017 (für dieses Jahr konnten die meis-ten Daten ermittelt werden) stehen für 146 der insgesamt 167 Klärschlamm-trocknungsanlagen Daten zur Verfügung. Diese 146 Anlagen hatten insgesamt einen Durchsatz von 647.870 Tonnen Trockenmasse (t TM), wobei die 26 Band-trocknungsanlagen, für die Daten zum Durchsatz vor-liegen, mit 272.066 t TM (ca. 42 %) den größten Anteil ausmachten. Abbildung 13 zeigt die pro-zentuale Verteilung der Technologien hinsichtlich ihres Durchsatzes im Jahr 2017. Der

tatsächliche Durchsatz der einzelnen Technologien ist unter Berücksichtigung der jeweiligen Bundesländer in Abbildung 14 dargestellt. Für den Lineartrockner und die beiden Schnecken-trockner liegen nur sehr geringe Daten zu deren Durchsatz im Jahr 2017 vor (Lineartrockner: 576 t TM, Schnecken-trockner 1: 10 t TM, Inbetriebnahme erst 2017; Schnecken-trockner 2: keine Angabe), so dass diese beiden Technologien in den folgenden Abbildungen nicht zum Tragen kommen.

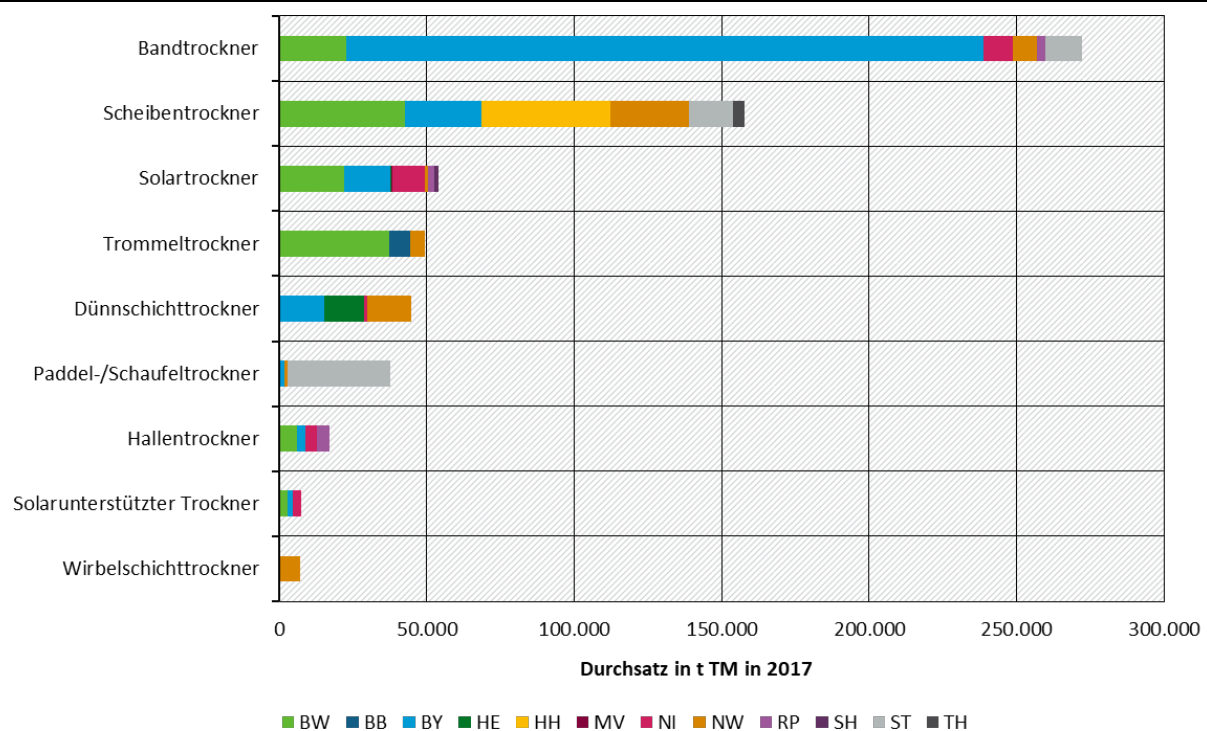
Abbildung 13: Prozentuale Verteilung Trocknungstechnologien versus Durchsatz (t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Abbildung 14: Tatsächlicher Durchsatz je Technologie (t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

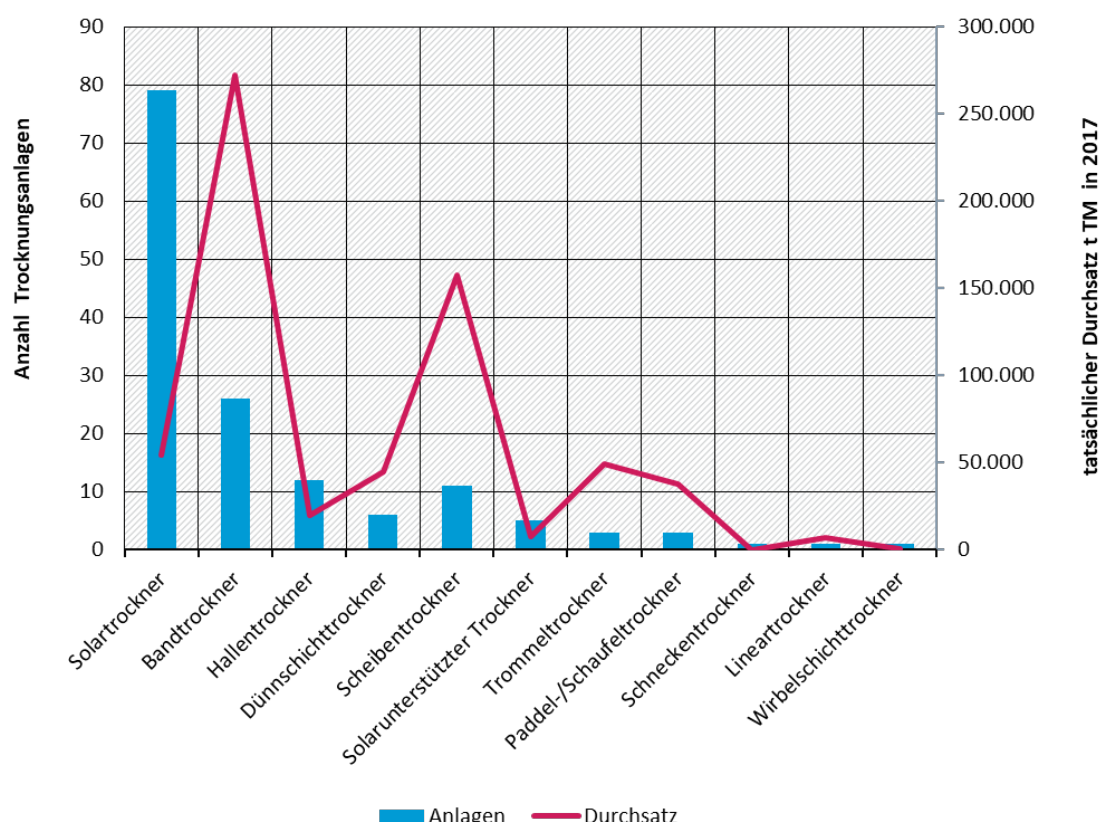
In Anhang A.4.1 befindet sich die den obigen Graphiken zugrunde liegenden Durchsatz-Daten (siehe Tabelle 92) sowie die Darstellung des Durchsatzes je Technologie der einzelnen Bundesländer (siehe Abbildung 54 bis Abbildung 61).

Zusammenfassend wird in Abbildung 15 die Anzahl der eingesetzten Klärschlamm-trocknungsanlagen dem Durchsatz der jeweiligen Technologie gegenübergestellt. Daraus geht hervor, dass beispielsweise 79 Solartrockner einen Durchsatz von 53.980 t TM hatten, wohingegen 26 Bandrockner 272.066 t TM Klärschlamm durchsetzen.

Betreiber von 66 Anlagen haben Angaben zum TS-Gehalt des Input-Klärschlammes (%) gemacht, wobei der mittlere TS-Gehalt bei ca. 23 % liegt.

Eine Bewertung der einzelnen Trocknungstechnologien hinsichtlich der durch die Trocknung entstehenden spezifischen Schadstofffrachten und der energetischen Kenngrößen findet in Kapitel 3.4 im Zuge eines technologiebasierten Vergleiches und unter Berücksichtigung der vergleichbaren Technologien statt.

Abbildung 15: Anzahl der Trocknungsanlagen und Durchsatz (t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

2.2.1.4 Genehmigungsgrundlagen der Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland

Informationen zu der Genehmigungsgrundlage wurden über die Umfrage erfragt. Von 71 Teilnehmer*innen an der Umfrage machten 61 Betreiber (~ 86 %) Angaben zur Genehmigungsgrundlage der Klärschlamm-trocknungsanlagen.

Laut der Rückmeldungen sind 31 Klärschlamm-trocknungsanlagen (~ 44 %) gemäß 4. BImSchV genehmigt, wobei die zugeordnete Verfahrensart differiert (siehe Tabelle 2). Elf dieser Anlagen sind nur nach der 4. BImSchV genehmigt, 17 Anlagen zusätzlich nach dem Wasserrecht, bei weiteren 3 Anlagen liegen keine Angaben hinsichtlich einer möglichen zusätzlichen Genehmigung nach Wasserrecht vor.

17 Klärschlamm-trocknungsanlagen sind nur nach Wasserrecht genehmigt (~ 24 %). Einige wenige Betreiber gaben an, nicht nach dem Wasserrecht genehmigt zu sein und machten auch keine Angaben zu anderen Genehmigungsgrundlagen. Zwei weitere Anlagen sind nur nach Bau-recht genehmigt bzw. aufgrund der Anlagengröße nicht genehmigungspflichtig.

Tabelle 2: Genehmigungsgrundlagen ausgewählter Trocknungsanlagen nach 4. BImSchV

Genehmigungsgrundlage	Verfahrensart G	Verfahrensart V	Verfahrensart E
8.10.2.1 als Anlagen zur physikalisch-chemischen Behandlung mit einer Durchsatzkapazität an Einsatzstoffen bei nicht gefährlichen	6	3	0

Genehmigungsgrundlage	Verfahrensart G	Verfahrensart V	Verfahrensart E
Abfällen von 50 Tonnen je Tag oder mehr genehmigt			
davon auch nach Wasserrecht	1	3	0
8.10.2.2 Anlagen zur physikalisch-chemischen Behandlung mit einer Durchsatzkapazität an Einsatzstoffen bei nicht gefährlichen Abfällen von 10 Tonnen bis weniger als 50 Tonnen je Tag	1	13¹	1
davon auch nach Wasserrecht	1	9	1
Sonstige	1²	5³	2⁴
davon auch nach Wasserrecht	0	3	0

Verfahrensart V: Vereinfachtes Verfahren gemäß § 19 BImSchG (ohne Öffentlichkeitsbeteiligung);

Verfahrensart G: Genehmigungsverfahren gemäß § 10 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung)

Verfahrensart E: Anlage gemäß Art. 10 der Richtlinie 2010/75/EU

1 - Genehmigung erfolgte jeweils einmal auch nach 17. BImSchV, im Zusammenhang mit einer weiteren Anlagenart und nach 8.1.2.1

2 - Planfeststellung mit Öffentlichkeitsbeteiligung

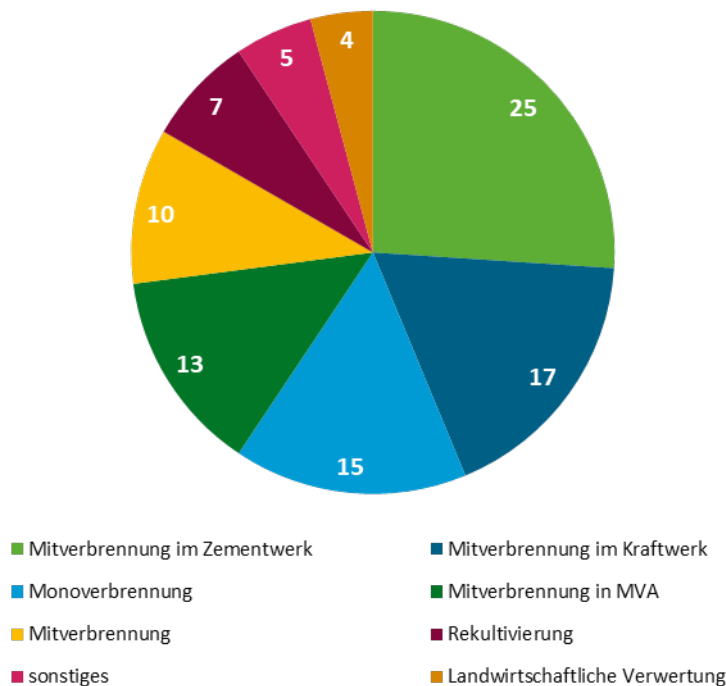
3 – Genehmigung erfolgte zweimal im Zusammenhang mit weiteren Anlagen, einmal nach Baurecht

4 – Genehmigung erfolgte einmal nach 4. BImSchV 8.12.2 (Verfahrensart V). Einmal war keine Genehmigung aufgrund der Größe erforderlich.

2.2.1.5 Sonstige Informationen

Fragen zu der weiteren Verwertung des getrockneten Klärschlammes wurden von 58 Anlagenbetreiber in der Umfrage beantwortet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 16 dargestellt. Mehrfachantworten waren hier möglich.

Abbildung 16: Weitere Verwertung getrockneter Klärschlamm



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Unter „Sonstiges“ wurde die Kompostierung (drei Mal) sowie der Zuschlag für die Ersatzbrennstoffherstellung und die eigene Klärschlammvergasung (jeweils einmal) genannt.

Weitere aus der Umfrage erhaltene Parameter (z.B. zu Trockensubstanz im Input / Output, Strombedarf, Abwärmebehandlung usw.) ergaben ein sehr heterogenes Bild. Auf eine ausführliche Erläuterung wurde hier deshalb verzichtet. Die gelieferten Informationen sind jedoch im weiteren Projektverlauf berücksichtigt worden.

2.2.2 Klärschlammkompostierung

Die Auswertung der Recherche- und Umfrageergebnisse zum Stand der Klärschlammkompostierung in Deutschland ergab, dass derzeit 27 Klärschlammkompostierungsanlagen in Betrieb sind (Stand März 2021). Es ist jedoch davon auszugehen, dass es noch weitere Anlagen gibt. Dazu konnten leider keine weiteren Informationen gewonnen werden.

An der Umfrage haben sich 21 Betreiber von Klärschlammkompostierungsanlagen beteiligt, davon gab ein Betreiber an, dass seine Anlage seit 2016 stillgelegt sei und der Klärschlamm seitdem überwiegend thermisch verwertet wird.

Bei den 20 betriebenen Anlagen handelt es sich überwiegend um private Eigenbetriebe (19 Anlagen). Eine Anlage ist in kommunaler Hand.

Informationen zu den genehmigten Anlagenkapazitäten liegen für 21 Anlagen vor. Sie variieren im Jahr 2017 zwischen 3.000 und 43.000 Tonnen pro Jahr und summieren sich auf 274.775 Tonnen im Jahr 2017.

2.2.2.1 Kompostierungsanlagen und -verfahren in Deutschland

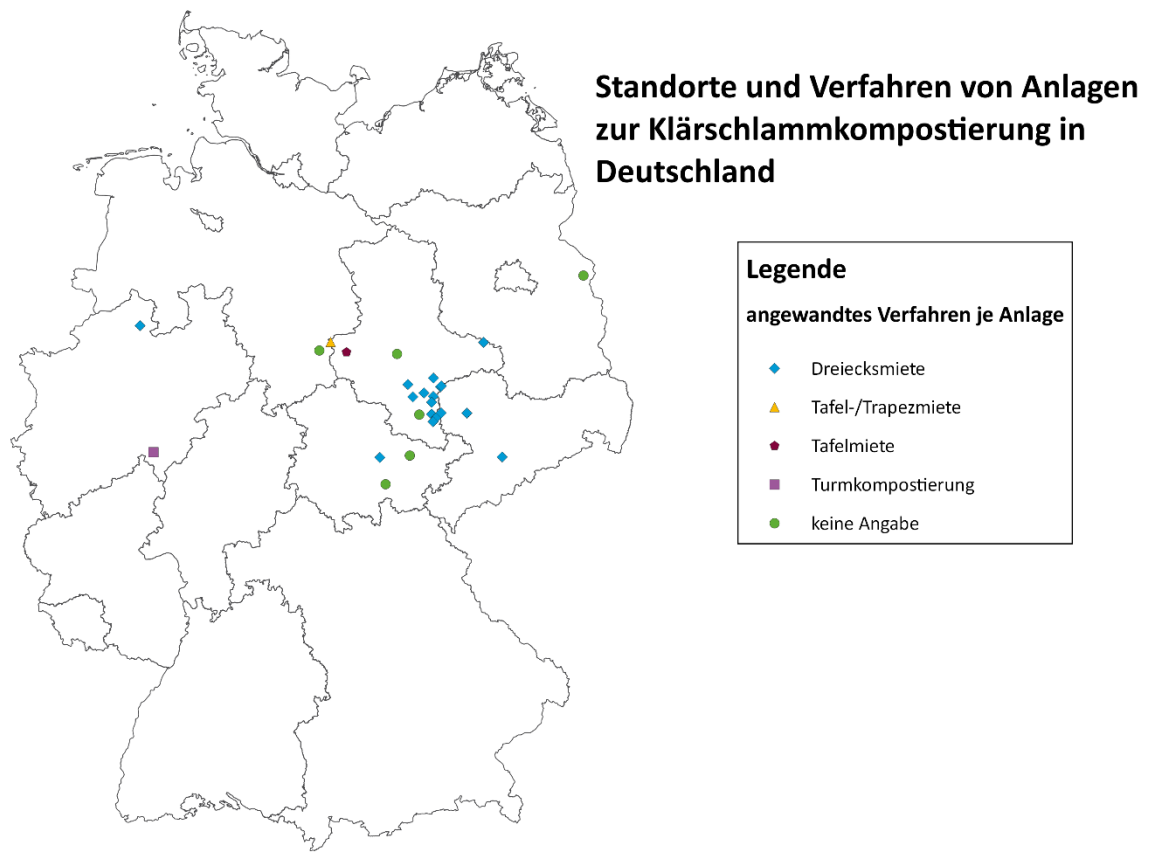
Bei 21 der 27 identifizierten Klärschlammkompostierungsanlagen handelt es sich um die Technologien offene Dreiecksmiete, Tafelmiete, offene Tafel-/Trapezmiete und Turmkompostierung. Tabelle 3: Verfahren Klärschlammkompostierung (Stand März 2021) Tabelle 3 listet diese derzeit in Deutschland eingesetzten vier unterschiedlichen Kompostierungsverfahren auf. Zu sechs Anlagen liegen keine weiteren Informationen vor. Das Verfahren der offenen Dreiecksmiete selbst wird in Kapitel 3 näher erläutert.

Tabelle 3: Verfahren Klärschlammkompostierung (Stand März 2021)

Verfahren	Anzahl
Dreiecksmiete, offen	18
Tafelmiete	1
Tafel-/Trapezmiete, offen	1
Turmkompostierung	1
Total	21

Abbildung 17 zeigt die räumliche Verteilung der Standorte der Anlagen anhand Ihrer eingesetzten Verfahren. Daraus geht hervor, dass Klärschlammkompostierung in fünf Bundesländern betrieben wird. Die Darstellung der einzelnen Bundesländer befindet sich im Anhang (Abbildung 62 bis Abbildung 67). Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass für sechs Anlagen aus verschiedenen Bundesländern keine weiteren Angaben zu Verfahren sowie Anlagenkapazität, Input- und Outputmengen gemacht wurde.

Abbildung 17: Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland

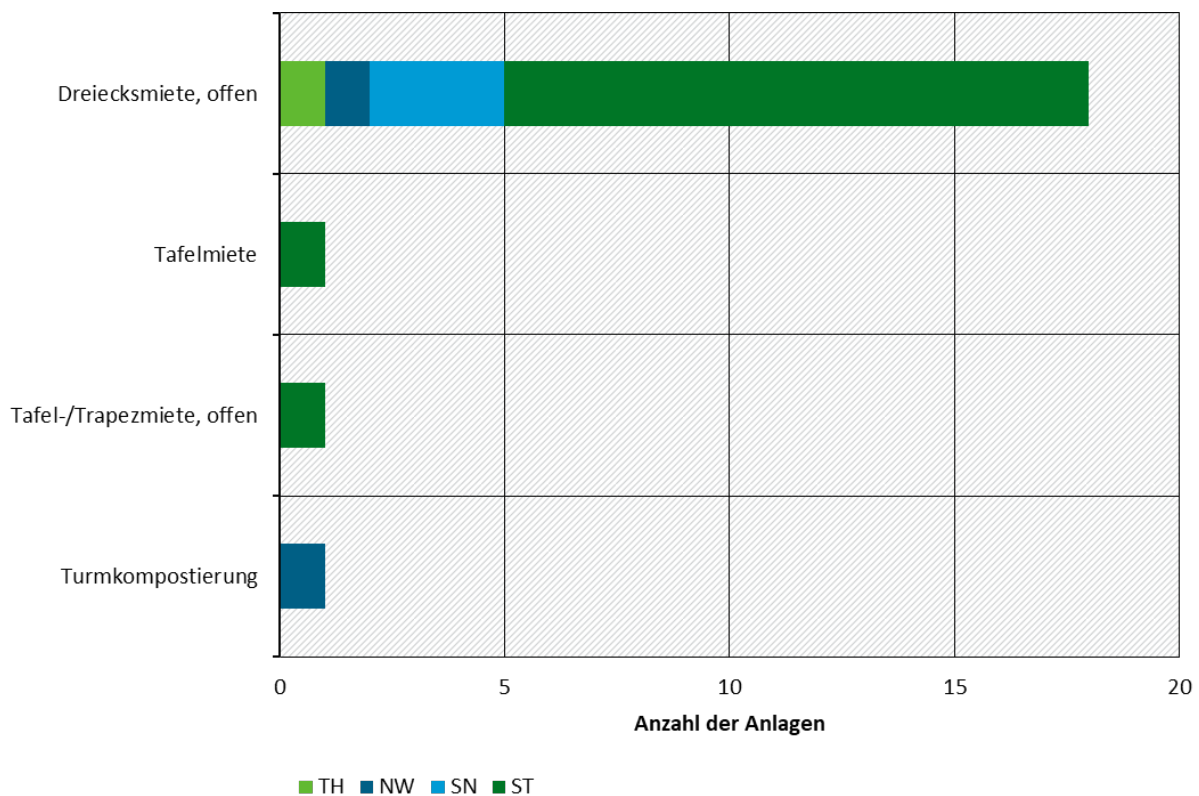


Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Von den vier Kompostierungsverfahren, die derzeit in vier Bundesländern angewandt werden, wird die offene Dreiecksmiete in 18 Anlagen zur Trocknung des Klärschlammes eingesetzt. Die weiteren drei Verfahren kommen in Deutschland jeweils einmal vor (siehe Abbildung 18).

Abbildung 18: Klärschlammkompostierungsverfahren in den Bundesländern



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

2.2.2.2 Durchsatz Klärschlammkompostierung

Für die Ermittlung des Durchsatzes der Klärschlammkompostierungsanlagen im Jahr 2017 lagen Inputdaten für 17 Anlagen und Output-Daten für 16 Anlagen vor. Die zugrundeliegenden Daten sind im Anhang A.4.2 in Tabelle 93 (Input) und Tabelle 94 (Output) zusammengestellt.

Der gesamte Input belief sich 2017 auf 119.143 t und setzte sich aus Klärschlamm (17 Anlagen, 65.673 t), Grünabfall (15 Anlagen, 48.860 t) und sonstigem Material, wie z.B. Sägemehl (2 Anlagen, 4.610 t) zusammen.

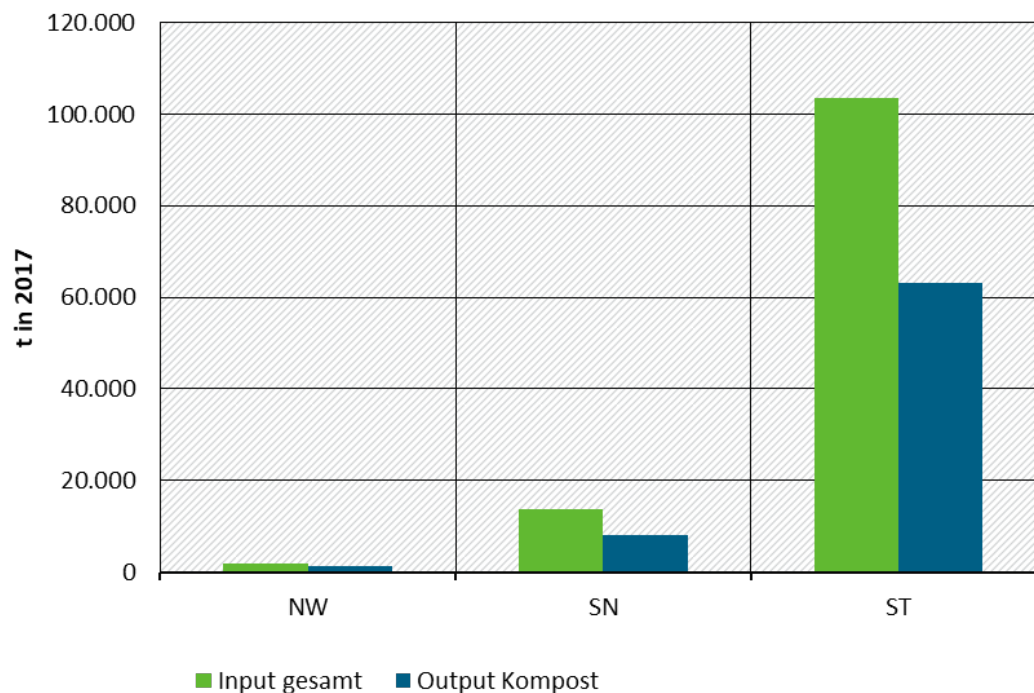
Der analysierter mittlerer TS-Gehalt des Input-Klärschlammes (%) liegt nach Informationen aus der Umfrage im Durchschnitt bei 26 %.

Der Output an Kompost betrug im selben Jahr 72.563 t. Aus der Umfrage geht hervor, dass vier von 20 Anlagen Kompost nach Gütesicherung erzeugen.

Die weitere Verwertung des Kompostes erfolgt hauptsächlich im landwirtschaftlichen Bereich. Darüber hinaus wird Kompost auch für Landschaftsgestaltung, Rekultivierung und zur privaten Nutzung zur Verfügung gestellt.

Abbildung 19 stellt die gesamte Input-Menge der Output-Menge in den drei Bundesländern gegenüber, für die Daten vorlagen. Der in der Abbildung erkennbare Masseverlust im Output ist auf Abbauprozesse, Verdunstung von Wasser und Gasemissionen zurückzuführen.

Abbildung 19: Input versus Output Klärschlammkompostierungsanlagen 2017



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

2.2.2.3 Genehmigungsgrundlagen der Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland

Tabelle 4: Genehmigungsgrundlagen ausgewählter Kompostierungsanlagen nach 10. BImSchV

Genehmigungsgrundlage	Anzahl
8.5.1 Anlagen zur Erzeugung von Kompost aus organischen Abfällen mit einer Durchsatzkapazität an Einsatzstoffen von 75 Tonnen oder mehr je Tag (Verfahrensart G)	1
8.5.2 Anlagen zur Erzeugung von Kompost aus organischen Abfällen mit einer Durchsatzkapazität an Einsatzstoffen von 10 Tonnen bis weniger als 75 Tonnen je Tag (Verfahrensart V)	17
Sonstige - im Zusammenhang mit weiteren Anlagenarten, z.B. Kläranlage	1
Sonstige - Mietenkompostierung	1
TOTAL	20

Verfahrensart V: Vereinfachtes Verfahren gemäß § 19 BImSchG (ohne Öffentlichkeitsbeteiligung);

Verfahrensart G: Genehmigungsverfahren gemäß § 10 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung)

2.2.2.4 Sonstige Informationen

Zu weiteren Fragen wie z.B. hinsichtlich des Rottegrads, des Gesamtstrombedarfs der Anlage und der Art der Abluftbehandlung liegen zu wenige Antworten vor, um diese auswerten zu können.

18 Teilnehmer*innen der Umfrage geben an, dass der Kompost in der Landwirtschaft verwertet wird. Des Weiteren werden Landschaftsgestaltung und -pflege, private Nutzung sowie Rekultivierung vereinzelt als Verwertungswege genannt.

Ein Betreiber gab an, dass die von ihm praktizierte Verwertung im Landschaftsbau und an sogenannte Kleinmengenabholer (private Nutzer) mit Inkrafttreten der neuen Klärschlammverordnung vollkommen zum Erliegen gekommen sei. Der Kompost werde seitdem in der Landwirtschaft in anderen Bundesländern verwertet, was zu erheblichen Mehrkosten und hohem organisatorischen Aufwand geführt habe. Kompostierung könne jedoch eine wirtschaftliche und ökologisch sinnvolle Alternative zur Verbrennung sein, auch im Hinblick auf das geforderte P-Recycling, was bereits mit großem Erfolg mittels Kompostierung und Verwertung im Landschaftsbau bzw. in der Landwirtschaft betrieben werde.

Ein weiterer Betreiber hat seine Kapazitäten auf unter 10.000 t/a seit 2020 aufgrund neuer rechtlicher Regelungen durch die TA Luft reduziert.

2.3 Auswahl repräsentativer Anlagen

Für die messtechnische Erfassung von Emissionen wurden sechs repräsentative Klärschlamm-trocknungsanlagen und zwei repräsentative Klärschlammkompostierungsanlagen auf Grundlage der vorangegangenen Bestandsanalyse und in enger Abstimmung mit dem UBA ausgewählt.

Dabei wurde bei den Trocknungsanlagen berücksichtigt, dass alle Verfahren und Technologien, die in größerer Anzahl vertreten waren, abgedeckt wurden und dass es sich um verhältnismäßig neue Anlagen handelte, damit diese dem Stand der Technik entsprachen. Ursprünglich sollte eine Wirbelschichtanlage mit untersucht werden. Da festgestellt wurde, dass nur eine Wirbelschichtanlage in Deutschland betrieben wird, wurde letztendlich ein Paddel-/Schaufeltrockner ausgewählt, dessen Technologie im Vergleich zum Wirbelschichttrockner häufiger eingesetzt wird, um die Vielfalt der verschiedenen Technologien abzubilden. Der Fokus lag auf größeren vergleichbaren Anlagen. Bei der Auswahl der beiden Solaranlagen (mit und ohne Abwärmenutzung) wurde sichergestellt, dass beide im Batch-System betrieben werden. Des Weiteren wurde darauf geachtet, dass die Messungen ohne größere technische Veränderungen an den Anlagen stattfinden konnten.

In den folgenden Kapiteln werden aufgrund der besseren Lesbarkeit oft nur die Technologien der Trocknungsanlagen genannt, wobei die gesamte Anlage gemeint ist.

Tabelle 5: Für die Beprobung ausgewählte repräsentative Klärschlamm-trocknungsanlagen

Verfahren	Technologie	Abluftreinigung	Messort
Strahlungstrocknung	Solartrockner mit Abwärmenutzung, Batch-System	keine	Rohgas

Verfahren	Technologie	Abluftreinigung	Messort
Strahlungstrocknung	Solartrockner ohne Abwärmenutzung, Fed-Batch-System	Wäscher, Biofilter	Reingas
Konvektionstrocknung	Bandrockner (Teiltrockner)	Wäscher, Biofilter	Reingas
Kontaktstrocknung	Scheibentrockner	Mitverbrennung	Rohgas
Kontaktstrocknung	Paddel-/Schaufeltrockner	Entstaubung, Wäscher, Biofilter	Reingas
Kontaktstrocknung	Dünnschichtrockner (Teiltrockner)	Mitverbrennung	Rohgas

Auch bei den Klärschlammkompostierungsanlagen sollten die ausgewählten Anlagen die Mehrheit der in Betrieb befindlichen Anlagen repräsentieren, so dass die in Tabelle 6 aufgeführten offenen Anlagen für die Messungen ausgewählt wurden.

Tabelle 6: Für die Beprobung ausgewählte repräsentative Klärschlammkompostierungsanlagen

Verfahren	Technologie	Abluftreinigung	Messort
Mietenkompostierung	Dreiecksmieten ohne Zugabe von getrocknetem Klärschlamm	keine	Rohgas
Mietenkompostierung bzw. Teiltrocknung	Dreiecksmieten mit Zugabe von getrocknetem Klärschlamm	keine	Rohgas

3 Messtechnische Erfassung

3.1 Identifizierung relevanter Parameter

3.1.1 Parameter zur Charakterisierung der Emissionen

Zur Untersuchung der Emissionssituation der unterschiedlichen Anlagen wurden Emissionsmessungen von Schadstoffen und Treibhausgasen durchgeführt, die bei der Behandlung von Klärschlamm erwartungsgemäß freigesetzt werden können. Soweit das bei der jeweiligen Anlagenart möglich war, wurden normierte Standardreferenzverfahren eingesetzt. Die Anzahl und Ausgestaltung der Probenahmen war von der jeweiligen Anlagentechnik abhängig.

Zur Unterscheidung der verschiedenen Probenahmestrategien wurden die Anlagen in drei Kategorien eingeteilt. Klärschlamm Trockner (KTA) mit Einsatz eines Flächenfilters (Biofilter) und Solartrocknungsanlagen wurden als Typ A bezeichnet. An Anlagen dieses Typs waren Messungen im Reingas oder im Rohgas durchführbar. Brüden der Klärschlamm Trocknungsanlagen des Typs B konnten nur als Rohgas beprobt werden. Zur Abschätzung des theoretischen Emissionsverhaltens dieser Anlagen war es erforderlich, die Inhaltsstoffe der Brüdenkondensate zusätzlich zu berücksichtigen. Messungen an Anlagen dieses Typs waren hinsichtlich des Analysenumfangs, der Durchführung und der Messdatenauswertung mit deutlichem Mehraufwand verbunden. Offene Klärschlammkompostierungsanlagen (KKA) bzw. Anlagen zur Teiltrocknung des Klärschlammes wurden ohne Abluftreinigungseinrichtungen bzw. einer gefassten Abluftführung ausgeführt. Die Emissionen dieser Anlagen mussten direkt an der Oberfläche der Mieten ermittelt werden. Hierfür waren spezielle Probenahmestrategien erforderlich (siehe Kapitel 3.3.1 bis 3.3.8).

Eine Übersicht der eingesetzten Messverfahren und der durchgeführten Messungen an den unterschiedlichen Anlagenarten ist Tabelle 7 zu entnehmen.

Tabelle 7: Messdurchführung und Messverfahren

Komponente	Messvorschrift	Dauer der Einzelmessungen	Anzahl der Probennahmen je Anlage		
			KTA Typ A	KTA Typ B	KKA
Abgaszustand, Abgasmenge	DIN EN 15259	diskontinuierlich	1-3	1-3	---
Abgasfeuchte	DIN EN 14790	30 min	1-3	1-3	---
Gesamtstaub	DIN EN 13284-1	30 min	3	3	---
Anorganisch gasförmige Chlorverbindungen (angegeben als HCl)	DIN EN 1911, Teil 1-3	30 min	3	3	---
Ammonium (angegeben als NH ₃)	VDI 3878	30 min	3	3	---
H ₂ S	VDI 3486, Blatt 2	30 min	---	3	---
CH ₄	DIN EN 25139	30 min	3	3	---

Komponente	Messvorschrift	Dauer der Einzelmessungen	Anzahl der Probennahmen je Anlage		
Lachgas (N ₂ O)	VDI 2469, Blatt 1	30 min	3	3	---
CO	DIN EN 15058	konti	konti	konti	konti
CO ₂ , O ₂	(NDIR / paramagnetischer Sensor)	konti	konti	konti	konti
Gesamt-Kohlenstoff	DIN EN 12619	konti	konti	konti	konti
Abgastemperatur	---	konti	konti	---	---
Abgaszustand, Abgasmenge	Hitzdrahtanemometer	konti	konti	---	---
Abgasfeuchte	FTIR	konti	konti	(konti)	konti
CH ₄	FTIR	konti	konti	(konti)	konti
NH ₃	FTIR	konti	konti	(konti)	konti
Lachgas (N ₂ O)	FTIR	konti	konti	(konti)	konti

KTA Typ A Klärschlamm-trocknungsanlagen mit Biofilter und Solartrocknungsanlagen
 KTA Typ B Klärschlamm-trocknungsanlagen mit Messdurchführung im Rohgas
 KKA Klärschlammkompostierungsanlagen bzw. Anlagen zur Teiltrocknung des Klärschlammes
 konti kontinuierlich

3.1.2 Parameter zur Charakterisierung der Massenströme

Bei allen Anlagenarten wurde das Produkt, d.h. der getrocknete Klärschlamm bzw. der Kompost, untersucht. Der Untersuchungsumfang orientierte sich an der Klärschlammverordnung. Die Parameter und Messverfahren sind in Tabelle 8 angegeben. Zusätzlich wurde je eine Probe des Ausgangsmaterials auf den Feuchtegehalt untersucht.

Tabelle 8: Messungen zur Charakterisierung der Output-Ströme

Parameter	Messvorschrift	Messprinzip
pH-Wert	DIN EN 15933	pH-Messgerät
Trockensubstanz	DIN EN 15934	gravimetrisch
Glühverlust	DIN EN 15935	gravimetrisch
Wasser	nach Karl-Fischer	volumetrisch
Flüchtige Bestandteile	DIN EN 15402	gravimetrisch
Unterer Heizwert	DIN EN 15400	kalorimetrisch
Gesamtstickstoff	DIN EN 16169	volumetrisch

Parameter	Messvorschrift	Messprinzip
Ammonium-Stickstoff	---	photometrisch
Extraktion von As, Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Hg, Tl, Zn, P, Fe	DIN EN 16174	Mikrowellenaufschluss
Bestimmung von As, Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Tl, Zn, P, Fe	DIN EN ISO 17294-2	ICP-MS
Quecksilber	DIN EN ISO 12846	CV-FI-AAS
Phosphor	DIN EN ISO 17294-2	ICP-MS
Benzo (a) pyren	DIN EN 15527	GC/MS
PCBe	DIN EN 16167	GC/MS
PCDD, PCDF	DIN CEN/TS 16190	HR-GC/MS

Um die potentiellen Emissionen der Klärschlamm-trocknungsanlagen Typ B mit den anderen Anlagen vergleichen zu können, wurden zusätzlich die Brüdenkondensate dieser Anlagen untersucht (Tabelle 9).

Tabelle 9: Messungen zur Charakterisierung des Brüdenkondensats

Parameter	Messvorschrift	Messprinzip
pH-Wert	DIN EN 15933	pH-Messgerät
Trockenrückstand	DIN EN 15934	gravimetrisch
Wassergehalt	nach Karl-Fischer	volumetrisch
TOC	DIN EN 1484	IR-spektralphotometrisch
Gesamtstickstoff	Kjeldahl-Verfahren	volumetrisch
Gesamtstickstoff nach Filtration	Kjeldahl-Verfahren	volumetrisch
Ammoniumgehalt	VDI 3878	ionenchromatographisch
Sulfid	VDI 3486-2	iodometrisch
Sulfat	DIN EN 10304-1	DIN EN 10304-1
Chlorid	DIN EN 10304-1	DIN EN 10304-1
Phosphor	DIN EN ISO 17294-2	ICP-MS
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	DIN ISO 15705	Küvettest
Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB)	DIN EN 1899-2	respirometrisch

3.1.3 Technologiebezogene Parameter

Zusätzlich wurden folgende technologiebezogene Parameter identifiziert und von den einzelnen Betreibern erfragt:

- ▶ Wasserverdampfung (Nennleistung),
- ▶ Jahresdurchsatz Trockenmasse,
- ▶ Jahresbetriebszeit,
- ▶ Eingangs TM,
- ▶ Ausgangs TM,
- ▶ Klimadaten (Umgebungstemperatur, Luftdruck, Luftfeuchte, Sonneneinstrahlung),
- ▶ Wärmemenge (Wärmemengenzähler),
- ▶ Stromverbrauch (Stromzähler),
- ▶ Klärschlammdurchsatz (anhand Lieferscheine / Pumpenbetrieb),
- ▶ Verbrauch der Betriebsstoffe anhand Lieferscheine / Wasserzähler,
- ▶ Schwefelsäure/Natronlauge sonstiges,
- ▶ Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg, weitere Behandlung der entstehenden Reststoffe) anhand Lieferscheine / Rechnungen,
- ▶ Umsetzvorgänge / Dieserverbrauch,
- ▶ Mietentyp (Dreieck, Trapez, Tafel etc.),
- ▶ bei Zwangsbelüftung (Volumenstrom, Druck, Temperatur, elektr. Gebläseleistung),
- ▶ Mischvorgang (Anzahl),
- ▶ Niederschlagsmenge,
- ▶ Hygienisierung / Stabilisierung,
- ▶ Menge und Qualität des Co-Substrates (bspw. Grünschnitt),
- ▶ Eingangswassergehalt/Ausgangswassergehalt,
- ▶ energetische Werte wie Anlagenleistung in kW,
- ▶ Inbetriebnahmejahr,
- ▶ Flächenbedarf (bei solarer Trocknung),
- ▶ Handelt es sich um Fremdklärschlamm oder Eigenklärschlamm,

- Art der Abluftbehandlungstechnik,
- Fließbild bzw. Verfahrensschema der Anlage.

Diese Parameter dienen der technologiebezogenen Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Trocknungs- bzw. Kompostierungsverfahren.

3.2 Durchführung der Messungen und Erhebung der Parameter

3.2.1 Messdurchführung an Klärschlamm-trocknungsanlagen

Bei der Projektvorbereitung wurde davon ausgegangen, dass die geplanten Messungen an gefassten Quellen durchgeführt würden. Im Rahmen der Anlagenauswahl wurde versucht, dieses Kriterium einzuhalten. Es hatte sich jedoch gezeigt, dass Klärschlamm-trocknungsanlagen über sehr unterschiedliche Konzepte zum Umgang mit der belasteten Abluft verfügen, wodurch eine fast individuelle Herangehensweise an die Messungen an den einzelnen Anlagen erforderlich wird. Nach Abschluss der Anlagenbestandsanalyse und der Auswahl der Anlagen unter Berücksichtigung aller Anlagen- und messspezifischen Besonderheiten wurden die folgenden Abweichungen von der ursprünglichen Annahme ausgemacht:

1. Vor allem Anlagen neueren Bautyps nutzen zur Minderung von Geruch und Emissionen große Flächenfilter, die mit Holzhackschnitzeln oder Resten der Holzverwertung gefüllt sind (sog. Biofilter). Die Abmessung solcher Flächenfilter beträgt mehrere hundert Quadratmeter. Die Beprobung von Flächenfiltern erfolgt in Teilflächen, da die Beprobung der gesamten Fläche aus praktischen Gründen nicht realisiert werden kann. Diese Teilflächen werden mittels einer passiven Probenahmehaube vermessen. Abweichend von der Ausgangssituation wurde ein neues Messkonzept erarbeitet und hierfür notwendiges Equipment beschafft. Hierzu zählt eine passive Probenahmehaube, die zur Durchführung der Messungen an Anlagen dieses Typs notwendig ist.
2. Solartrocknungsanlagen verfügen nicht notwendigerweise über eine Nachbehandlung der Abluft. Stattdessen wird die belastete Abluft direkt über Ventilatoren aus dem Inneren des Trockners in die Umgebung geführt. Bei der Ausgangssituation wurde davon ausgegangen, dass die Emissionsmessungen in der nachbehandelten Abluft durchgeführt werden können. Leider konnten bei der Auswahl der geeigneten Anlagen zur Klärschlamm-trocknung nicht nur solche Anlagen identifiziert werden. Daher wurde im Rahmen des Projektes eine Messung an einem Solartrockner mit Abwärmenutzung ohne Abluftreinigung durchgeführt. Hierfür wurde ein Messkonzept erarbeitet, das konstruktiv umgesetzt wurde. Das Konzept sah vor, dass Konzentrationsmessungen direkt im Trockner in der Nähe der Ausblasventilatoren durchgeführt werden. Die Messung des Abluftvolumenstroms erfolgte nach einem der Ventilatoren, in einer hierfür konzipierten Auslaufstrecke.
3. Bei zwei der für die Beprobung identifizierten Klärschlamm-trocknungsanlagen handelt es sich um komplexe technische Großanlagen mit einem komplexen Abwärmenutzungs- und Abgasreinigungskonzept, die nach dem Prinzip der Kontakt-trocknung funktionieren (Anlagen Typ B, vgl. Tabelle 7). Kennzeichen solcher Anlagen sind Brüden, die fast ausschließlich aus Wasserdampf bestehen. Die Abwärme dieser Brüden wird zur Beheizung umliegender Aggregate genutzt. Hierfür werden die Brüden unter den Taupunkt kondensiert. Das verbleibende, mit Wasserdampf gesättigte Abgas wird anschließend nachverbrannt. Ein entsprechender Klärschlamm-trockner weist demnach keine eigenen Emissionen auf. Eine Messung der Emission im Reingas eines solchen Klärschlamm-trockners kann nicht stattfinden. Damit die Technologie trotzdem beurteilt werden kann, müssen die potentiellen Emissionen im

Rohgas nach Kondensation messtechnisch erfasst werden. Außerdem müssen ausgewählte Komponenten im Kondensat bestimmt werden, da das Kondensat eine Senke für wasserlösliche Brüdenbestandteile darstellt.

3.2.1.1 Messungen an einer Anlage mit Bandtrockner

Beschreibung der Anlage

Der zur Trocknung angelieferte Schlamm wird zur Verarbeitung in der Trocknungsanlage in einen Annahmehunker abgekippt.

Der Annahmehunker ist mit einem Schneckenboden ausgestattet, mit dem das eingetragene Material in einen Schrägförderer übergeben wird. Dieser fördert das Material nach oben, um es in den Vorlagebunker innerhalb der Halle abzuwerfen.

Im Vorlagebunker wird der entwässerte Schlamm zwischengespeichert. Auf dem Boden des Bunkers befindet sich ein Schubbodensystem, das den entwässerten Schlamm zur gegenüberliegenden Seite transportiert. Dort wird der Schlamm über eine Beschickungspumpe ausgetragen. Die Beschickungspumpe des Trockners ist als Exzentrerschneckenpumpe ausgeführt.

Der Eintrag des Schlammes in den Trockner findet oberhalb des Kopfsegments statt. Hier befindet sich die Aufgabe auf das Oberband des Trockners mit der Verteilschnecke. Im Distributor wird der Schlamm durch eine Lochplatte/Matrize gepresst und zu dünnen Strängen geformt. Die so geformte Schicht aus beieinanderliegenden Strängen kann von der Trocknungsluft um- und durchströmt werden. Über die Trocknungsluft kann der Schicht Wärme zugeführt und das verdampfende Wasser abtransportiert werden. Mit Hilfe des Oberbandes wird der zu trocknende Schlamm durch die Mittelsegmente des Trockners transportiert. Während des Transportes strömt warme Trocknungsluft durch die luftdurchlässigen Trocknerbänder und die Schicht aus Schlammsträngen. Die Luft nimmt Feuchtigkeit aus dem Schlamm auf.

Für eine ausreichende Strömung durch und um das zu trocknende Material sorgen zwei Umluftventilatoren pro Mittelsegment des Trockners. Die Umluftventilatoren fördern die Trocknungsluft durch die Wärmetauscher und anschließend durch den Trockner und den auf den Trocknerbändern ruhenden Schlamm.

Der Trockner wird im Unterdruck betrieben. Diffuse Emissionen aus dem Trockner in die Trocknerhalle werden damit verhindert.

Die Trocknungsluft wird indirekt mittels Wärmetauscher erwärmt. Als Wärmeträger wird Warmwasser eingesetzt. Ein Teil der Umluft wird als Abluft dem Trockner entnommen und zur Erwärmung der (kälteren) Zuluft genutzt.

Am Ende des Oberbandes wird die angetrocknete Schlammschicht auf das Unterband übergeben.

Das Unterband übernimmt den vorgetrockneten Schlamm und transportiert ihn zurück durch die Mittelsegmente. Wieder strömt warme Trocknungsluft durch die luftdurchlässigen Bänder und nimmt Feuchtigkeit aus dem Schlamm auf. Auf dem Unterband wird der Schlamm bis zur Austragsschnecke im Kopfsegment gefördert. Nach der Trocknung hat das Trockengut eine feste Strangform.

Über ein Schneckensystem wird der getrocknete Schlamm in die Verladehalle gefördert und dort in Container verladen. Zur Staubminimierung wird das Material nicht abgeworfen, sondern über eine füllstandsgeregelte Verteilgarnitur auf dem Containerboden eingetragen, die sich mit dem Beladefortschritt anhebt.

Beschreibung der Abgasreinigung

Die aus dem Trockner geförderte und in der Wärmerückgewinnung gekühlte Abluft wird in zwei – im Gegenstrom betriebene - Füllkörperwäschern gereinigt. Die Schadstoffe reichern sich in der wässrigen Phase an und werden anschließend ausgeschleust. In der ersten Stufe erfolgt die Reinigung der Abluft von Ammoniak mit verdünnter Schwefelsäure. In der zweiten Stufe werden saure Bestandteile der Abluft mit Hilfe von Natronlauge entfernt. Zusätzlich wird in der zweiten Stufe Wasserstoffperoxid zugeführt. Damit werden die Reaktionsprodukte der vorangegangenen Prozesse in Kohlendioxid und Wasser umgewandelt.

Nach der Waschstufe wird die Abluft von einem Abluftventilator weitergefördert. Mit Hilfe des Abluftventilators wird auch der Unterdruck im Trockner gehalten. Diffuse Emissionen aus dem Trockner in die Trocknerhalle werden damit verhindert.

Abbildung 20: Biofilter der Klärschlamm-trocknungsanlage (Bandtrockner)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

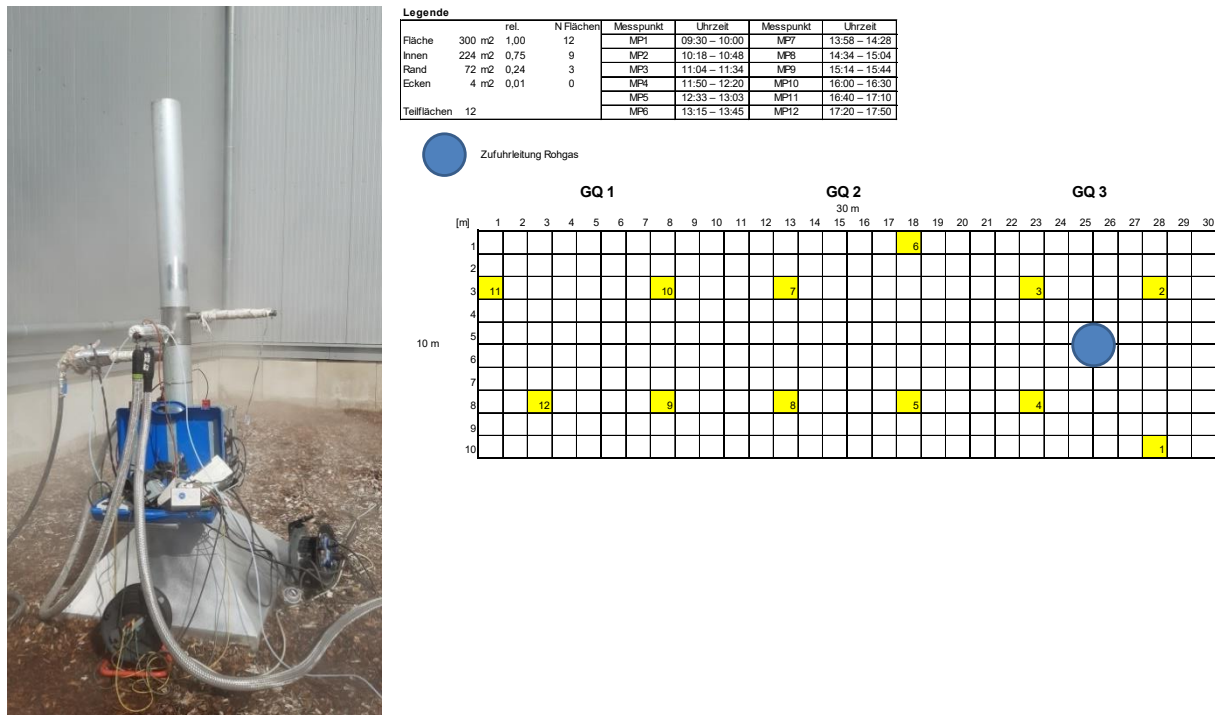
Die in der Abluftbehandlung gekühlte und gereinigte Abluft wird in einem offenen Flächen-Biofilter behandelt. Das Biofilter hat eine Grundfläche von ca. 9,5 m × 30 m. Abbildung 20 zeigt den Biofilter, mit dem das Rohgas nach Wäscher gereinigt wird. Über die Rohgasleitung wird die vorgereinigte Abluft in das Biofilter geführt (Abbildung 20, links). Unterhalb der Holzhackschnittel befindet sich ein Raum, in dem sich das Rohgas über den gesamten Querschnitt des Biofilters verteilen kann. Die Abluft strömt durch die Holzhackschnittel, wird dabei gereinigt und gelangt als Reingas in die Umgebung.

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Bei der Begehung der Anlage wurden vom Anlagenbetreiber das Anlagenkonzept vorgestellt, die Abluftführung skizziert und die Messgegebenheiten präsentiert.

Zur Durchführung der Messung wurde das Biofilter in ein Raster eingeteilt (Abbildung 21, rechts). Unter Zuhilfenahme einer Probenahmehaube für aktive Quellen (Abbildung 21, links) wurden 12 einzelne Segmente vermessen. Es wurden 3 Randsegmente und 9 innenliegende Segmente beprobt.

Abbildung 21: Messkonzept (Bandrockner)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

3.2.1.2 Messungen an einem Paddel-/Schaufeltrockner

Beschreibung der Anlage

Der zur Trocknung angelieferte Schlamm wird zur Verarbeitung in den beiden Trocknern in einen Annahmehunker bzw. Lagerhalle abgekippt. Vom Annahmehunker gelangt das eingetragene Material in die einzelnen Trockner. Die Anlagenleistung der Trockner beträgt jeweils 600 kW. Sie können voneinander unabhängig betrieben werden.

Beschreibung der Abgasreinigung

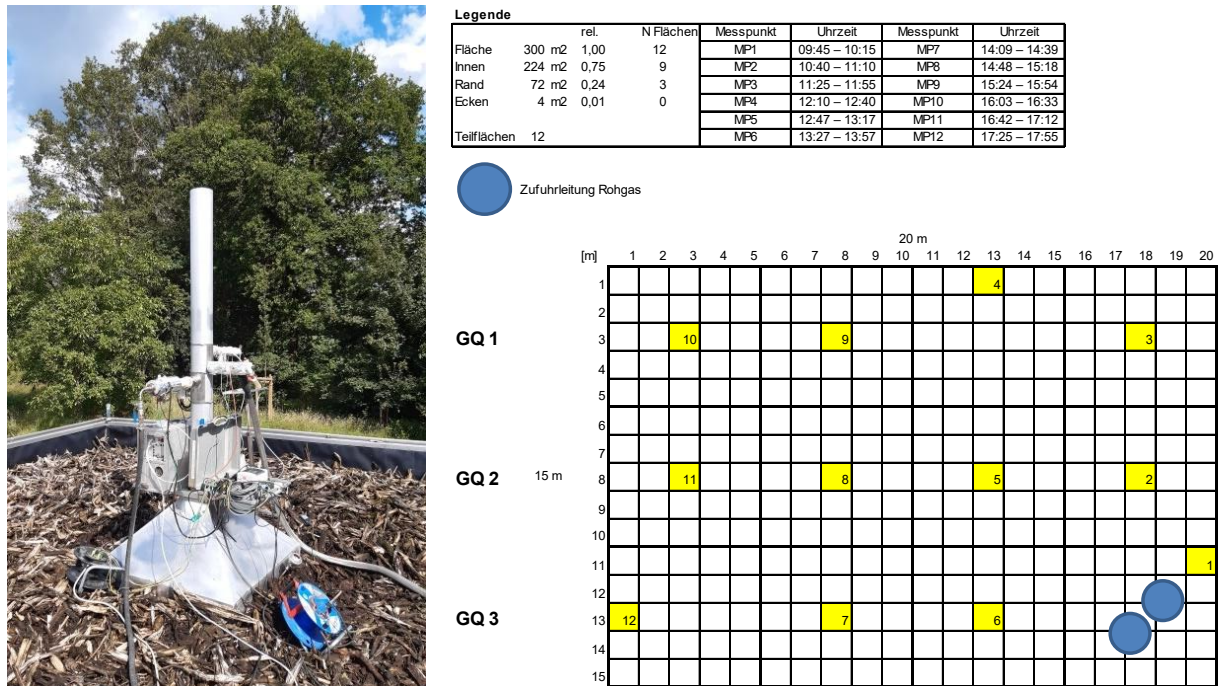
Die Trocknerbrüden werden zunächst mit einem in den Trockner integrierten Filter entstaubt. Die vorentstaubte feuchte Abluft von einem der Trockner wird in einem sauren Kreuzstromwäscher gereinigt. In dieser Stufe wird mittels verdünnter Schwefelsäure Ammoniak aus der Abluft entfernt. Die Abluft des zweiten Trockners wird teilweise der Abgaswäsche unterzogen. Anschließend wird die Abluft beider Trockner in einem offenen Biofilter behandelt. Das Biofilter hat eine Grundfläche von ca. 15 m × 20 m.

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Bei der Begehung der Anlage wurden vom Anlagenbetreiber das Anlagenkonzept vorgestellt, die Abluftführung skizziert und die Messgegebenheiten präsentiert. Die erforderlichen Anschlussmöglichkeiten für Strom waren vorhanden. Das Biofilter konnte über eine Treppe begangen werden. Ein Witterungsschutz für die Messgerätschaften war nicht vorhanden.

Am 15.07.2020 fand die Messung an der untersuchten Klärschlamm-trocknungsanlage statt. Zur Durchführung der Messung wurde das Biofilter in ein Raster eingeteilt (Abbildung 22, rechts). Unter Zuhilfenahme einer Probenahmehaube für aktive Quellen (Abbildung 22, links) wurden 12 einzelne Segmente vermessen. Es wurden 3 Randsegmente und 9 innenliegende Segmente beprobt.

Abbildung 22: Messkonzept (Schaufeltrockner)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

3.2.1.3 Messungen an einem Solartrockner mit Abwärmenutzung

Beschreibung der Anlage

Die untersuchte Solartrocknungsanlage wird direkt mit Klärschlamm aus der benachbarten Kläranlage beschickt. Eine mechanische Vorentwässerung findet nicht statt. Der Boden der Trocknungsanlage ist als Rostboden ausgelegt, sodass das überschüssige Wasser durchsickern kann. Es bleibt ein feuchter Klärschlammkuchen über, der solarthermisch getrocknet wird.

Durch die Einstrahlung der Sonne wird der nasse Klärschlamm (TM~11 %) erwärmt und gibt Feuchtigkeit an die umgebende Luft ab. Der Stoffaustausch wird durch ein wiederholtes Umsetzen des Klärschlamm erreicht. Hierfür wird eine autarke Wendemaschine eingesetzt.

Der Austrag der feuchten Luft erfolgt über vier Ventilatoren, die am Ende des Trocknergebäudes angebracht sind. Diese Ventilatoren haben einen Durchmesser von 0,92 m und werden in Abhängigkeit von der Luftfeuchte und Temperatur im bzw. außerhalb des Trockners geschaltet. Die Luftzirkulation im Solartrockner wird über weitere Ventilatoren sichergestellt, die quer zur Hauptflussrichtung der Abluft verbaut sind. Über diese Ventilatoren kann Abwärme einer benachbarten Biogasanlage in den Prozess eingetragen werden.

Der Austrag des getrockneten Klärschlamm erfolgt mit einem Radlader.

Beschreibung der Abgasreinigung

Eine Reinigung der Abluft findet nicht statt.

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Bei der Begehung der Anlage wurden vom Anlagenbetreiber das Anlagenkonzept vorgestellt, die Abluftführung skizziert und die Messgegebenheiten präsentiert.

Zur Durchführung der Volumenstrommessung wurde eine Verlängerung der Auslaufstrecke einem der vier Ventilatoren aufgesetzt (Abbildung 23, links). Hierfür wurde vom Betreiber ein Gerüst zur Verfügung gestellt (Abbildung 23, rechts). Die Messung der Schadstoffkonzentrationen in der Abluft erfolgte als Punktmessung direkt im Klärschlamm Trockner.

Abbildung 23: Messkonzept (Klärschlamm Trocknungsanlage)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

3.2.1.4 Messungen an einem Solartrockner ohne Abwärmenutzung

Beschreibung der Anlage

Die untersuchte Solartrocknungsanlage ist über eine Betonwand teilweise in zwei Bereiche unterteilt. Aufgrund der Unterteilung kann der Klärschlamm in je eine der beiden Hallenhälften separat eingebracht werden. Der Luftraum oberhalb des Klärschlammes ist nicht getrennt. Die Anlage wird mit entwässertem Klärschlamm aus der benachbarten Kläranlage beschickt. Der entwässerte Klärschlamm (TM~20 %) wird über Förderschnecken von unten an jeweils drei Stellen in die einzelnen Hallenhälften eingetragen („Vulkane“).

Durch die Einstrahlung der Sonne wird der nasse Klärschlamm erwärmt und gibt Feuchtigkeit an die umgebende Luft ab. Der Stoffaustausch wird durch ein wiederholtes Umsetzen des Klärschlammes erreicht. Hierfür wird eine autarke Wendemaschine eingesetzt.

Der Austrag der feuchten Luft erfolgt über zehn Ventilatoren, die am Ende des Trocknergebäudes angebracht sind. Diese Ventilatoren werden zeitgesteuert geschaltet. Im Regelbetrieb werden die Ventilatoren alle 30 Minuten 10 Minuten lang bei einer Auslastung von 50 % betrieben.

Die Luftzirkulation im Solartrockner wird über weitere Ventilatoren sichergestellt, die quer zur Flussrichtung der Abluft verbaut sind.

Der Austrag des getrockneten Klärschlammes erfolgt mit einem Radlader.

Beschreibung der Abgasreinigung

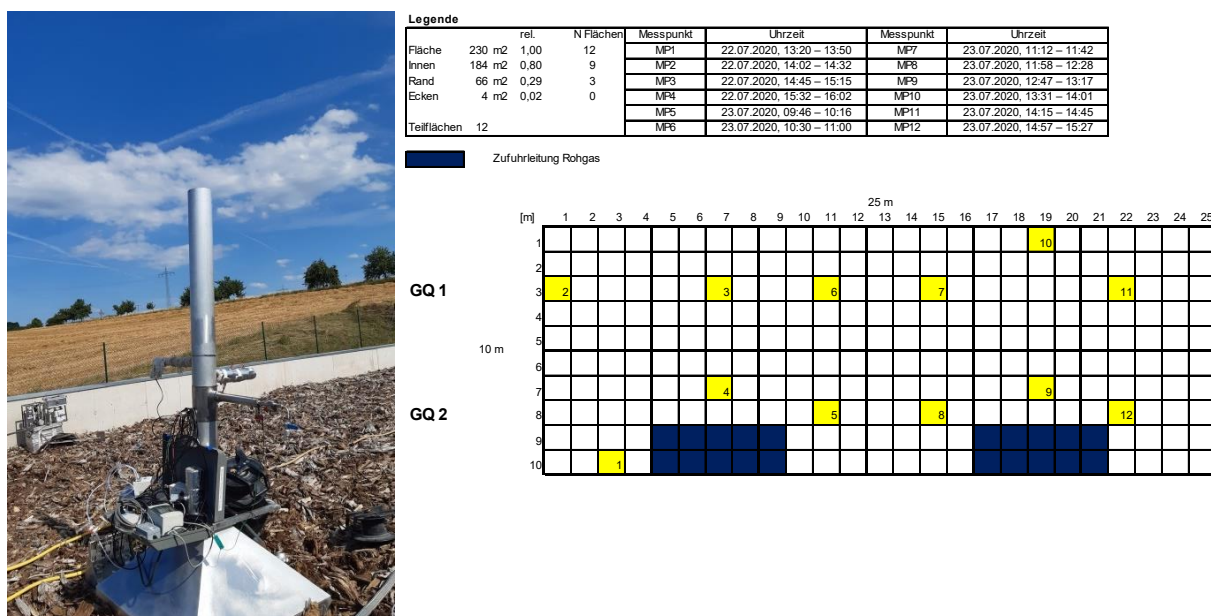
Die feuchte, beladene Abluft wird über die Ventilatoren aus dem Trockner gesaugt. Mit Hilfe einer Wassereindüsung werden die wasserlöslichen Schadstoffe wie beispielsweise Ammoniak anteilig ausgewaschen. Die vollständige Reinigung der Abluft findet in einem Biofilter statt. Das Biofilter hat eine Grundfläche von ca. 10 m × 25 m.

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Bei der Begehung der Anlage wurden vom Anlagenbetreiber das Anlagenkonzept vorgestellt, die Abluftführung skizziert und die Messgegebenheiten präsentiert.

Zur Durchführung der Messung wurde das Biofilter in ein Raster eingeteilt (Abbildung 24, rechts). Unter Zuhilfenahme einer Probenahmehaube für aktive Quellen (Abbildung 24, links) wurden 12 einzelne Segmente vermessen. Es wurden 3 Randsegmente und 9 innenliegende Segmente beprobt. Zur Durchführung der Messungen wurden die Ventilatoren auf Dauerbetrieb bei 30 % der Leistung geschaltet (kleinste mögliche Einstellung).

Abbildung 24: Messkonzept (Klärschlamm-trocknungsanlage mit solarer Trocknung ohne Abwärmenutzung)



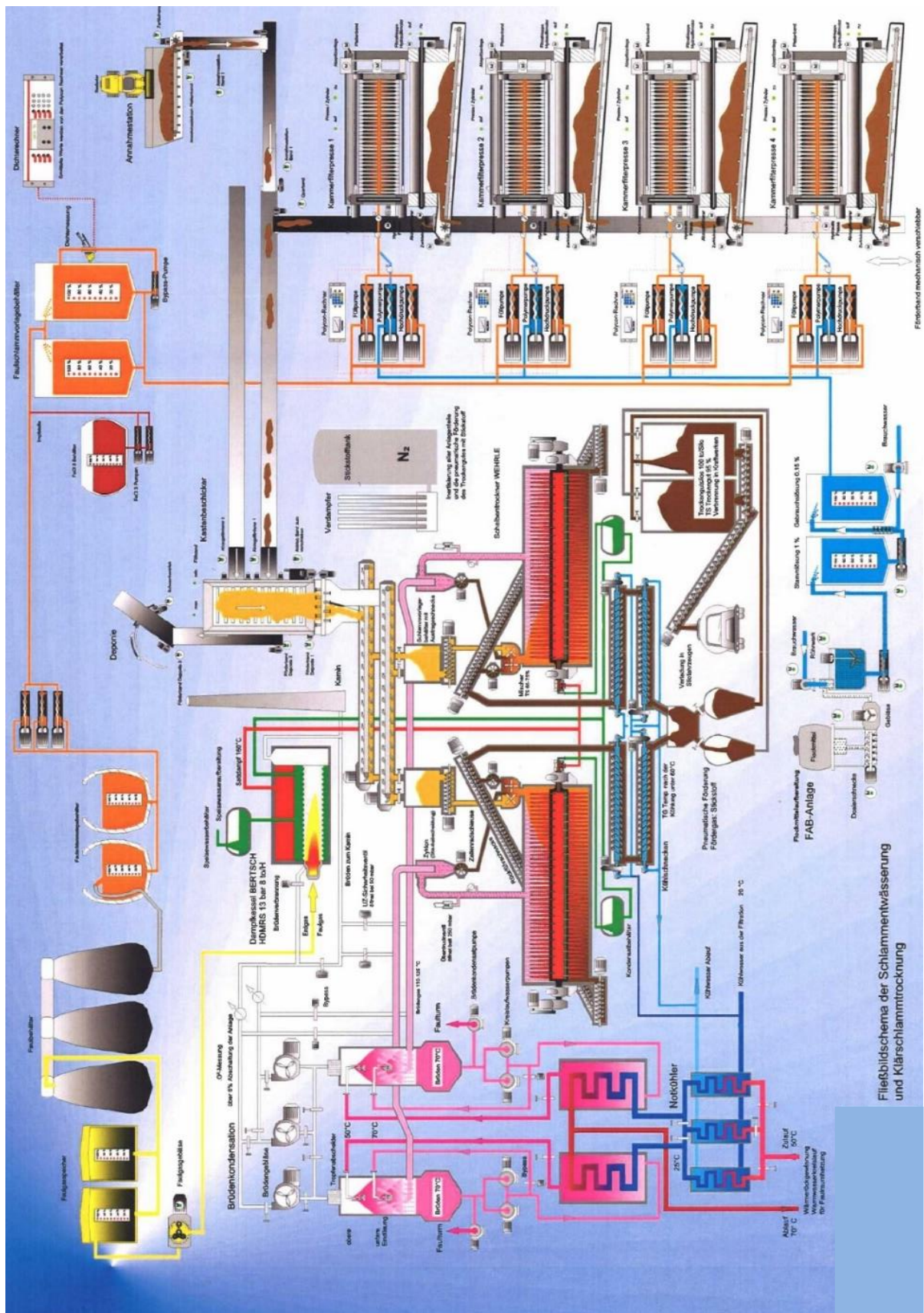
Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

3.2.1.5 Messungen an einer Anlage mit Scheibentrockner

Beschreibung der Anlage

Der Klärschlamm bei der untersuchten Anlage wird zunächst in Kammerfilterpressen entwässert und anschließend in Scheibentrocknern thermisch getrocknet. Die Beheizung der Scheibentrockner erfolgt mittels Sattdampf. Für den Prozess stehen vier Pressen und zwei Trockner zur Verfügung. Die beiden Trocknerstraßen können unabhängig voneinander betrieben werden. Aus sicherheitstechnischen Gründen erfolgt der Austrag des getrockneten Klärschlammes pneumatisch mit Stickstoff.

Abbildung 25: Schematische Darstellung der Klärschlamm-trocknung an der untersuchten Anlage



Quelle: Betreiberangaben

Die heißen Brüden eines Trockners werden über einen Zyklon vorentstaubt und der Wärmehückgewinnung zugeführt. Dabei kondensiert ein Großteil der Brüden aus. Neben dem Brüdenkondensat verbleibt ein gesättigtes Brüden gas, das sich aus Wasserdampf, Falschluff und dem Stickstoff, welcher zur pneumatischen Förderung des getrockneten Klärschlammes eingesetzt wird, zusammensetzt. Drei Brüdengebläse führen das Brüden gas dem Heißdampferzeuger zu. Dort wird das Brüden gas zusammen mit Erd- und Faulgas verbrannt.

Ein Fließbildschema der Klärschlamm trocknung ist in Abbildung 25 dargestellt.

Beschreibung der Abgasreinigung

Das Brüden gas wird in der Brennkammer des Heißgaserzeugers verbrannt.

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Bei der Begehung der Anlage wurden vom Anlagenbetreiber das Anlagenkonzept vorgestellt, die Ablufführung skizziert und die Messgegebenheiten präsentiert. Die erforderlichen Anschlussmöglichkeiten für Strom waren vorhanden. Eine geeignete Abgasleitung zur Durchführung der Messungen wurde ausgewählt und dem Betreiber ein Vorschlag zur Anbringung der Messstutzen vorgelegt.

Die Messungen wurden in der Rohgasleitung nach Brüdenkondensation durchgeführt (Abbildung 26).

Abbildung 26: Messkonzept (Klärschlamm trocknungsanlage mit Scheibentrockner)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

3.2.1.6 Messungen an einer Anlage mit Dünnschichttrockner

Beschreibung der Anlage

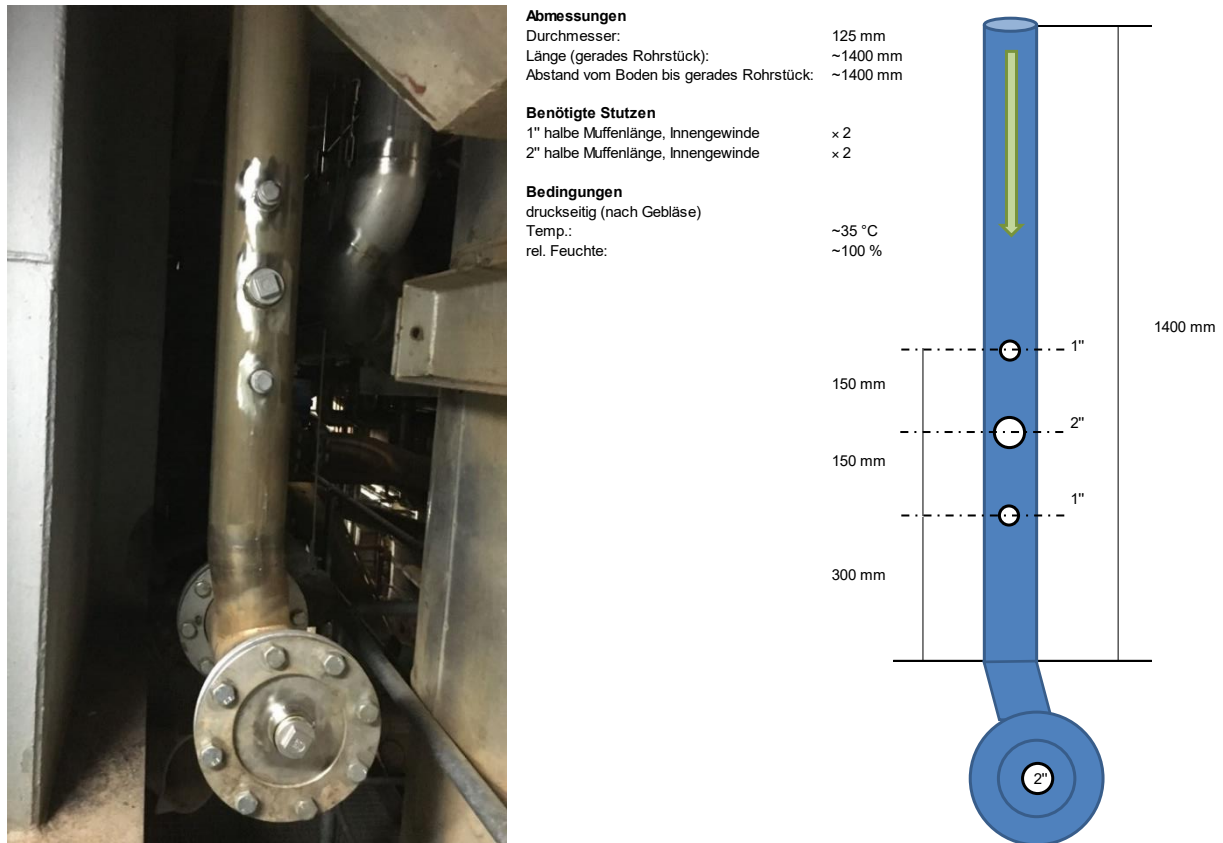
Die Trocknungsanlage ist Teil einer Klärschlammverbrennungsanlage und trocknet sowohl den in der vorgeschalteten Kläranlage anfallenden Klärschlamm als auch Klärschlamm von anderen Anlagen. Im Vorfeld findet eine Entwässerung des eigenen Klärschlammes mittels Zentrifugen statt. Die flüssige Phase wird in die biologische Reinigung der Abwasserreinigung zurückgeführt. Der entwässerte Klärschlamm wird in drei Dünnschichttrocknern so weit vorgetrocknet, dass er ohne Zusatzbrennstoffe verbrannt werden kann.

Die heißen Brüden der Trockner werden einer Brüdenkondensationsanlage zur Wärmerückgewinnung zugeführt. Dabei kondensiert ein Großteil der Brüden aus. Neben dem Brüdenkondensat verbleibt ein nasses Brüdengas, das sich hauptsächlich aus Wasserdampf und Schleppluft zusammensetzt. Das Brüdengas wird zusammen mit dem getrockneten Klärschlamm in Wirbelschichtöfen verbrannt, die gemäß 17. BImSchV betrieben wird. Die dabei freiwerdende thermische Energie wird zur Stromerzeugung mittels Dampfturbinen, zur Schlamm-trocknung sowie zur Beheizung der Anlage und der Betriebsgebäude genutzt.

Beschreibung der Abgasreinigung

Das Brüdengas wird im Wirbelschichtofen verbrannt. Eine Entstickungsanlage sorgt dafür, dass die NO_x-Konzentrationen im Abgas reduziert werden. Anschließend wird das Abgas des Ofens mit einem Elektrofilter vorentstaubt und in einem zweistufigen Rauchgasnasswäscher mit nachgeschaltetem Gewebefilter gereinigt.

Abbildung 27: Messkonzept (Dünnschichttrockner)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Bei der Begehung der Anlage wurden vom Anlagenbetreiber das Anlagenkonzept vorgestellt, die Abluftführung skizziert und die Messgegebenheiten präsentiert. Eine geeignete Abgasleitung zur Durchführung der Messungen wurde ausgewählt und dem Betreiber ein Vorschlag zur Anbringung der Messstutzen vorgelegt (Abbildung 27, rechts). Dieser Vorschlag wurde vom Betreiber umgesetzt (Abbildung 27, links).

Die Messungen wurden in der Rohgasleitung nach Brüdenkondensation durchgeführt.

3.2.2 Messdurchführung an Klärschlammkompostierungsanlagen

Bei der Identifizierung der derzeit in Deutschland arbeitenden Klärschlammkompostierungsanlagen konnte trotz intensiver Suche nur eine geschlossene Kompostierungsanlage (aktive Quelle mit Flächenfilter) identifiziert werden. Bei allen anderen Anlagen handelt es sich um offene Klärschlammkompostierungsanlagen im Mietenverfahren. Um einen repräsentativen Querschnitt der zur Kompostierung derzeit eingesetzten Technologien zu präsentieren und auch um mehr als eine Anlage des gleichen Typs beproben zu können, wurde in Abstimmung mit dem UBA beschlossen, nur offene Anlagen zu beproben. Da es sich bei diesen Anlagen um passive Quellen handelt, musste das Messkonzept angepasst werden.

Kompostmieten können eine Oberfläche von mehreren hundert Quadratmetern aufweisen. Wie auch bei einem Flächenfilter kann eine Messung nicht die gesamte Miete als Einheit, sondern nur Teilflächen der Miete erfassen. Hierfür bedarf es einer aktiven Probenahme, die über eine entsprechende Haube realisiert werden kann. Eine aktive Probenahmehaube für passive Quellen simuliert einen definierten Luftstrom über der Oberfläche der Miete. Dadurch wird eine theoretische Emission bei standardisierten Bedingungen messbar. Aufgrund der Geometrie und der Beschaffenheit der aktiven Probenahmehaube bzw. der Miete, konnten mit Hilfe dieser Methode nur kontinuierliche Messungen durchgeführt werden (vgl. Tabelle 7). Eine weitere Einschränkung der Messungen mit diesem System war, dass die Luft für den simulierten Windstrom aus einer belasteten Umgebung stammt. Um sicherzustellen, dass es dadurch nicht zur Verfälschung der Messergebnisse kam, wurde die eintretende Luft zunächst durch einen Filter geleitet, der sowohl organische als auch anorganische Verbindungen entfernt. Zusätzlich wurde die eintretende Luft messtechnisch erfasst. Das resultierende Messergebnis stellt den kleinsten messbaren Wert unter Verwendung des Messverfahrens dar (Blindwert).

Bei den ausgewählten, offenen Klärschlammkompostierungsanlagen handelt es sich um eine gewöhnliche Klärschlammkompostierungsanlage und eine Klärschlammteiltrocknungsanlage, welche das Ziel verfolgt, den TS-Gehalt des Klärschlammes mit Hilfe der Eigenerwärmung des Materials zu erhöhen.

3.2.2.1 Messungen an der Klärschlammkompostierungsanlage

Beschreibung der Anlage

In der offenen Klärschlammkompostierung im Mietenverfahren werden zur Stabilisierung des Klärschlammes Grün- und Parkabfälle zugesetzt. Die aufgesetzten Dreiecksmieten haben eine Abmessung von ca. 6 m × 20 bis 50 m × 2,5 bis 3 m (B×L×H). Die Intensivrotte setzt ca. 6 Tage nach Aufsetzen der Miete ein und dauert 4 bis 6 Wochen an. Dabei erwärmt sich der Klärschlamm auf bis zu 65 °C. Die Nachrotte dauert ca. 6 Wochen.

Beschreibung der Abgasreinigung

Die offenen Dreiecksmieten stehen in direktem Austausch mit der Umgebungsluft. Eine Abgasreinigung findet nicht statt.

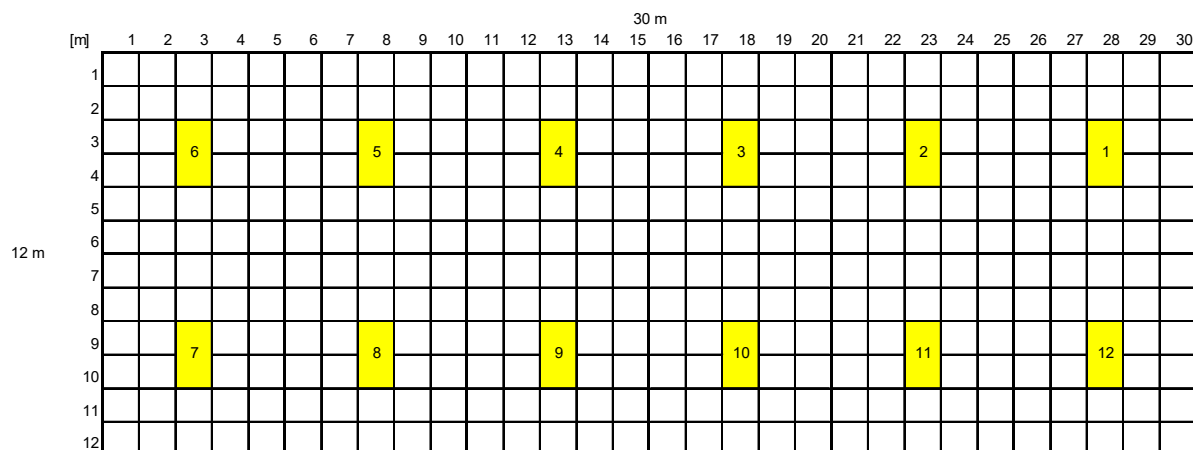
Begehung der Anlage und Messdurchführung

Eine Begehung der Anlagen war nicht erforderlich, da die zur Messung notwendigen Gerätschaften (Probenahmehaube für passive Quellen) vom Messinstitut bereitgestellt wurden.

Es wurde eine Miete im Zustand der höchsten Emission vermessen. Unter Einbeziehung der Erfahrung des Anlagenbetreibers wurde der Zustand der Intensivrotte als solcher ausgemacht. Der Betreiber hat die Miete zweigeteilt aufgesetzt. Die Grundfläche der beiden Dreiecksmieten betrug ca. 360 m². Die gesamte Oberfläche beider Mieten wurde auf 633 m² geschätzt. Es wurden 12 Punkte (6 Punkte je Teilmiete) bei einer spezifischen Belüftungsrate der Probenahmehaube von 30 m³/(m²×h) beprobt (Abbildung 28).

Abbildung 28: Messkonzept (Klärschlammkompostierung)

Legende	
Messpunkt an der Schnittkante zweier Teilflächen	
Messpunkt	Uhrzeit
MP1	09:03 – 09:33
MP2	09:47 – 10:17
MP3	10:20 – 10:50
MP4	10:55 – 11:25
MP5	11:35 – 12:05
MP6	12:15 – 12:45
MP7	13:30 – 14:00
MP8	14:10 – 14:40
MP9	14:55 – 15:25
MP10	15:30 – 16:00
MP11	16:10 – 16:40
MP12	16:50 – 17:20



Quelle: eigene Darstellung Vdz Service

3.2.2.2 Messungen an der Klärschlammteiltrocknungsanlage

Beschreibung der Anlage

Die Anlage zur offenen „Teiltrocknung“ von Klärschlamm wird analog zur Klärschlammkompostierung im Mietenverfahren betrieben. Es werden Dreiecksmieten in einer zu beiden Seiten hin offenen Halle aufgesetzt (überdacht). Die Halle hat eine Abmessung von ca. 20 m × 205 m. Es werden zwei Mieten entlang der Längsseiten der Halle aufgesetzt. Diese Mieten werden mit getrocknetem Klärschlamm „angeimpft“. Die Dauer der „Teiltrocknung“ beträgt abhängig von dem gewünschten TM-Gehalt ca. 3 bis 8 Wochen.

Beschreibung der Abgasreinigung

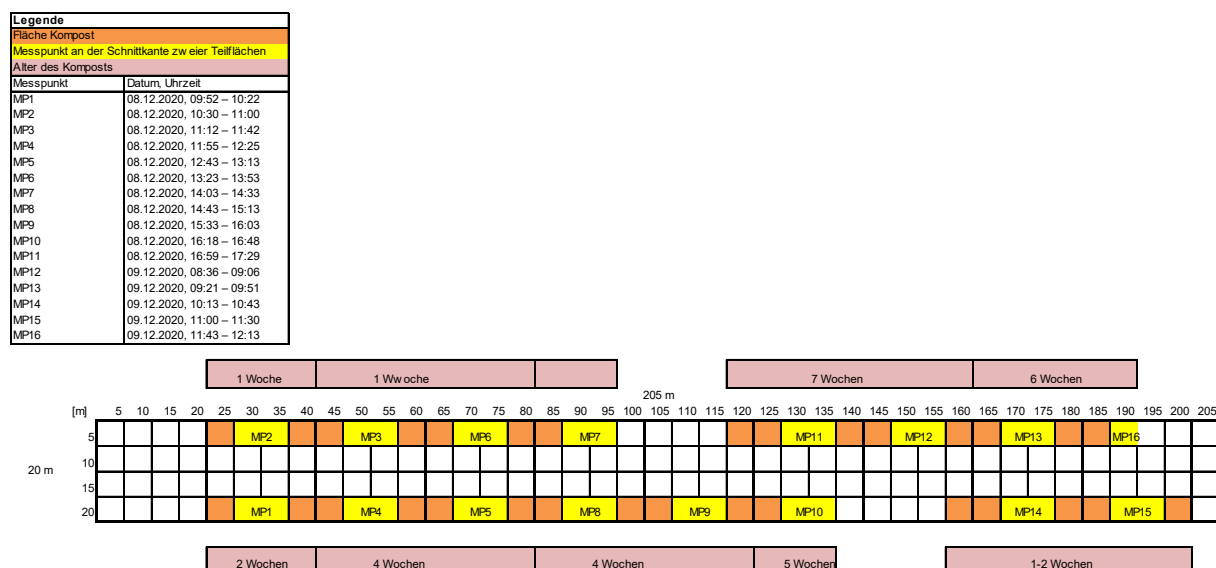
Die offenen Dreiecksmieten stehen in direktem Austausch mit der Umgebungsluft, die über die offenen Seiten des Hangars in die Umgebung entweicht. Eine Abgasreinigung findet nicht statt.

Begehung der Anlage und Messdurchführung

Eine Begehung der Klärschlammteiltrocknungsanlage war nicht erforderlich, da die zur Messung notwendigen Gerätschaften (Probenahmehaube für passive Quellen) vom Messinstitut bereitgestellt wurden.

Bei der Messung an der Anlage wurde die komplette Halle vermessen. Zum Zeitpunkt der Messung befanden sich Mieten mit unterschiedlichen Reifegraden in der Halle. Die Auslastung der Halle entspricht der Regel für den Prozess der „Teiltrocknung“. Der Betreiber hat die Miete zweigeteilt aufgesetzt. Die Grundfläche der beiden Dreiecksmieten betrug ca. 1.550 m². Die gesamte Oberfläche beider Mieten wurde auf 1.862 m² geschätzt. Es wurden 16 Punkte bei einer spezifischen Belüftungsrate der Probenahmehaube von 30 m³/(m²×h) beprobt (Abbildung 29).

Abbildung 29: Messkonzept (Klärschlammteiltrocknungsanlage)



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

3.3 Dokumentation der Messergebnisse und der Anlagenparameter

3.3.1 Bandtrockner

3.3.1.1 Ergebnisse der Messungen

Während der Messungen befand sich die Anlage nach Angaben des Betreibers im Störbetrieb, da ein pH-Wertsensor der Abluftreinigungsanlage (saure Wäscher) defekt war. Zum Zeitpunkt der Messung war nicht ersichtlich, dass die Anlage außerhalb der regulären Betriebsweise arbeitet. Die Messergebnisse sind damit nicht repräsentativ für den Regelbetrieb der Anlage. Das betrifft vor allem die ermittelten Konzentrationen der wasserlöslichen Abluftbestandteile, die durch Absorption in der Abluftreinigungsanlage gemindert würden.

Tabelle 10 bis Tabelle 17Tabelle 15 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

In Tabelle 10 sind die relative Feuchte, Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck über den Zeitraum der Messung dargestellt.

Tabelle 10: Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Bandrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
rel. Feuchte	%	12	28,1	69,3	44,3
Feuchte*	Vol.-%	12	0,6	1,0	0,7
Temperatur	°C	12	10,6	19,4	15,5
Druck	hPa	12	1.006	1.007	1.007

* berechnet

Der Abluftvolumenstrom der Anlage wurde mit Hilfe einer Differenzdruckmessung in der Rohgasleitung zum Biofilter ermittelt (Tabelle 11). Der ermittelte mittlere Volumenstrom beträgt 23.700 m³/h (i.N., tr.). Es kann davon ausgegangen werden, dass der komplette Rohgas-Abluftstrom das Biofilter passiert. Zur Berechnung der Massenströme wird daher der mittlere Volumenstrom genutzt.

Im Biofilter wird zum Zeitpunkt der Messungen an den einzelnen Messstellen in einer Tiefe von ca. 0,4 m eine Temperatur zwischen 42,7 und 44,0 °C bestimmt. Eine geringe Schwankungsbreite der Temperatur im Biofilter zwischen den einzelnen Messpunkten ist ein Hinweis für eine gute Verteilung der Abluft über das Filter. Bei dem vermessenen Biofilter kann das Kriterium als erfüllt angesehen werden.

Die Rohgastemperatur liegt im Mittel 4 K über der Temperatur in der Messhaube (Reingas).

Tabelle 11: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Bandrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Volumenstrom (Rohgas)	m ³ /h (i.N., tr.)	3	23.500	23.900	23.700
O ₂ (Rohgas)	Vol.-%	3	21,0	21,0	21,0
Temperatur (Rohgas)	°C	12	42,7	44,8	44,0
Temperatur (Biofilter)	°C	11	42,5	48,8	44,2
Temperatur (Messhaube)	°C	12	37,7	41,6	40,0

In der Abluft der Klärschlamm-trocknungsanlage wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu 21,1 Vol.-% bestimmt (Tabelle 12). Unter Berücksichtigung der Messunsicherheit entspricht das dem Luftsauerstoffgehalt. Die Verbrennungsparameter CO₂ und CO können in der Abluft der Trocknungsanlage nicht nachgewiesen werden. Der Anteil der Feuchte im Reingas der Anlage liegt zwischen 6,3 und 7,5 Vol.-%.

Die ermittelte Staubkonzentration in der Abluft ist mit kleiner 1 mg/m³ sehr gering. Aufgrund der Schichtdicke des Biofilters können prozessbedingte Staubemissionen ausgeschlossen werden. Die ermittelten Konzentrationen sind aller Voraussicht nach auf einen Abrieb der Holzhack-schnitzel zurückzuführen. Der Grenzwert der TA-Luft von 10 mg/m³ kann sicher eingehalten werden. Die maximal ermittelte Staubfracht beträgt 0,023 kg/h.

Tabelle 12: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Band-trockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Mess-werte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O ₂	Vol.-%	12	20,9	21,2	21,1
CO ₂	Vol.-%	12	0,0	0,0	0,0
H ₂ O	Vol.-%	12	6,3	7,5	7,0
Staub	mg/m ³	3	0,81	0,96	0,86
CO	mg/m ³	12	0,0	0,1	0,0
HCl	mg/m ³	3	0,18	0,61	0,33
NH ₃ (SRM)	mg/m ³	3	14,8	22,1	18,1
NH ₃ (FTIR)	mg/m ³	12	17,5	25,0	21,7
N ₂ O (SRM)	mg/m ³	3	<3,3	<3,3	<3,3
N ₂ O (FTIR)	mg/m ³	12	0,4	1,2	0,8
CH ₄ (SRM)	mg/m ³	3	24,2	42,1	35,7
CH ₄ (FTIR)	mg/m ³	12	22,8	40,7	34,0
Gesamt-C	mg/m ³	12	35,8	55,5	48,0

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa, 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H₂O).

Sowohl die gemessenen HCl-Konzentrationen als auch der HCl-Massenstrom liegen mit Maximalwerten von 0,61 mg/m³ bzw. 0,015 kg/h um ein Mehrfaches unterhalb der jeweiligen Grenzwerte der TA-Luft von 20 mg/m³ und 0,10 kg/h.

Die Messergebnisse der kontinuierlichen NH₃-Messung mittels FTIR und der diskontinuierlichen Messung mittels Standardreferenzmethode (SRM) liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Die FTIR-Messung überschätzt das SRM-Messergebnis um ca. 2 bis 7 mg/m³. Aufgrund der guten Vergleichbarkeit mit dem SRM kann davon ausgegangen werden, dass die kontinuierlich gemessenen Konzentrationen plausibel und repräsentativ sind. Die Schwankungsbreite (Max-Min) der kontinuierlich ermittelten Konzentrationen an den einzelnen Messpunkten beträgt 7,5 mg/m³. Das spricht für eine gleichmäßige Verteilung der Abluft über das Biofilter. Im Mittel über 12 Messpunkte wird eine NH₃-Konzentration von 21,7 mg/m³ mittels FTIR bestimmt. Mit dem SRM wird ein Mittelwert von 18,1 mg/m³ gemessen. Die Maximalkonzentrationen, die mit beiden Messverfahren bestimmt werden, liegen oberhalb des TA-Luft-Grenzwertes von 20 mg/m³. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass bei der vorliegenden Betriebsweise (Störbetrieb) eine sichere Einhaltung des NH₃-Grenzwertes für die Konzentration nicht möglich ist. Die Massenströmschwelle von 0,10 kg/h kann aufgrund des hohen Volumenstroms an keinem Messpunkt eingehalten werden.

Tabelle 13: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Bandrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
H ₂ O	kg/h	12	1.298	1.538	1.452
H ₂ O*	kg/h	12	1.118	1.408	1.282
Staub	kg/h	3	0,019	0,023	0,021
CO	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
HCl	kg/h	3	0,004	0,015	0,008
NH ₃ (SRM)	kg/h	3	0,35	0,53	0,43
NH ₃ (FTIR)	kg/h	12	0,42	0,59	0,52
N ₂ O (SRM)	kg/h	3	<0,078	<0,078	<0,078
N ₂ O (FTIR)	kg/h	12	0,01	0,027	0,017
CH ₄ (SRM)	kg/h	3	0,57	1,0	0,85
CH ₄ (FTIR)	kg/h	12	0,54	0,96	0,81
Gesamt-C	kg/h	12	0,85	1,3	1,1

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchte-Differenz der ein- und austretenden Luft.

Die mittels SRM ermittelten N₂O-Emissionen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) von 3,3 mg/m³. Die FTIR-Messung bestätigt dieses Ergebnis (Maximalwert 1,2 mg/m³). Daraus kann geschlossen werden, dass der Freisetzung von N₂O im Prozess der Klärschlamm-trocknung nur eine untergeordnete Bedeutung beigemessen werden kann bzw. dass die eingesetzte Abluft-reinigungstechnik ausreichend ist, um eine Emission von N₂O zu verhindern.

Tabelle 14: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage (Bandrockner) 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz	3.271	t (TM)/a
Jahresdurchsatz	15.212	t (OS)/a
Anlagenlaufzeit	7.653	h/a
Eingangs TM	21,5	%
Ausgangs TM	91,0	%

Beide Messverfahren zur Messung von CH₄ liefern vergleichbare Ergebnisse. Der Unterschied zwischen den ermittelten Konzentrationen liegt bei ca. 2 bis 4 mg/m³. Das SRM überschätzt die FTIR-Messung leicht. Der Verlauf der kontinuierlich ermittelten CH₄-Konzentration an den einzelnen Messpunkten entspricht dem Konzentrationsverlauf für Gesamt-C. Im Mittel über alle Messpunkte liegt die Gesamt-C-Konzentration mit 48,0 mg/m³ um 12,0 mg/m³ höher als die kontinuierlich bestimmte CH₄-Konzentration (34,0 mg/m³). Da die Messverfahren FTIR und FID

auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhen, kann aufgrund der hohen Übereinstimmung im Verlauf beider Messsignale die Richtigkeit der FTIR-Messung abgeleitet werden. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Emission im Mittel ca. 53 % beträgt. Die übrigen 47 % der Gesamt-C-Emission entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen.

Für die Emission von Gesamt-C aus „Anlagen zum Trocknen von Klärschlamm“ (Ziffer 5.4.8.10.2) ist gemäß TA-Luft ein Grenzwert von 20 mg/m³ vorgesehen. Dieser Grenzwert wird bei den vorliegenden Messungen im Störbetrieb an keinem Messpunkt eingehalten. Messungen an der Klärschlamm-trocknungsanlage, die im Rahmen der Emissionsüberwachung stattfanden, zeigen jedoch, dass der Grenzwert mit den vorhandenen Abluftreinigungstechnologien grundsätzlich sicher eingehalten werden kann.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Klärschlamm-trocknungsanlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht bezogen auf den trockenen Klärschlamm bzw. das eingesetzte Input-Material berechnet. Die Kalkulation erfolgt unter der Annahme, dass die gemessenen Frachten auf Jahressicht konstant bleiben. Zur Kalkulation wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der jährlichen Anlagenlaufzeit auf ein Kalenderjahr hochgerechnet. Anschließend wird der in einem Jahr emittierte Schadstoffausstoß durch die im gleichen Jahr umgesetzte Klärschlamm-menge geteilt. Es werden die unter Tabelle 14 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Anlage A.1 (Tabelle 11) und Tabelle 15 zusammengefasst. Es ist zu beachten, dass die Anlagenlaufzeit vom Betreiber geschätzt wird und damit einer größeren Unsicherheit unterliegt.

Tabelle 15: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Bandtrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
H ₂ O*	kg/t KSM (OS)	12	560	710	650
Staub	kg/t KSM (OS)	3	0,0096	0,012	0,011
CO	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
HCl	kg/t KSM (OS)	3	0,0020	0,0075	0,0040
NH ₃ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,18	0,27	0,22
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,21	0,30	0,26
N ₂ O (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	n.b.	n.b.	n.b.
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,005	0,014	0,0086
CH ₄ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,29	0,50	0,43
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,27	0,48	0,43
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	12	0,43	0,66	0,57

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchte-Differenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

3.3.1.2 Anlagenparameter

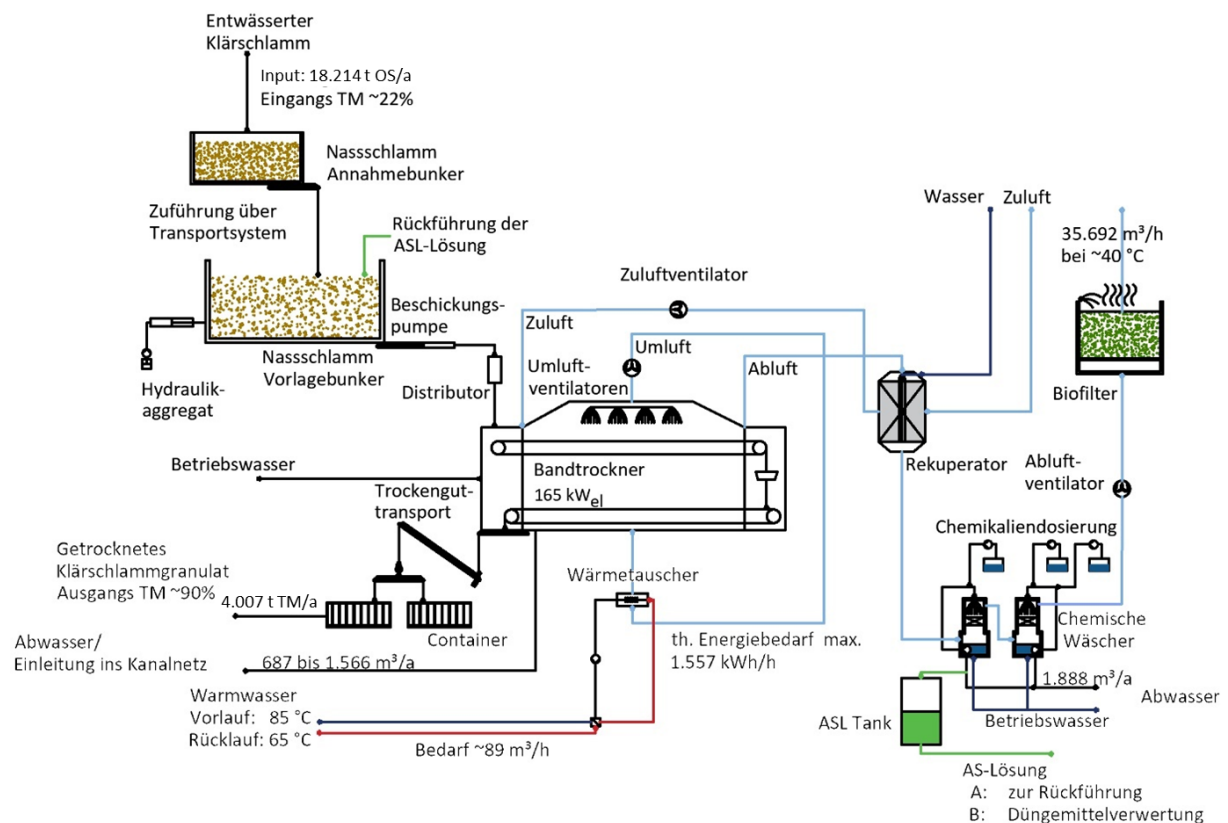
Verfahrensbeschreibung

Bei der Anlage handelt sich um eine Trocknungsanlage, die den Klärschlamm per Bandtrocknungsverfahren entfeuchtet. Das Bandtrocknerverfahren zur Trocknung von Klärschlämmen ist ein gut entwickeltes und erprobtes Verfahren (Institut für Kreislaufwirtschaft, 2005). Bandtrockner kommen auch für verschiedene andere Trocknungsgüter zum Einsatz (z.B. bei Gärresten oder in der chemischen Industrie).

Bei diesem Verfahren wird das Trocknungsgut (in diesem Fall der Klärschlamm) auf horizontalen Förderbändern mit dem Trocknungsmedium (erwärmte Luft) in Kontakt gebracht. Es handelt sich um ein Konvektionstrocknungsverfahren. Charakteristisch hierfür ist ein direktes Heizmedium. Bei der untersuchten Anlage ist das Heizmedium erwärmte Luft. Im Kreuzgegen- oder Kreuzgleichstromverfahren wird bei den Bandtrocknern die maximale Wasseraufnahme der Zuluft erzielt (Kunz, 1998). Ein Vorteil des Verfahrens ist die geringe Staubentwicklung, da das Trocknungsgut wenig mechanisch beansprucht wird (Institut für Kreislaufwirtschaft, 2005). Der Klärschlamm wird häufig bereits vor der Entfeuchtung mittels des Trocknungsverfahrens mechanisch entwässert.

Die Besonderheit bei dem untersuchten Verfahren ist die Ammoniumsulfatlösungs-Anlage (ASL-Anlage) zur Reinigung der Abluft. In einer ASL-Anlage wird die Abluft mittels Schwefelsäure behandelt. Als Produkt entsteht dabei Ammoniumsulfatlösung. Diese wird dem Prozess im untersuchten Verfahren wieder zugeführt. In erster Linie ist Ammoniumsulfat aber ein Stickstoffdünger, der sehr gut auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden kann. Die Düngemittelverordnung erlaubt den Einsatz in der Landwirtschaft. Das ASL-Verfahren ist ein relativ junges Verfahren und wird z.B. auch bei Gärresten aus Biogasanlagen eingesetzt. Muss die Abluft behandelt werden und erfolgt dies mittels chemischer Wäscher, stellt sich auch die wirtschaftliche Frage der ASL-Gewinnung. In der folgenden Abbildung wird das Verfahren des untersuchten Bandtrockners schematisch mit den Energie- und Massenströmen dargestellt:

Abbildung 30: Verfahrensschema der Trocknungsanlage (Bandrockner)



Quelle: eigene Darstellung Awiplan basierend auf Herstellerangaben

Für die untersuchte Klärschlamm-trocknungsanlage wurden folgende technischen Parameter seitens des Anlagenbetreibers bereitgestellt:

Tabelle 16: Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2017*)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Wasserverdampfung (Nennleistung)	kg H ₂ O/h	1.720
Jahresdurchsatz Trockenmasse*	t TM/a	4.007*,**
Jahresdurchsatz Originalsubstanz	t OS/a	18.214*
Jahresbetriebszeit	h/a	8.000 (geplant)*
Eingangs TM	%	ca. 22*
Ausgangs TM	%	≥ 90*
Klimadaten:		
Umgebungstemperatur	°C	12
Druck	Pa	100.720
Luftfeuchtigkeit	rLf in %	75
Installierte Leistung	kW	258

Technische Parameter	Einheit	Wert
thermischer Energiebedarf	kWh _{th} /h	1.557
elektrischer Energiebedarf	kW _{el}	165
Verbrauch Betriebsstoffe (anhand Lieferscheine / Wasserzähler)	m ³ /a	322
Einsatz Schwefelsäure/Natronlauge/Sonstiges	Menge unbekannt	Schwefelsäure
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		Verbrennung
Eingangswassergehalt/Ausgangswassergehalt	%	
Inbetriebnahmejahr	2018	
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		Fremdschlamm
Art der Abluftbehandlungstechnik		Chemische Wäscher
Besonderheit: ASL-Anlage mit Abwasser	m ³ /a	1.888

Quelle: Betreiberangaben (2017)

* Da alle technischen Parameter für das Jahr 2017 vorlagen, wurden an dieser Stelle der Konsistenz halber auch die Daten von 2017 herangezogen (abweichend von Tabelle 14).

** Berechneter Wert basierend auf Betreiberangaben

Beschreibung der technischen Parameter

Insgesamt werden in der Anlage rund 18.214 t (Originalsubstanz) bzw. 4.007 t (TM) Klärschlamm pro Jahr durchgesetzt. Bei dem durchgesetzten Klärschlamm handelt es sich ausschließlich um Fremdschlämme. Der Trockenmassegehalt wird von ~ 22 % auf ≥ 90 % im getrockneten Klärschlammgranulat erhöht. Das Endprodukt wird thermisch verwertet.

Die eingeleitete Abwassermenge des Bandrockners schwankt zwischen 687 bis 1.566 m³/a. Das tägliche Abwasseraufkommen wird mit 1,9 – 4,3 m³/d angegeben (Betreiberangaben 2017).

Bei der ASL-Anlage entstehen rund 1.888 m³ Abwasser pro Jahr. Dies entspricht in etwa 5,2 m³ pro Tag. Des Weiteren produziert dieser Anlagenteil einen Abluftvolumenstrom von 35.692 m³/h mit einer Temperatur von circa 40 °C. Bei 8.000 Betriebsstunden pro Jahr ergibt sich ein Abluftvolumenstrom von 285.536.000 m³/a. Bei der ASL-Anlage wird Schwefelsäure als Betriebsmittel eingesetzt, die jährliche Menge ist jedoch unbekannt (Betreiberangaben 2017).

Energiebilanz

Der maximale thermische Energiebedarf wird mit 1.557 kWh/h angegeben. Dieser wird über Warmwasser (Vorlauf Temperatur 85 °C) bereitgestellt (Betreiberangaben 2017). Daraus ergibt sich über das Jahr bei 8.000 Betriebsstunden ein thermischer Energiebedarf von 12.456.000 kWh_{th}/a. Der gesamte elektrische Energiebedarf beläuft sich bei 8.000 Betriebsstunden pro Jahr und einem Strombedarf von 165 kW auf 1.320.000 kWh_{el}/a. Entsprechend beträgt der Gesamtenergiebedarf für die Anlage 13.776.000 kWh/a.

Pro t TM Klärschlamm werden bei einem jährlichen Umsatz von 4.007 t TM Klärschlamm ca. 3.438 kWh Gesamtenergie benötigt. Die Gesamtenergie setzt sich aus ca. 3.109 kWh thermischer Energie und ca. 329 kWh elektrischer Energie pro t TM Klärschlamm zusammen. Die Werte sind stark von den Umgebungsbedingungen (Temperatur und Druck) abhängig. Die angesetzten

Werte basieren auf den Auslegungswerten aus Tabelle 16 und beziehen sich somit auf das Bezugsjahr 2017.

3.3.2 Schaufeltrockner

3.3.2.1 Ergebnisse der Messungen

Während der Messungen befanden sich beide Trockner und die Abluftreinigung nach Angaben des Betreibers im Regelbetrieb.

Tabelle 17 bis Tabelle 22 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

In Tabelle 17 sind die relative Feuchte, Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck über den Zeitraum der Messung dargestellt.

Tabelle 17: Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Schaufeltrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
rel. Feuchte	%	12	39,8	57,7	51,6
Feuchte*	Vol.-%	12	1,1	2,2	1,6
Temperatur	°C	12	22,1	28,4	24,4
Druck	hPa	12	1.006	1.007	1.007

* berechnet

Der Abluftvolumenstrom der Anlage wurde mit Hilfe eines Hitzdrahtanemometers direkt im Reingas mittels Probenahmehaube ermittelt (Tabelle 18). Anhand der Ergebnisse der Punktmessungen wurde der Gesamtvolumenstrom der Anlage berechnet. Der ermittelte mittlere Volumenstrom beträgt 36.600 m³/h (i.N., tr.). Zur Berechnung der Massenströme wird der zum jeweiligen Zeitpunkt ermittelte Reingasvolumenstrom genutzt.

Im Biofilter wird zum Zeitpunkt der Messungen an den einzelnen Messstellen in einer Tiefe von ca. 0,4 m eine Temperatur zwischen 32,2 und 32,7 °C bestimmt. Die Schwankungsbreite der Temperatur im Biofilter ist sehr gering, was als ein Hinweis für eine gute Verteilung der Abluft über das Filter angesehen werden kann.

Tabelle 18: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Schaufeltrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Volumenstrom (Reingas)	m ³ /h (i.N., tr)	12	31.300	48.200	36.600
Temperatur (Biofilter)	°C	12	32,2	32,7	32,4
Temperatur (Messhaube)	°C	12	31,9	33,6	32,7

In der Abluft der Klärschlamm-trocknungsanlage wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu 20,9 Vol.-% bestimmt (Tabelle 19). Die Verbrennungsparameter CO₂ und CO konnten in der Abluft der Trocknungsanlage nicht nachgewiesen werden. Der Anteil der Feuchte im Reingas der Anlage liegt zwischen 4,5 und 4,8 Vol.-%.

Die ermittelte Staubkonzentration im Abgas liegt in der gleichen Größenordnung wie der Feldblindwert. Damit sind keine prozessbedingte Staubemissionen nachweisbar. Der Grenzwert der TA-Luft von 10 mg/m³ für die Massenkonzentration kann sicher eingehalten werden.

Tabelle 19: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Schau-feltrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Mess-werte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O ₂	Vol.-%	12	20,9	21,0	20,9
CO ₂	Vol.-%	12	0,1	0,1	0,1
H ₂ O	Vol.-%	12	4,5	4,8	4,7
Staub	mg/m ³	3	0,33	0,39	0,37
CO	mg/m ³	12	0,2	0,7	0,4
HCl	mg/m ³	3	0,13	0,44	0,23
NH ₃ (SRM)	mg/m ³	3	0,84	2,65	1,54
NH ₃ (FTIR)	mg/m ³	12	0,2	2,0	0,5
N ₂ O (SRM)	mg/m ³	3	<3,3	5,6	4,1
N ₂ O (FTIR)	mg/m ³	12	1,5	9,2	4,1
CH ₄ (SRM)	mg/m ³	3	2,0	6,1	4,1
CH ₄ (FTIR)	mg/m ³	12	1,8	3,4	2,3
Gesamt-C	mg/m ³	12	7,9	16,1	11,8

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa, 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H₂O).

Die maximale HCl-Massenkonzentration wird zu 0,44 mg/m³ bestimmt. Dieser Wert liegt deutlich unterhalb des TA-Luft-Grenzwertes von 20 mg/m³. Die Massenstromschwelle von 0,10 kg/h wird ebenfalls mit Abstand unterschritten.

Die Messergebnisse der kontinuierlichen NH₃-Messung mittels FTIR und der diskontinuierlichen Messung mittels SRM liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Mit Werten zwischen 0,84 und 2,65 mg/m³ werden mit dem SRM Messwerte in der Nähe des Feldblindwertes bestimmt. Die Ergebnisse der kontinuierlichen Messung liegen nur knapp darunter (0,2 und 2,0 mg/m³). Daraus ergibt sich, dass sowohl der TA-Luft-Grenzwert für die Massenkonzentration (20 mg/m³) als auch für den Massenstrom (0,10 kg/h) sicher eingehalten werden.

Die mittels SRM ermittelten N₂O-Emissionen liegen an zwei Messpunkten oberhalb der BG von 3,3 mg/m³. Die FTIR-Messung bestätigt dieses Ergebnis tendenziell. Es werden jedoch höhere Werte mittels FTIR-Messung bestimmt. Die maximal ermittelte Konzentration mit dem SRM-Verfahren beträgt 5,6 mg/m³. Mittels FTIR werden 9,2 mg/m³ maximal gemessen. Da die Werte unter Berücksichtigung der Messunsicherheit auf einem vergleichbaren Niveau liegen, kann von einer plausiblen Messung der N₂O-Konzentration ausgegangen werden.

Tabelle 20: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Schaufeltrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
H ₂ O	kg/h	12	1.240	1.937	1.447
H ₂ O *	kg/h	12	817	1.295	964
Staub	kg/h	3	0,012	0,013	0,012
CO	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
HCl	kg/h	3	0,004	0,017	0,009
NH ₃ (SRM)	kg/h	3	0,027	0,097	0,056
NH ₃ (FTIR)	kg/h	12	0,007	0,071	0,019
N ₂ O (SRM)	kg/h	3	0,12	0,19	0,15
N ₂ O (FTIR)	kg/h	12	0,058	0,32	0,15
CH ₄ (SRM)	kg/h	3	0,070	0,21	0,14
CH ₄ (FTIR)	kg/h	12	0,059	0,12	0,085
Gesamt-C	kg/h	12	0,31	0,59	0,43

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchte-Differenz der ein- und austretenden Luft.

Beide Messverfahren zur Messung von CH₄ liefern vergleichbare Ergebnisse. Der Unterschied zwischen den ermittelten Konzentrationen liegt im Maximum bei ca. 2,5 mg/m³. Das SRM überschätzt die FTIR-Messung leicht. Im Konzentrationsverlauf für Gesamt-C kann der Verlauf der kontinuierlich ermittelten CH₄-Konzentration an den einzelnen Messpunkten wiedergefunden werden. Im Mittel über alle Messpunkte liegt die Gesamt-C-Konzentration mit 11,8 mg/m³ um 9,5 mg/m³ höher als die kontinuierlich bestimmte CH₄-Konzentration (2,3 mg/m³). Da die Messverfahren FTIR und FID auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhen, kann aufgrund der Vergleichbarkeit im Verlauf der beiden Messsignale die Richtigkeit der FTIR-Messung abgeleitet werden. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Emission im Mittel ca. 15 % beträgt. Die übrigen 85 % der Gesamt-C-Emission entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen.

Tabelle 21: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz	3.659	t (TM)/a
Jahresdurchsatz	13.623	t (OS)/a
Anlagenlaufzeit	6.950	h/a
Eingangs TM	26,9	%
Ausgangs TM	72,3	%

Für die Emission von Gesamt-C aus „Anlagen zum Trocknen von Klärschlamm“ (Ziffer 5.4.8.10.2) ist gemäß TA-Luft ein Grenzwert von 20 mg/m³ vorgesehen. Dieser Grenzwert wird bei den vorliegenden Messungen im Regelbetrieb an allen Messpunkten eingehalten.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Klärschlamm-trocknungsanlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht bezogen auf den trockenen Klärschlamm bzw. das eingesetzte Input-Material berechnet. Die Kalkulation erfolgt unter der Annahme, dass die gemessenen Frachten auf Jahressicht konstant bleiben. Zur Kalkulation wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der jährlichen Anlagenlaufzeit auf ein Kalenderjahr hochgerechnet. Anschließend wird der in einem Jahr emittierte Schadstoffausstoß durch die im gleichen Jahr umgesetzte Klärschlammmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 21 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Anlage B (Tabelle 23) und Tabelle 22 zusammengefasst. Es ist zu beachten, dass die Anlagenlaufzeit vom Betreiber geschätzt wird und damit einer größeren Unsicherheit unterliegt.

Tabelle 22: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Schaufeltrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
H ₂ O*	kg/t KSM (OS)	12	420	660	490
Staub	kg/t KSM (OS)	3	0,0061	0,0066	0,0061
CO	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
HCl	kg/t KSM (OS)	3	0,0020	0,0087	0,0046
NH ₃ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,014	0,049	0,029
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,0036	0,036	0,0097
N ₂ O (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,061	0,097	0,077
v	kg/t KSM (OS)	12	0,030	0,16	0,074
CH ₄ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,036	0,11	0,071
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,030	0,060	0,043
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	12	0,16	0,30	0,22

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

3.3.2.2 Anlagenparameter

Verfahrensbeschreibung

Die untersuchte Klärschlamm-trocknungsanlage wurde 2016 in Betrieb genommen und 2018 erweitert. Es handelt sich um ein Schaufeltrocknerverfahren. Schaufeltrockner sind häufig in der chemischen und pharmazeutischen Industrie zu finden. Ebenso werden Gärreste aus Biogasanlagen und Gülle mit Schaufeltrocknern getrocknet.

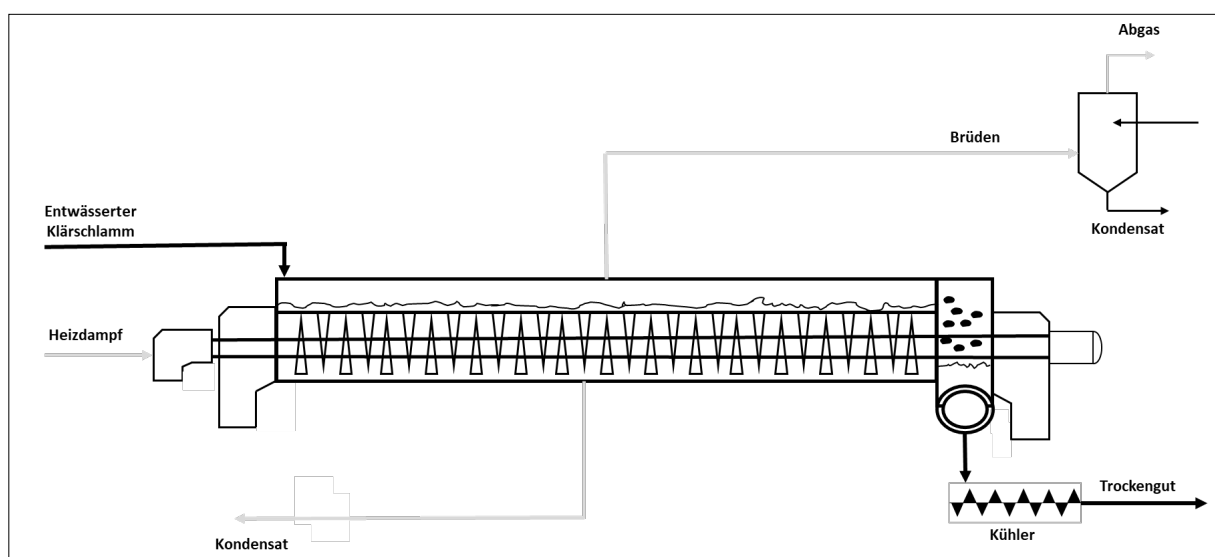
Dabei wird der zu trocknende Klärschlamm innerhalb des Trockners umgewälzt. Durch die Umwälzung wird die Oberfläche des Materials erhöht und mehr Material kommt in kürzerer Zeit mit der Heizfläche in Berührung. Des Weiteren kommt es durch die Umwälzung zu einer zusätzlichen Zerkleinerung. Dies begünstigt den Trocknungsprozess.

Schaufeltrockner zeichnen sich durch eine kurze Trocknungszeit aus. Es entsteht ein sehr homogenes Trocknungsgut, welches ein TM-Gehalt von rund 70 % aufweist.

Die Abluft der untersuchten Anlage wird mittels chemischer Vorwäsche mit Schwefelsäure und in einem Kreuzstromwäscher mit Biofilter gereinigt.

In der folgenden Abbildung wird das Verfahren der Anlage schematisch mit den Energie- und Massenströmen dargestellt:

Abbildung 31: Verfahrensschema der Trocknungsanlage



Quelle: Eigene Darstellung Awiplan basierend auf DWA (2021)

Für die untersuchte Klärschlamm-trocknungsanlage wurden seitens des Anlagenbetreibers folgende technische Parameter bereitgestellt:

Tabelle 23: Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2020)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Wasserverdampfung	kg H ₂ O/h	Keine Angabe
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	3.659
Jahresdurchsatz Originalsubstanz	t OS/a	13.623
Jahresbetriebszeit	h/a	6.950
Eingangs TM	%	26,9**
Ausgangs TM	%	72,3
Installierte Leistung	kW	1.300 (650 pro Trockner)
Wärmemenge (Wärmemengenzähler)	kW _{th} /a	9.083.600

Technische Parameter	Einheit	Wert
Stromverbrauch (Stromzähler)	kWh _{el} /a	568.952
Verbrauch Betriebsstoffe (anhand Lieferscheine / Wasserzähler)	m ³ /a	ca. 540
Einsatz Schwefelsäure/Natronlauge/Sonstiges	IBC (Großpackmittel (engl. Intermediate Bulk Container))/a	51
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)	%	77,5 (Verbrennung in Kohlekraftwerk (KKW)) 22,5 (Verbrennung in Monoverbrennungsanlage)
Eingangswassergehalt/Ausgangswassergehalt	%	80/27*
Inbetriebnahmejahr		2016 (Erweiterung 2018)
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		100 % Fremdschlamm
Art der Abluftbehandlungstechnik		Chemische Vorwäsche mit Schwefelsäure in einem Kreuzstromwäscher mit Biofilter

Quelle: Betreiberangaben (2020)

* Bezugsjahr 2019 (Betreiberangaben)

** Berechneter Wert basierend auf Betreiberangaben

Beschreibung der technischen Parameter

Insgesamt werden in der Anlage pro Jahr rund 13.623 t OS bzw. 3.659 t TM Klärschlamm durchgesetzt. Es handelt sich dabei um 100 % Fremdschlämme. Diese setzen sich sowohl aus kommunalen Schlämmen (69,6 %) als auch aus Industrieschlämmen (30,4 %) zusammen (Betreiberangaben 2020).⁴ Der Trockenmassegehalt wird bei der Trocknung von etwa 26,9 % auf circa 72,3 % im getrockneten Klärschlammgranulat erhöht. Der Großteil des getrockneten Klärschlammes (77,5 %) wird in einem Kohlekraftwerk (KKW) mitverbrannt. Die restlichen 22,5 % werden einer Monoverbrennungsanlage zugeführt (Bezugsjahr 2020).

Der Wasserverbrauch liegt bei circa 540 m³ Wasser pro Jahr. Der jährliche Abluftvolumenstrom beträgt pro Trockner in etwa 30.000 m³ und damit circa 60.000 m³ für die gesamte Anlage (Betreiberangaben 2020). Die Abluft wird über chemische Vorwäsche und mittels eines Kreuzstromwäscher mit Biofilter gereinigt. Zur Entfernung des Ammoniaks aus der Abluft werden pro Jahr circa 51 IBC Schwefelsäure verbraucht.

Energiebilanz

In der Anlage werden zwei Trockner mit je 650 kW Nennleistung eingesetzt. Die Jahresbetriebszeit der Anlage liegt bei etwa 6.950 h. Dabei laufen grundsätzlich immer beide Trockner und nur im Falle von Wartungsarbeiten kann es vorkommen, dass einer der Trockner abgeschaltet wird. Dies jedoch in maximal 2 % der Zeit der Fall (Betreiberangaben 2020).

In der Anlage werden pro Jahr rund 3.659 t TM/a verarbeitet. Der Strombedarf beträgt 568.952 kWh_{el} pro Jahr. Der thermische Energiebedarf entspricht 9.083.600 kWh_{th}. Der jährliche

⁴ 6,7 % der Fremdschlämme stammen aus der benachbarten Fleischmehlfabrik (Betreiberangaben 2020).

Gesamtenergiebedarf liegt somit bei etwa 9.652.552 kWh. Zur Trocknung werden pro t TM Klärschlamm circa 2.638 kWh Gesamtenergie benötigt. Diese setzt sich aus circa 2.483 kWh_{th} und 155 kWh_{el} zusammen. Die angesetzten Werte basieren auf den Auslegungswerten aus Tabelle 23.

3.3.3 Solartrockner mit Abwärmenutzung

3.3.3.1 Ergebnisse der Messungen

Im Vorfeld der Messungen wurde der Trockner sechs Tage, fünf Tage und vier Tage zuvor befüllt. Am Messtag befand sich der Trockner im Regelbetrieb. Vom Anlagenhersteller wurde die mittlere Solarstrahlung an einer 40 km entfernten Trocknungsanlage zu 789 W/m² angegeben. Die Abluftventilatoren liefen, gesteuert durch die Anlage, über den gesamten Messzeitraum auf voller Leistung.

Tabelle 24 bis Tabelle 29 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

In Tabelle 24 sind die relative Feuchte, Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck über den Zeitraum der Messung dargestellt.

Tabelle 24: Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Solartrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
rel. Feuchte	%	12	40,5	65,8	51,5
Feuchte*	Vol.-%	12	1,7	1,8	1,7
Temperatur	°C	12	21,1	28,7	25,5
Druck	hPa	12	1.006	1.007	1.007
Solarstrahlung	W/m ²	12	645	968	789

* berechnet

Der Abluftvolumenstrom der Anlage wurde mit Hilfe einer kontinuierlichen Differenzdruckmessung direkt in der Abluft eines Abluftventilators ermittelt (Tabelle 25). Anhand der Ergebnisse dieser Messung wurde der Gesamtvolumenstrom der Anlage berechnet. Der ermittelte mittlere Volumenstrom beträgt 105.800 m³/h (i.N., tr.). Zur Berechnung der Massenströme wird der zum jeweiligen Zeitpunkt ermittelte Volumenstrom genutzt.

Tabelle 25: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Solartrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Volumenstrom	m ³ /h (i.N., tr)	12	104.000	108.100	105.800
Temperatur	°C	12	23,0	27,8	25,4

In der Abluft der Klärschlamm-trocknungsanlage wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu 20,9 Vol.-% bestimmt (Tabelle 26). Die Verbrennungsparameter CO₂ und CO konnten

in der Abluft der Trocknungsanlage nicht nachgewiesen werden. Der Anteil der Feuchte in der Abluft der Anlage liegt zwischen 2,3 und 2,6 Vol.-%.

Die ermittelte Staubkonzentration in der Abluft ist mit max. 0,86 mg/m³ sehr gering. Der Grenzwert der TA-Luft von 10 mg/m³ für die Massenkonzentration kann sicher eingehalten werden.

Tabelle 26: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Solar-trockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O ₂	Vol.-%	12	20,8	20,9	20,9
CO ₂	Vol.-%	12	0,0	0,0	0,0
H ₂ O	Vol.-%	12	2,3	2,6	2,4
Staub	mg/m ³	3	0,44	0,86	0,58
CO	mg/m ³	12	0,0	0,0	0,0
HCl	mg/m ³	3	0,07	0,17	0,14
NH ₃ (SRM)	mg/m ³	3	1,21	1,93	1,56
NH ₃ (FTIR)	mg/m ³	12	0,3	0,4	0,4
N ₂ O (SRM)	mg/m ³	3	<3,3	<3,3	<3,3
N ₂ O (FTIR)	mg/m ³	12	0,6	1,5	1,1
CH ₄ (SRM)	mg/m ³	3	8,4	11,1	9,6
CH ₄ (FTIR)	mg/m ³	12	4,9	13,2	7,7
Gesamt-C	mg/m ³	8	5,9	15,6	9,4

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa, 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H₂O).

Die maximale HCl-Massenkonzentration wird zu 0,17 mg/m³ bestimmt. Dieser Wert liegt deutlich unterhalb des TA-Luft-Grenzwertes von 20 mg/m³. Die Massenstromschwelle von 0,10 kg/h wird ebenfalls mit Abstand unterschritten.

Mittels SRM ermittelte NH₃-Messwerte liegen mit 1,21 bis 1,93 mg/m³ bei einem Feldblindwert von 0,80 mg/m³ auf einem sehr niedrigen Niveau. Unter Berücksichtigung der Messunsicherheit liegen die Ergebnisse der kontinuierlichen Messung in einer vergleichbaren Größenordnung. Daraus ergibt sich, dass sowohl der TA-Luft-Grenzwert für die Massenkonzentration (20 mg/m³) als auch für den Massenstrom (0,10 kg/h) sicher eingehalten werden.

Die mittels SRM ermittelten N₂O-Emissionen liegen zu keinem Zeitpunkt oberhalb der BG von 3,3 mg/m³. Die FTIR-Messung bestätigt dieses Ergebnis mit Messwerten zwischen 0,6 und 1,5 mg/m³. Deutliche N₂O-Emissionen können bei der zum Zeitpunkt der Messung vorherrschenden Betriebsweise somit nicht bestimmt werden.

Beide Messverfahren zur Messung von CH₄ liefern vergleichbare Ergebnisse. Der Unterschied zwischen den ermittelten Konzentrationen liegt im Mittel bei 1,9 mg/m³. Das SRM überschätzt die FTIR-Messung leicht. Im Konzentrationsverlauf für Gesamt-C kann der Verlauf der

kontinuierlich ermittelten CH₄-Konzentration an den einzelnen Messpunkten wiedergefunden werden. Im Mittel über alle Messpunkte liegt die Gesamt-C-Konzentration mit 9,4 mg/m³ um 1,7 mg/m³ höher als die kontinuierlich bestimmte CH₄-Konzentration (7,7 mg/m³). Da die Messverfahren FTIR und FID auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhen, kann aufgrund der Vergleichbarkeit im Verlauf der beiden Messsignale die Richtigkeit der FTIR-Messung abgeleitet werden. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Emission im Mittel ca. 61 % beträgt. Die übrigen 39 % der Gesamt-C-Emission entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen.

Für die Emission von Gesamt-C aus „Anlagen zum Trocknen von Klärschlamm“ (Ziffer 5.4.8.10.2) ist gemäß TA-Luft ein Grenzwert von 20 mg/m³ vorgesehen. Dieser Grenzwert wird bei den vorliegenden Messungen im Regelbetrieb an allen Messpunkten eingehalten.

Tabelle 27: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Solartrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
H ₂ O	kg/h	12	2048	2235	2121
H ₂ O*	kg/h	12	503	742	600
Staub	kg/h	3	0,046	0,092	0,062
CO	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
HCl	kg/h	3	0,007	0,018	0,014
NH ₃ (SRM)	kg/h	3	0,13	0,21	0,17
NH ₃ (FTIR)	kg/h	12	0,035	0,047	0,039
N ₂ O (SRM)	kg/h	3	<0,32	<0,33	<0,32
N ₂ O (FTIR)	kg/h	12	0,068	0,15	0,11
CH ₄ (SRM)	kg/h	3	0,82	1,12	0,95
CH ₄ (FTIR)	kg/h	12	0,51	1,4	0,81
Gesamt-C	kg/h	8	0,62	1,6	0,99

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Klärschlamm-trocknungsanlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht bezogen auf den trockenen Klärschlamm bzw. das eingesetzte Input-Material berechnet. Die Kalkulation erfolgt unter der Annahme, dass die gemessenen Frachten auf Jahressicht konstant bleiben. Zur Kalkulation der spezifischen Frachten wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der jährlichen Anlagenlaufzeit auf ein Kalenderjahr hochgerechnet. Anschließend wird der in einem Jahr emittierte Schadstoffausstoß durch die im gleichen Jahr umgesetzte Klärschlammmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 28 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 29 und Anlage B (Tabelle 35) zusammengefasst.

Da eine genaue Bestimmung der Anlagenlaufzeit eines Solartrockners nicht möglich ist, erfolgt die Abschätzung der Anlagenlaufzeit anhand der theoretischen Trocknungsleistung der Anlage zum Zeitpunkt der Messung. Hierfür werden die Feuchtemassenströme der ein- und austretenden Luft bestimmt und aus einer TM-Bilanz die theoretische Trocknungsleistung ermittelt. Die theoretische Anlagenlaufzeit auf Jahresbasis ergibt sich aus dem Quotienten des Jahresdurchsatzes und der mittleren theoretischen Trocknungsleistung am Messtag. Die auf diese Weise ermittelte theoretische Anlagenlaufzeit beträgt 5.218 h.

Tabelle 28: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage Solartrockner 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz	228	t (TM)/a
Jahresdurchsatz	3.796	t (OS)/a
Anlagenlaufzeit*	5.218	h/a
Eingangs TM	6	%
Ausgangs TM	87	%

* Theoretische Größe berechnet aus dem Jahresdurchsatz und der theoretischen Trocknungsleistung am Messtag.

Tabelle 29: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Solartrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
H ₂ O*	kg/t KSM (OS)	12	680	1.000	810
Staub	kg/t KSM (OS)	3	0,062	0,12	0,084
CO	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
HCl	kg/t KSM (OS)	3	0,0095	0,024	0,019
NH ₃ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,18	0,28	0,23
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,047	0,063	0,053
N ₂ O (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	n.b.	n.b.	n.b.
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,092	0,20	0,15
CH ₄ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	1,1	1,5	1,30
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,69	1,9	1,10
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	8	0,84	2,2	1,3

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.
n.b. nicht berechenbar

3.3.3.2 Anlagenparameter

Verfahrensbeschreibung

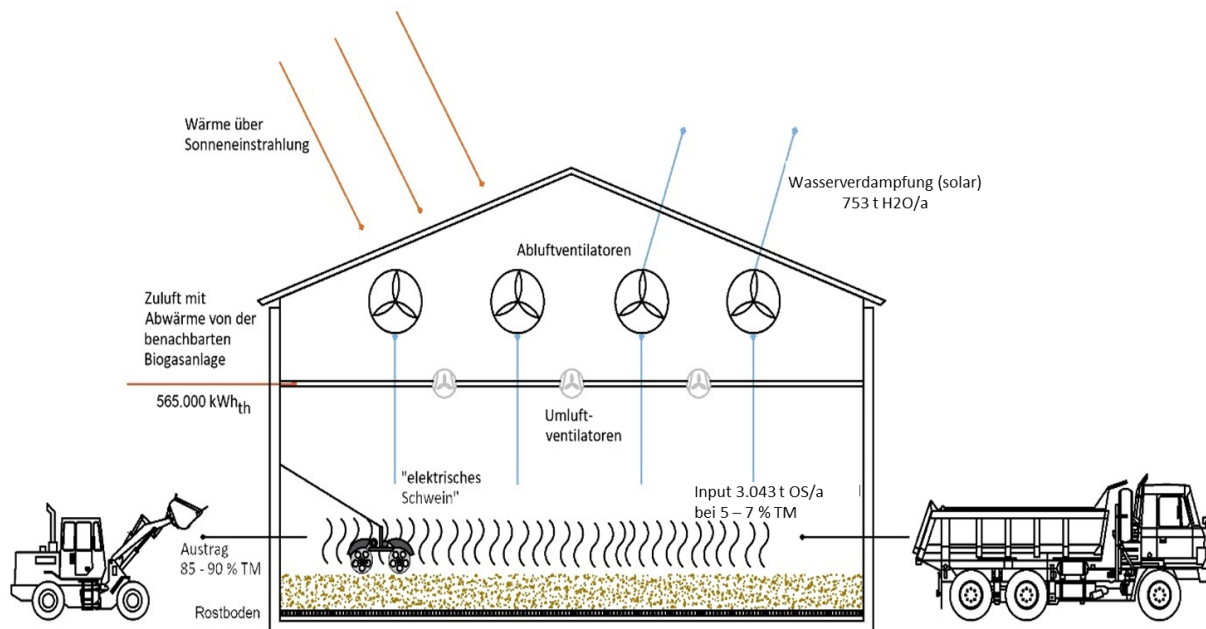
Bei der untersuchten Anlage handelt es sich um eine Solartrocknungsanlage. Dabei wird der Klärschlamm in einem „gewächshausähnlichen“ Gebäude über die Sonneneinstrahlung getrocknet. Unterstützt wird der Vorgang durch die Zuführung von Abwärme aus der benachbarten Biogasanlage.

Die solare Klärschlamm-trocknung ist in den letzten 20 Jahren zu einem weitverbreiteten Verfahren zur Klärschlamm-trocknung geworden. Durch die Kombination von Sonnenenergie und Abwärme – insbesondere aus der Klärgas- bzw. Biogasverbrennung kann die Energie, die als Abwärme bei der Biogasanlage anfällt, sinnvoll genutzt werden.

Bei der untersuchten Anlage sorgt eine autarke Wendemaschine für die nötige Umwälzung des Klärschlammes. Umluftventilatoren lassen die erwärmte zugeführte Luft innerhalb des Gebäudes zirkulieren. Abluftventilatoren transportieren die Abluft nach draußen. Das Trocknungsgut wird dann mittels Radlader entnommen und über ein Partnerunternehmen in die Verbrennung überführt. Es findet keine Abluftreinigung statt. Es wird ausschließlich auf der Kläranlage anfallender Schlamm getrocknet. Durch die Nutzung der Sonnenenergie und der Abwärme der benachbarten Biogasanlage handelt es sich um ein äußerst energiesparendes Verfahren. Ein Nachteil ist der höhere Flächenbedarf.

In der folgenden Abbildung wird das Verfahren der untersuchten Anlage schematisch mit den Energie- und Massenströmen dargestellt:

Abbildung 32: Verfahrensschema der Solartrocknungsanlage



Quelle: eigene Darstellung Awiplan

Für die untersuchte Klärschlamm-trocknungsanlage wurden seitens des Anlagenbetreibers folgende technische Parameter bereitgestellt:

Tabelle 30: Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2019*)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Wasserverdampfung (Nennleistung)	t H ₂ O/a	753 (solar) 1600 (Abwärmenutzung)
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	199*
Jahresdurchsatz Originalsubstanz	t OS/a	3.043*
Jahresbetriebszeit		März bis November*
Eingangs TM	%	5 - 7*
Ausgangs TM	%	85 - 90*
Wärmemenge (zugeführte Abwärme der Biogasanlage)	kWh _{th} /a	565.000
Stromverbrauch (Stromzähler)	kWh _{el} /a	Gemeinsamer Stromzähler mit der Kläranlage
Verbrauch Betriebsstoffe - Polymere	l/a	1.000
Einsatz Schwefelsäure/Natronlauge/Sonstiges	l/a	n.v.
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		durch Partner organisiert
Eingangswassergehalt/Ausgangswassergehalt	%	n.v.
Flächenbedarf bei solarer Trocknung	m ²	890
Inbetriebnahmejahr		2005 (Abwärmenutzung 2014 installiert)
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		100 % Eigenschlamm
Art der Abluftbehandlungstechnik		keine Abluftbehandlung

* Da alle technischen Parameter für das Jahr 2019 vorlagen, wurden an dieser Stelle der Konsistenz halber auch die Daten von 2019 herangezogen (abweichend von Tabelle 28).

Quelle: Betreiberangaben (2019)

Beschreibung der technischen Parameter

Insgesamt werden in der Anlage jährlich etwa 3.043 t OS bzw. 199,15 t TM Klärschlamm durchgesetzt. Bei der Anlage wird ausschließlich Eigenschlamm aus vier Kläranlagen der Gemeinde getrocknet. Der Eingangs-TM-Gehalt beträgt 5-7 % und der Ausgangs-TM-Gehalt ca. 85-90 %. Der Flächenbedarf der Anlage entspricht 890 m². Die Betriebszeit der Anlage beschränkt sich auf den Zeitraum von März bis November. Die Entsorgung des getrockneten Klärschlammes erfolgt über ein Partnerunternehmen, das den Klärschlamm der Verbrennung zuführt.

Energiebilanz

Der Stromverbrauch der autarken Wendemaschine und der Um- und Abluftanlage kann nicht mit in die Energiebilanz aufgenommen werden, da der Stromverbrauchszähler an der Kläranlage installiert ist und somit nur einen Anhaltspunkt für den gesamten Stromverbrauch liefern kann.

Darüber hinaus müssten für eine genaue Energiebilanzierung auch beispielsweise die Dieserverbräuche des Radladers miteinkalkuliert werden. Die vorhandenen Daten zeigen, dass dem System jährlich 565.000 kWh_{th} thermische Energie in Form der Abwärme aus der Biogasanlage zugeführt werden. Bezieht man diesen Wert auf eine t TM Klärschlamm, so ergibt sich mit Bezug auf die Abwärme aus der Biogasanlage ein thermischer Energiebedarf von 2837 kWh_{th} pro t TM Klärschlamm. Der thermische Energiebedarf ist somit vergleichsweise hoch. Gleichzeitig wird ein hoher TM-Gehalt erreicht und die Abwärme der Biogasanlage steht als fast kostenloses Abfallprodukt zur Verfügung.

3.3.4 Solartrockner ohne Abwärmenutzung

3.3.4.1 Ergebnisse der Messungen

Im Vorfeld der Messungen wurde der Trockner seit einer Woche im Voraus befüllt. Dieser Vorgang wurde auch während der Messung fortgesetzt. Vom Anlagenhersteller wurde die mittlere Solarstrahlung zu 879 W/m² angegeben. Zur Messdurchführung wurden die Abluftventilatoren auf der kleinsten möglichen Laufleistung von 30 % kontinuierlich betrieben. Dieser Zustand wurde über den gesamten Messzeitraum beibehalten und wird als Messbetrieb bezeichnet. Während des Betriebs der Ventilatoren ist die Abluftwäsche aktiviert. Im Regelbetrieb laufen die Ventilatoren 10 min bei 50 % der Laufleistung gefolgt von einem Stillstand für 20 min. In diesem Betriebszustand fanden Messungen im Rohgas vor Abluftbehandlung statt. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Anlage B, Tabelle 48 und 49 dargestellt.

Tabelle 31 bis Tabelle 36 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

In Tabelle 31 sind die relative Feuchte, Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck über den Zeitraum der Messung dargestellt.

Tabelle 31: Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Solartrockner ohne Abwärmenutzung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
rel. Feuchte	%	12	29,9	50,3	36,6
Feuchte*	Vol.-%	12	1,1	1,3	1,2
Temperatur	°C	12	20,2	27,7	25,3
Druck	hPa	12	1.006	1.007	1.007
Solarstrahlung	W/m ²	12	638	970	879

* berechnet

Der Abluftvolumenstrom der Anlage wurde mit Hilfe eines Hitzdrahtanemometers direkt im Reingas mittels Probenahmehaube ermittelt (Tabelle 32). Anhand der Ergebnisse der Punktmessungen wurde den Gesamtvolumenstrom der Anlage berechnet. Der ermittelte mittlere Volumenstrom beträgt 11.800 m³/h (i.N., tr.). Zur Berechnung der Massenströme wird der zum jeweiligen Zeitpunkt ermittelte Reingasvolumenstrom genutzt.

Im Biofilter wird zum Zeitpunkt der Messungen an den einzelnen Messstellen in einer Tiefe von ca. 0,4 m eine Temperatur zwischen 16,8 und 27,2 °C bestimmt. Da es sich bei dieser solaren

Klärschlamm-trocknung um einen Fed-Batch-Prozess handelt, kann die Schwankungsbreite der Temperatur im Biofilter über den Messtag nicht als Maß für eine gute Verteilung der Abluft über das Filter betrachtet werden.

Tabelle 32: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Solartrockner ohne Abwärmenutzung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Volumenstrom	m ³ /h (i.N., tr)	12	8.500	15.000	11.800
Temperatur (Biofilter)	°C	12	16,8	27,2	22,7
Temperatur (Messhaube)	°C	12	25,6	36,2	31,6

In der Abluft der Klärschlamm-trocknungsanlage wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu 20,9 Vol.-% bestimmt (Tabelle 33). Die Verbrennungsparameter CO₂ und CO konnten in der Abluft der Trocknungsanlage nicht nachgewiesen werden. Der Anteil der Feuchte in der Abluft der Anlage liegt zwischen 2,1 und 3,5 Vol.-%.

Die ermittelte Staubkonzentration in der Abluft ist mit max. 0,84 mg/m³ sehr gering. Der Grenzwert der TA-Luft von 10 mg/m³ für die Massenkonzentration kann sicher eingehalten werden.

Tabelle 33: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Solartrockner ohne Abwärmenutzung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O ₂	Vol.-%	12	20,8	20,9	20,9
CO ₂	Vol.-%	12	0,0	0,1	0,1
H ₂ O	Vol.-%	12	2,1	3,5	3,0
Staub	mg/m ³	3	0,69	1,0	0,84
CO	mg/m ³	12	0,0	0,1	0,0
HCl	mg/m ³	3	0,18	0,36	0,30
NH ₃ (SRM)	mg/m ³	3	1,78	2,16	1,95
NH ₃ (FTIR)	mg/m ³	12	0,5	3,0	1,6
N ₂ O (SRM)	mg/m ³	3	<3,3	5,9	4,5
N ₂ O (FTIR)	mg/m ³	12	3,1	8,8	6,1
CH ₄ (SRM)	mg/m ³	3	7,2	9,6	8,2
CH ₄ (FTIR)	mg/m ³	12	4,2	6,6	5,8
Gesamt-C	mg/m ³	12	6,9	11,3	8,9

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa, 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H₂O).

Die maximale HCl-Massenkonzentration wird zu 0,36 mg/m³ bestimmt. Dieser Wert liegt deutlich unterhalb des TA-Luft-Grenzwertes von 20 mg/m³. Die Massenstromschwelle von 0,10 kg/h wird ebenfalls mit Abstand unterschritten.

Mittels SRM ermittelte NH₃-Messwerte liegen mit 1,78 bis 2,16 mg/m³ bei einem Feldblindwert von 1,14 mg/m³ auf einem sehr niedrigen Niveau. Ergebnisse der kontinuierlichen Messung liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Daraus ergibt sich, dass sowohl der TA-Luft-Grenzwert für die Massenkonzentration (20 mg/m³) als auch für den Massenstrom (0,10 kg/h) sicher eingehalten werden.

Die mittels SRM ermittelten N₂O-Emissionen liegen an zwei Messpunkten oberhalb der BG von 3,3 mg/m³. Die FTIR-Messung bestätigt dieses Ergebnis tendenziell. Es werden jedoch höhere Werte mittels FTIR-Messung bestimmt. Die maximal ermittelte Konzentration mit dem SRM-Verfahren beträgt 5,9 mg/m³. Mittels FTIR werden 8,8 mg/m³ maximal gemessen. Da die Werte unter Berücksichtigung der Messunsicherheit auf einem vergleichbaren Niveau liegen, kann von einer plausiblen Messung der N₂O-Konzentration ausgegangen werden.

Beide Messverfahren zur Messung von CH₄ liefern vergleichbare Ergebnisse. Der Unterschied zwischen den ermittelten Konzentrationen liegt im Mittel bei 2,4 mg/m³. Das SRM überschätzt die FTIR-Messung. Im Konzentrationsverlauf für Gesamt-C kann der Verlauf der kontinuierlich ermittelten CH₄-Konzentration an den einzelnen Messpunkten wiedergefunden werden. Im Mittel über alle Messpunkte liegt die Gesamt-C-Konzentration mit 8,9 mg/m³ um 3,1 mg/m³ höher als die kontinuierlich bestimmte CH₄-Konzentration (5,8 mg/m³). Da die Messverfahren FTIR und FID auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhen, kann aufgrund der Vergleichbarkeit im Verlauf der beiden Messsignale die Richtigkeit der FTIR-Messung abgeleitet werden. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Emission im Mittel ca. 49 % beträgt. Die übrigen 51 % der Gesamt-C-Emission entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen.

Für die Emission von Gesamt-C aus „Anlagen zum Trocknen von Klärschlamm“ (Ziffer 5.4.8.10.2) ist gemäß TA-Luft ein Grenzwert von 20 mg/m³ vorgesehen. Dieser Grenzwert wird bei den vorliegenden Messungen im Regelbetrieb an allen Messpunkten eingehalten.

Tabelle 34: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Solartrockner ohne Abwärmee-nutzung)

Parameter	Einheit	Anzahl Mess-werte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
H ₂ O	kg/h	12	163	433	299
H ₂ O*	kg/h	12	66	272	176
Staub	kg/h	3	0,007	0,015	0,011
CO	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
HCl	kg/h	3	0,002	0,005	0,004
NH ₃ (SRM)	kg/h	3	0,023	0,026	0,024
NH ₃ (FTIR)	kg/h	12	0,005	0,042	0,019

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
N ₂ O (SRM)	kg/h	3	<0,039	0,078	0,054
N ₂ O (FTIR)	kg/h	12	0,029	0,13	0,075
CH ₄ (SRM)	kg/h	3	0,085	0,10	0,10
CH ₄ (FTIR)	kg/h	12	0,036	0,099	0,069
Gesamt-C	kg/h	12	0,064	0,16	0,11

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Klärschlamm-trocknungsanlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht bezogen auf den trockenen Klärschlamm bzw. das eingesetzte Input-Material berechnet. Die Kalkulation erfolgt unter der Annahme, dass die gemessenen Frachten auf Jahressicht konstant bleiben. Zur Kalkulation der spezifischen Frachten wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der jährlichen Anlagenlaufzeit auf ein Kalenderjahr hochgerechnet. Anschließend wird der in einem Jahr emittierte Schadstoffausstoß durch die im gleichen Jahr umgesetzte Klärschlammmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 35 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 36 und Anlage B, Tabelle 50 zusammengefasst.

Tabelle 35: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz	100	t (TM)/a
Jahresdurchsatz	500	t (OS)/a
Anlagenlaufzeit*	1.244	h/a
Eingangs TM	20	%
Ausgangs TM	68	%

* Theoretische Größe berechnet aus dem Jahresdurchsatz und der theoretischen Trocknungsleistung am Messtag.

Da eine genaue Bestimmung der Anlagenlaufzeit eines Solartrockners nicht möglich ist, erfolgt die Abschätzung der Anlagenlaufzeit anhand der theoretischen Trocknungsleistung der Anlage zum Zeitpunkt der Messung. Hierfür werden die Feuchtemassenströme der ein- und austretenden Luft bestimmt und aus einer TM-Bilanz die theoretische Trocknungsleistung ermittelt. Die theoretische Anlagenlaufzeit auf Jahresbasis ergibt sich aus dem Quotienten des Jahresdurchsatzes und der mittleren theoretischen Trocknungsleistung am Messtag. Die auf diese Weise ermittelte theoretische Anlagenlaufzeit beträgt 1.244 h.

Tabelle 36: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Solartrockner ohne Abwärmenutzung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
H ₂ O*	kg/t KSM (OS)	12	91	380	240
Staub	kg/t KSM (OS)	3	0,0097	0,021	0,015
CO	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	n.b.	n.b.
HCl	kg/t KSM (OS)	3	0,0028	0,0069	0,0055
NH ₃ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,032	0,036	0,033
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,0069	0,058	0,026
N ₂ O (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,054	0,11	0,075
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,040	0,18	0,10
CH ₄ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,12	0,14	0,14
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,050	0,14	0,095
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	12	0,088	0,22	0,15

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

3.3.4.2 Anlagenparameter

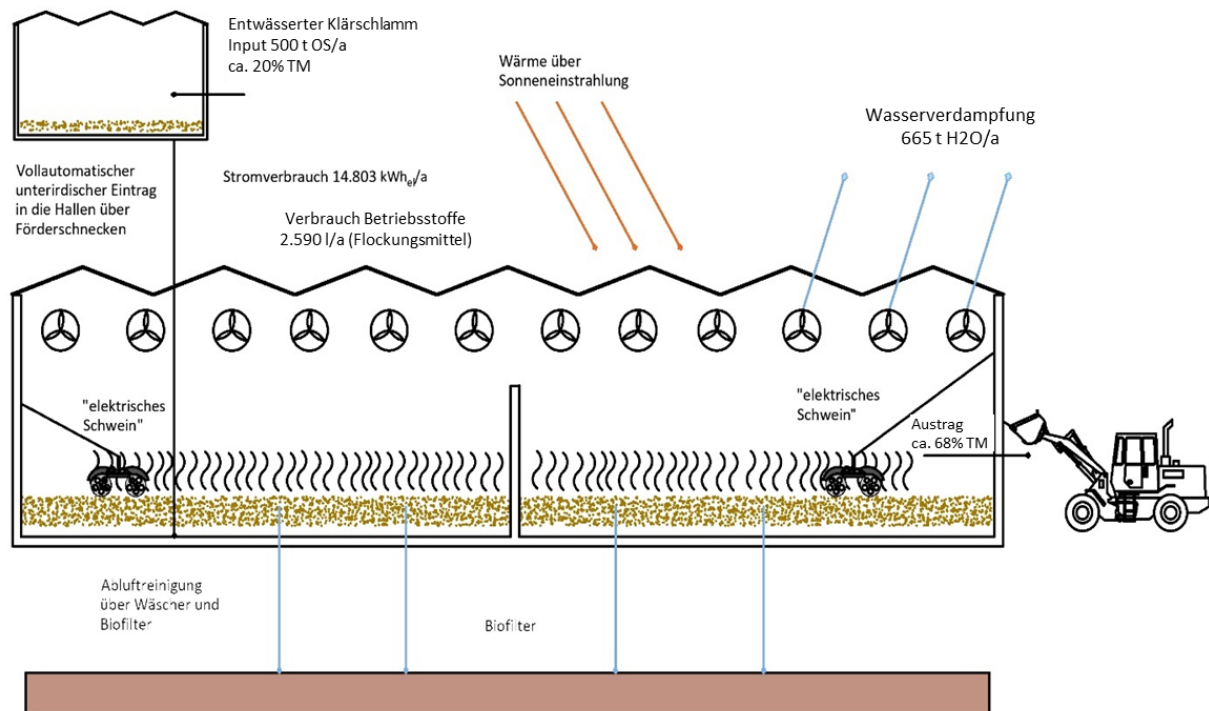
Verfahrensbeschreibung

Bei der untersuchten Anlage handelt es sich um eine solare Klärschlamm-trocknungsanlage ohne Abwärmenutzung. Das heißt, dass dem System keine externe Wärme zugeführt wird. Dies führt zu längeren Trocknungszeiten, da die Aufwärmung der Trocknungsluft nur über die Sonneneinstrahlung erfolgt.

Bei dieser Anlage wird der nasse Rohschlamm an der Anlage auf einen TS-Gehalt von 20 % entwässert. Der entwässerte Klärschlamm wird anschließend über vollautomatische Förderschnecken von unten in die Solartrocknungshallen befördert. Über eine autarke Wendemaschine wird eine Durchmischung des Materials garantiert. Umluftventilatoren sorgen für eine ausreichende Luftzirkulation. Im Unterschied zum Solartrockner mit Abwärmenutzung wird die Abluft hier einem Wäscher und einem Biofilter zugeführt.

Der getrocknete Klärschlamm wird mittels eines Radladers ausgetragen.

Abbildung 33: Verfahrensschema Solartrocknungsanlage



Quelle: eigene Darstellung Awiplan

Für die untersuchte Klärschlamm-trocknungsanlage wurden folgende technische Parameter seitens des Anlagenbetreibers bereitgestellt:

Tabelle 37: Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2019)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Wasserverdampfung	t H ₂ O/a	665
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	100
Jahresdurchsatz Originalsubstanz	t OS/a	500
Jahresbetriebszeit		Januar bis Dezember
Eingang TS	%	20 (entwässerter Schlamm)
Ausgang TS	%	68
Wärmemenge (Wärmemengenzähler)	kW _{th} /a	n.v.
Stromverbrauch (Stromzähler)	kWh _{el} /a	14.803
Verbrauch Betriebsstoffe (Wasser der Kläranlage, Polymere als Betriebsstoffe)	l/a	2.590 (Flockungsmittel)
Einsatz Schwefelsäure/Natronlauge/Sonstiges	l/a	n.v.

Technische Parameter	Einheit	Wert
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		Entsorgung über BASF Ludwigshafen
Eingangswassergehalt/Ausgangswassergehalt	%	n.v.
Flächenbedarf	m ²	1.280
Inbetriebnahmejahr		2015
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		Eigenschlamm
Art der Abluftbehandlungstechnik		Wäscher + Biofilter

Quelle: Betreiberangaben (2019), Beprobung

Beschreibung der technischen Parameter

Insgesamt werden in der Anlage rund 130 t (TM) Klärschlamm pro Jahr durchgesetzt. Bei dem durchgesetzten Klärschlamm handelt es sich ausschließlich um Eigenschlamm. Die solare Trocknungsanlage wird mit entwässertem Klärschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von ungefähr 20 % beschickt. Dem System werden 2.590 l/a Flockungsmittel zugeführt, um dem Trocknungsgut Struktur zu geben. Der Flächenbedarf der Anlage bei solarer Trocknung entspricht 1.280 m².

Die Anlage wurde 2015 in Betrieb genommen und ist ganzjährig in Betrieb. Die Entsorgung erfolgt über die Firma BASF Ludwigshafen.

Energiebilanz

Der Stromverbrauch beträgt pro Jahr etwa 14.803 kWh_{el}. Bei einem jährlichen Durchsatz von 130 t TM Klärschlamm entspricht dies einem Stromverbrauch von ca. 113,87 kWh_{el} pro t TM Klärschlamm. Der thermische Energiebedarf ist nicht bekannt.

3.3.5 Scheibentrockner

3.3.5.1 Ergebnisse der Messungen

Beide Trocknerstraßen befanden sich während der Messungen nach Angaben des Betreibers im Regelbetrieb.

Tabelle 38 bis Tabelle 43 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

Da es sich bei der Scheibentrocknung um eine Kontakttdrocknung handelt, sind die Umgebungsbedingungen für die Güte der Trocknung nicht relevant. Aufgrund dessen wurde auf die Aufzeichnung der Parameter relative Luftfeuchte, Lufttemperatur und Umgebungsdruck verzichtet.

Tabelle 38: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Scheibentrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Volumenstrom (Rohgas)	m ³ /h (i.N., tr.)	3	100	130	110

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Temperatur (Rohgas)	°C	11	48	50	49

Der Abgasvolumenstrom der Anlage wurde mit Hilfe einer Differenzdruckmessung in der Rohgasleitung nach Brüdenkondensation ermittelt (Tabelle 38). Der am 03.11.2020 ermittelte Volumenstrom betrug 130 m³/h (i.N., tr.). Am 04.11.2020 wurden 110 und 100 m³/h (i.N., tr.) bestimmt. Die der Volumenstromermittlung zugrundeliegenden Differenzdrücke lagen zwischen 0,7 und 2,8 Pa. Bedingt durch das Messprinzip sind Messungen bei entsprechend niedrigen Differenzdrücken stark fehlerbehaftet und nach DIN EN 15259 nicht mehr zulässig. Aufgrund der komplexen Abgaszusammensetzung können jedoch andere Messverfahren nicht ohne weiteres eingesetzt werden. Die mittels Differenzdruckmessung ermittelten Volumenströme eines jeweiligen Messtages werden deshalb trotz der damit verbundenen Unsicherheit zur Massenstrombestimmung genutzt.

In dem Brüden der Klärschlamm-trocknungsanlage nach Kondensation wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu 5,8 Vol.-% bestimmt (Tabelle 39). Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Sauerstoffvolumenanteil ein Maß für den Falschlufteintrag in den Trocknungsprozess ist.

Die Verbrennungsparameter CO₂ und CO werden im Mittel zu 7,4 Vol.-% und 40 mg/m³ bestimmt. Bei den luftbetriebenen Trocknern konnten Emissionen dieser Parameter nicht nachgewiesen werden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die messbare Freisetzung dieser Komponenten in Zusammenhang mit dem Trocknungsprinzip steht.

Die ermittelte Staubkonzentration im Rohgas beträgt im Mittel 1,60 mg/m³ und ist aller Voraussicht nach auf Partikel zurückzuführen, die in der Kondensationsstufe nicht zurückgehalten werden. Bei einer theoretischen Freisetzung dieser Staubkonzentration wäre der Grenzwert der TA-Luft von 10 mg/m³ sicher eingehalten. Die maximal ermittelte Staubfracht beträgt 0,00020 kg/h.

Tabelle 39: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Scheibentrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O ₂	Vol.-%	9	5,3	6,1	5,8
CO ₂	Vol.-%	9	6,9	7,7	7,4
H ₂ O	Vol.-%	9	10,9	12,1	11,5
Staub	mg/m ³	3	1,28	1,79	1,60
CO	mg/m ³	5	38	43	40
HCl	mg/m ³	3	0,54	0,89	0,71
NH ₃ (SRM)	mg/m ³	3	312	388	353
NH ₃ (FTIR)	mg/m ³	11	325	409	367
N ₂ O (SRM)	mg/m ³	3	12,7	13,3	12,9
N ₂ O (FTIR)	mg/m ³	---*	---*	---*	---*

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CH ₄ (SRM)	mg/m ³	3	2.266	2.666	2.457
CH ₄ (FTIR)	mg/m ³	---*	---*	---*	---*
Gesamt-C	mg/m ³	11	5.293	6.035	5.711

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa, 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H₂O).

* Plausibilitätsprüfung

Tabelle 40: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Scheibentrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	9	18	20	19
H ₂ O	kg/h	9	13	15	14
Staub	kg/h	3	0,00016	0,00023	0,00020
CO	kg/h	5	0,0041	0,0048	0,0044
HCl	kg/h	3	0,0001	0,0001	0,0001
NH ₃ (SRM)	kg/h	3	0,034	0,042	0,039
NH ₃ (FTIR)	kg/h	11	0,042	0,053	0,048
N ₂ O (SRM)	kg/h	3	0,0014	0,0014	0,0014
N ₂ O (FTIR)	kg/h	---*	---*	---*	---*
CH ₄ (SRM)	kg/h	3	0,29	0,35	0,32
CH ₄ (FTIR)	kg/h	---*	---*	---*	---*
Gesamt-C	kg/h	11	0,69	0,78	0,74

* Plausibilitätsprüfung

Die ermittelten HCl-Konzentrationen liegen alle in der Größenordnung des Feldblindwerts von 0,54 mg/m³. Daraus ergibt sich, dass sowohl die gemessenen Konzentrationen als auch die Massenströme mit Maximalwerten von 0,71 mg/m³ bzw. 0,0001 kg/h um ein Vielfaches kleiner als die jeweiligen Grenzwerte der TA-Luft von 20 mg/m³ und 0,10 kg/h sind.

Die Messergebnisse der kontinuierlichen NH₃-Messung mittels FTIR und der diskontinuierlichen Messung mittels SRM liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Die FTIR-Messung überschätzt das SRM-Messergebnis im Mittel um ca. 16 mg/m³. Da das NH₃-Konzentrationsniveau im Rohgas mit maximal 388 (SRM) bzw. 409 mg/m³ (FTIR) sehr hoch ist, kann die Abweichung als gering angesehen werden (ca. 4 % vom Mittelwert). Aufgrund der guten Vergleichbarkeit mit dem SRM kann davon ausgegangen werden, dass die kontinuierlich gemessenen Konzentrationen plausibel und repräsentativ sind. Die Maximalkonzentrationen, die mit beiden Messverfahren bestimmt werden, liegen deutlich oberhalb des TA-Luft-Grenzwertes von 20 mg/m³. Die Massenstromschwelle von 0,10 kg/h könnte aber bei einer theoretischen Freisetzung in die Umgebung aufgrund des sehr geringen Volumenstroms eingehalten werden.

Die mittels SRM ermittelten N₂O-Emissionen liegen im Mittel bei 12,9 mg/m³. Die FTIR-Messung liefert keine plausiblen Messergebnisse. Es ist davon auszugehen, dass aufgrund der komplexen Abgasmatrix eine Auswertung des aufgezeichneten Spektrums mit der vorliegenden Datenbank nicht möglich ist. In den nachfolgenden Betrachtungen werden nur Ergebnisse der SRM-Messungen berücksichtigt.

Mittels FTIR konnten ebenfalls keine plausiblen CH₄-Konzentrationen kontinuierlich ermittelt werden. Für weitere Berechnungen werden deshalb die SRM-Messergebnisse herangezogen. Mit dem SRM-Verfahren wird im Mittel eine CH₄-Konzentration von 2.457 mg/m³ gemessen. Die mittlere kontinuierlich ermittelte Gesamt-C-Konzentration wird zu 5.711 mg/m³ bestimmt. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Konzentration im Mittel ca. 32 % beträgt. Die übrigen 68 % der Gesamt-C-Konzentration entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen. Diese hohe Organikfracht im Abgas kann als wesentliche Ursache dafür betrachtet werden, dass eine plausible Auswertung der FTIR-Spektren nicht möglich ist. Die ermittelten Gesamt-C-Konzentrationen übersteigen den für die Emission von Gesamt-C aus „Anlagen zum Trocknen von Klärschlamm“ (Ziffer 5.4.8.10.2) genannten Grenzwert von 20 mg/m³ um ein Vielfaches.

Tabelle 41: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage (Scheibentrockner) 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz	5.456	t (TM)/a
Jahresdurchsatz	22.451	t (OS)/a
Anlagenlaufzeit *	4.031	h/a
Eingangs TM	24,3	%
Ausgangs TM	92,8	%

* Theoretische Größe berechnet aus dem Jahresdurchsatz und der geschätzten Trocknungsleistung am Messtag.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Klärschlamm-trocknungsanlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht bezogen auf den trockenen Klärschlamm bzw. das eingesetzte Input-Material berechnet. Die Kalkulation erfolgt unter der Annahme, dass die gemessenen Frachten auf Jahressicht konstant bleiben. Zur Kalkulation wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der jährlichen Anlagenlaufzeit auf ein Kalenderjahr hochgerechnet. Anschließend wird der in einem Jahr emittierte Schadstoffausstoß durch die im gleichen Jahr umgesetzte Klärschlammmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 41 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 43 und Anlage B (Tabelle 62) zusammengefasst. Weiterhin werden in den Tabellen Massenströme für die bei der Trocknung freigesetzten Gesamtfrachten für Feststoffe, NH₃, HCl und Organik dargestellt. Die Berechnung dieser Frachten erfolgt aus der Summe der Brüdenfracht nach Kondensation und der mit dem Kondensat ausgetragenen Frachten. Die Analysenergebnisse der jeweiligen Parameter an einer Kondensatprobe bilden hierfür die Grundlage (Anlage B, Tabelle 65).

Tabelle 42: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage (Scheibentrockner) am 03.11.2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Tagesdurchsatz, getr. KSM	35	t (OS)/d
Tagesdurchsatz*	32	t (TM)/d
Tagesdurchsatz, Input*	134	t (OS)/d
Freigesetzte Wassermenge*	99	t/d

* Berechnet anhand der TM-Gehalte auf Jahresbasis.

Da eine genaue Bestimmung der Anlagenlaufzeit dem Betreiber nicht möglich war, erfolgt die Abschätzung der Anlagenlaufzeit anhand der theoretischen Trocknungsleistung der Anlage zum Zeitpunkt der Messung (Tabelle 42). Hierfür wird die anfallende Kondensatmenge aus dem Tagesdurchsatz bestimmt und aus einer TM-Bilanz die tagesbezogene Trocknungsleistung ermittelt. Die theoretische Anlagenlaufzeit auf Jahresbasis ergibt sich aus dem Quotienten des Jahresdurchsatzes und der mittleren Trocknungsleistung am Messtag. Die auf diese Weise ermittelte theoretische Anlagenlaufzeit beträgt 4.031 h.

Tabelle 43: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Scheibentrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	9	3,2	3,6	3,4
H ₂ O	kg/t KSM (OS)	9	2,3	2,7	2,5
Staub	kg/t KSM (OS)	3	0,000029	0,000041	0,000036
CO	kg/t KSM (OS)	5	0,00074	0,00086	0,00079
HCl	kg/t KSM (OS)	3	0,000018	0,000018	0,000018
NH ₃ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,0061	0,0075	0,0070
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	11	0,0075	0,0095	0,0086
N ₂ O (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,00025	0,00025	0,00025
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	---	n.b.	n.b.	n.b.
CH ₄ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,052	0,063	0,057
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	---	n.b.	n.b.	n.b.
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	11	0,12	0,14	0,13
Feststoffe*	kg/t KSM (OS)	---	2,4	2,4	2,4
NH ₃ *	kg/t KSM (OS)	---	0,30	0,30	0,30
HCl*	kg/t KSM (OS)	---	0,049	0,049	0,049
Organik*	kg/t KSM (OS)	---	0,19	0,20	0,20

* Brüden-Frachten zuzüglich Frachten aus dem Kondensat
n.b. nicht berechenbar

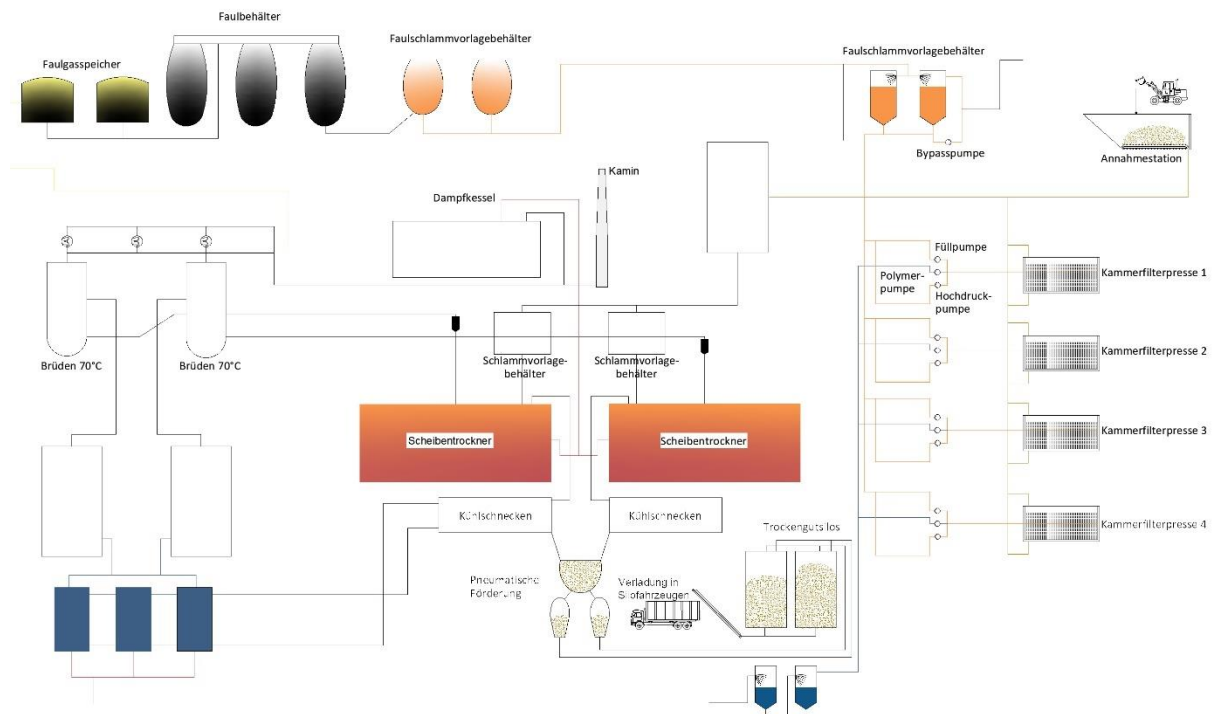
3.3.5.2 Anlagenparameter

Verfahrensbeschreibung

Bei der untersuchten Anlage handelt es sich um eine sehr große Anlage. Zunächst wird der Klärschlamm mit Hilfe von vier Kammerfilterpressen entwässert. Anschließend erfolgt eine thermische Trocknung in Scheibentrocknern. Insgesamt stehen dafür vier Pressen und zwei Trockner zur Verfügung. Die Anlage besteht aus zwei Trocknerstraßen, welche unabhängig voneinander betrieben werden können. Die Anlage kann somit zwischen Einstraßen- und Parallelbetrieb wechseln. Der Austrag des getrockneten Klärschlamm erfolgt pneumatisch mit Stickstoff.

In der folgenden Abbildung wird das Verfahren der Anlage mit Scheibentrockner dargestellt:

Abbildung 34: Verfahrensschema der Trocknungsanlage (Scheibentrockner)



Quelle: eigene Darstellung Awiplan nach Herstellerangaben

Für die Klärschlamm-trocknungsanlage mit Scheibentrockner wurden folgende technischen Parameter seitens des Anlagenbetreibers bereitgestellt:

Tabelle 44: Technische Parameter der Anlage mit Scheibentrockner (Bezugsjahr 2020)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Wasserverdampfung (Nennleistung)	kg H ₂ O/h	4.911* (Parallelbetrieb) 3.618* (Einstraßenbetrieb)
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	5.456 (Trockengut)
Jahresdurchsatz Originalsubstanz	t OS/a	22.451
Jahresbetriebszeit	h/a	4.031**

Technische Parameter	Einheit	Wert
Eingang TM	%	24,3*
Ausgangs TM	%	92,8 (Trockengut) 25,5 (Nassschlamm)
Wärmemenge (Wärmemengenzähler)		n.v.
Stromverbrauch (Nennleistung)	kWh _{el} /a	580* (Parallelbetrieb) 380* (Einstraßenbetrieb)
Verbrauch Betriebsstoffe (anhand Lieferscheine / Wasserzähler)		n.v.
Einsatz Schwefelsäure/Natronlauge/Sonstiges		wird nicht eingesetzt
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		n.v.
Eingangswassergehalt/Ausgangswassergehalt		
Inbetriebnahmehjahr		1994
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		100 % Eigenschlamm
Art der Abluftbehandlungstechnik		Brüden werden über den Dampfkessel desodoriert und über den Kamin abgeleitet

Quelle: Betreiberangaben (2020)

* berechnet auf Basis von Kenndaten Andritz 1998

** berechnet basierend auf Betreiberdaten (siehe Kapitel 3.3.5.1)

Beschreibung der technischen Parameter

Insgesamt werden in der Anlage rund 5456 t (TM) Klärschlamm pro Jahr durchgesetzt. Bei dem durchgesetzten Klärschlamm handelt es sich ausschließlich um Eigenschlamm. Der Trockenmassegehalt wird von etwa 24,3 % auf $\geq 92,8$ % im getrockneten Klärschlammgranulat erhöht. Die Abluft/ Brüden werden über den Dampfkessel desodoriert und anschließend über den Kamin abgeleitet.

Energiebilanz

Die Nennleistung beläuft sich im Parallelbetrieb auf 4.911 und im Einstraßenbetrieb auf 3.618 kg H₂O/h. Legt man die Nennleistung zu Grunde, beträgt der Strombedarf im Parallelbetrieb 580 kWh_{el} und im Einstraßenbetrieb 380 kWh_{el} pro Jahr. Da keine Daten zu den jeweiligen Betriebszeiten von Einstraßen- bzw. Parallelbetrieb verfügbar sind und der Strombedarf je nach Betriebsart variiert, können keine Berechnungen hinsichtlich der Energiebilanz vorgenommen werden. Der genaue Strom- bzw. Wärmebedarf der Anlage sind nicht bekannt.

3.3.6 Dünnschichttrockner

3.3.6.1 Ergebnisse der Messungen

Von den drei vorhandenen Trocknerstraßen wurde am Messtag nur der Trockner mit der höchsten Nennleistung betrieben (Trockner Nr. 3). Der Trockner befand sich während der Messungen nach Angaben des Betreibers im Regelbetrieb.

Tabelle 45 bis Tabelle 50 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann der separaten Anlage B entnommen werden.

Da es sich bei der Dünnschichttrocknung um eine Kontakt Trocknung handelt, sind die Umgebungsbedingungen für die Güte der Trocknung nicht relevant. Aufgrund dessen wurde auf die Aufzeichnung der Parameter relative Luftfeuchte, Lufttemperatur und Umgebungsdruck verzichtet.

Der Abgasvolumenstrom der Anlage wurde mit Hilfe einer Differenzdruckmessung in der Rohgasleitung nach Brüdenkondensation kontinuierlich ermittelt (Tabelle 45). Der gemessene Volumenstrom betrug im Mittel 800 m³/h (i.N., tr.). Zur Berechnung der Massenströme wird der zum jeweiligen Zeitpunkt ermittelte Rohgasvolumenstrom genutzt.

Tabelle 45: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Dünnschichttrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Volumenstrom (Rohgas)	m ³ /h (i.N., tr.)	10	760	820	800
Temperatur (Rohgas)	°C	12	43,2	44,1	43,7

In den Brüden der Klärschlamm Trocknungsanlage nach Kondensation wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu 20,3 Vol.-% bestimmt (Tabelle 46). Die Verbrennungsparameter CO₂ und CO werden im Mittel zu 2,6 Vol.-% und 4,5 mg/m³ bestimmt. Bei den luftbetriebenen Trocknern konnten Emissionen dieser Parameter nicht nachgewiesen werden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die messbare Freisetzung dieser Komponenten in Zusammenhang mit dem Trocknungsprinzip steht.

Die ermittelte Staubkonzentration im Rohgas beträgt im Mittel 1,11 mg/m³ und ist aller Voraussicht nach auf Partikel zurückzuführen, die in der Kondensationsstufe nicht zurückgehalten werden. Bei einer theoretischen Freisetzung dieser Staubkonzentration wäre der Grenzwert der TA-Luft von 10 mg/m³ sicher eingehalten. Die maximal ermittelte Staubfracht beträgt 0,00087 kg/h.

Tabelle 46: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Dünnschichttrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O ₂	Vol.-%	12	20,2	20,3	20,3
CO ₂	Vol.-%	12	2,4	2,8	2,6
H ₂ O	Vol.-%	12	7,1	7,3	7,2
Staub	mg/m ³	3	0,99	1,25	1,11
CO	mg/m ³	12	3,3	6,1	4,5
HCl	mg/m ³	3	<0,07	<0,07	<0,07
NH ₃ (SRM)	mg/m ³	3	1.110	1.218	1.146
NH ₃ (FTIR)	mg/m ³	12	790	909,0	844

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
N ₂ O (SRM)	mg/m ³	3	<3,3	<3,3	<3,3
N ₂ O (FTIR)	mg/m ³	12	0,0	0,0	0,0
CH ₄ (SRM)	mg/m ³	3	980	1.083	1.038
CH ₄ (FTIR)	mg/m ³	12	623	754	712
Gesamt-C	mg/m ³	12	2.140	2.390	2.234

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa, 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H₂O).

Es konnten keine HCl-Konzentrationen größer als der Feldblindwert von 0,07 mg/m³ ermittelt werden.

Die Messergebnisse der kontinuierlichen NH₃-Messung mittels FTIR und der diskontinuierlichen Messung mittels SRM liegen deutlich auseinander. Die FTIR-Messung unterschätzt das SRM-Messergebnis im Mittel um ca. 300 mg/m³. Das entspricht einer mittleren Abweichung von ca. 26 %. Da die Güte der Messergebnisse der FTIR-Messung mit der Abgaszusammensetzung zusammenhängt, kann davon ausgegangen werden, dass die komplexe Abgasmatrix das Messergebnis beeinträchtigt. Die Ergebnisse der FTIR-Messung werden bei den folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt. Die mittels SRM ermittelte Maximalkonzentration liegt deutlich oberhalb des TA-Luft-Grenzwertes von 20 mg/m³. Die Massenstromschwelle von 0,10 kg/h könnte bei einer theoretischen Freisetzung in die Umgebung ebenfalls nicht eingehalten werden.

Mit beiden Messverfahren, SRM und FTIR, konnten keine deutlichen N₂O-Konzentrationen ermittelt werden. Die Messergebnisse der SRM-Messung liegen jeweils unterhalb der BG von 3,3 mg/m³. Die FTIR-Messung bestätigt dieses Ergebnis.

Das kontinuierlich ermittelte Messergebnis für CH₄ liefert deutlich kleinere Konzentrationen als das SRM-Verfahren. Die mittlere Abweichung der Messergebnisse beträgt 31 %. Für weitere Berechnungen werden deshalb die SRM-Messergebnisse herangezogen. Mit dem SRM-Verfahren wird im Mittel eine CH₄-Konzentration von 1.038 mg/m³ bestimmt. Die mittlere kontinuierlich ermittelte Gesamt-C-Konzentration wird zu 2.234 mg/m³ bestimmt. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Konzentration im Mittel ca. 35 % beträgt. Die übrigen 65 % der Gesamt-C-Konzentration entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen. Diese hohe Organikfracht im Abgas kann als wesentliche Ursache dafür betrachtet werden, dass eine plausible Auswertung der FTIR-Spektren nicht möglich ist. Die ermittelten Gesamt-C-Konzentrationen übersteigen den für die Emission von Gesamt-C aus „Anlagen zum Trocknen von Klärschlamm“ (Ziffer 5.4.8.10.2) genannten Grenzwert von 20 mg/m³ um ein Vielfaches.

Tabelle 47: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Dünnschichttrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	12	38	43	41
H ₂ O	kg/h	12	44	47	46

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Staub	kg/h	3	0,00079	0,0010	0,00087
CO	kg/h	12	0,0025	0,0049	0,0036
HCl	kg/h	3	<0,0001	<0,0001	<0,0001
NH ₃ (SRM)	kg/h	3	0,89	0,97	0,92
NH ₃ (FTIR)	kg/h	12	0,62	0,73	0,67
N ₂ O (SRM)	kg/h	3	<0,003	<0,003	<0,003
N ₂ O (FTIR)	kg/h	12	0,0	0,0	0,0
CH ₄ (SRM)	kg/h	3	0,79	0,88	0,83
CH ₄ (FTIR)	kg/h	12	0,50	0,61	0,57
Gesamt-C	kg/h	12	1,7	1,8	1,8

* Plausibilitätsprüfung

Zur besseren Vergleichbarkeit der Klärschlamm-trocknungsanlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht bezogen auf den trockenen Klärschlamm bzw. das eingesetzte Input-Material berechnet. Die Kalkulation erfolgt unter der Annahme, dass die gemessenen Frachten auf Jahressicht konstant bleiben. Zur Kalkulation wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der jährlichen Anlagenlaufzeit auf ein Kalenderjahr hochgerechnet. Anschließend wird der in einem Jahr emittierte Schadstoffausstoß durch die im gleichen Jahr umgesetzte Klärschlammmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 48 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 50 und Anlage B, Tabelle 62 zusammengefasst. Weiterhin werden in den Tabellen Massenströme für die bei der Trocknung freigesetzten Gesamtfrachten für Feststoffe, NH₃, HCl und Organik dargestellt. Die Berechnung dieser Frachten erfolgt aus Summe der Brüdenfracht nach Kondensation und der mit dem Kondensat ausgetragenen Frachten. Die Analyseergebnisse der jeweiligen Parameter an einer Kondensatprobe bilden hierfür die Grundlage (Anlage B, Tabelle 65).

Tabelle 48: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz Eigenschlamm	10.463	t (TM)/a
Jahresdurchsatz Fremdschlamm	12.790	t (TM)/a
Jahresdurchsatz Summe**	23.253	t (TM)/a
Jahresdurchsatz Eigenschlamm	38.752	t (OS)/a
Jahresdurchsatz Fremdschlamm	55.609	t (OS)/a
Jahresdurchsatz Summe**	94.361	t (OS)/a
Anlagenlaufzeit Trockner 1	4.367	h/a
Anlagenlaufzeit Trockner 2	3.174	h/a

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Anlagenlaufzeit Trockner 3	8.161	h/a
Anlagenlaufzeit (Summe)**	15.702	h/a
Anlagenlaufzeit (theoretisch)*	8.681	h/a
Eingangs TM Eigenschlamm	27	%
Eingangs TM Fremdschlamm	23	%
Eingangs TM Mittelwert**	25	%
Ausgangs TM Eigenschlamm	43	%
Ausgangs TM Fremdschlamm	42	%
Ausgangs TM Mittelwert**	42	%

* Theoretische Größe berechnet aus dem Jahresdurchsatz und der geschätzten Trocknungsleistung am Messtag.

** berechnet

Zur besseren Vergleichbarkeit mit dem Scheibentrockner wird zur Bestimmung der spezifischen Frachten mit einer theoretischen Anlagenlaufzeit gerechnet. Die Abschätzung der theoretischen Anlagenlaufzeit erfolgt anhand der Trocknungsleistung der Anlage zum Zeitpunkt der Messung (Tabelle 49). Hierfür wird die anfallende Kondensatmenge aus dem Tagesdurchsatz bestimmt und aus einer TM-Bilanz die tagesbezogene Trocknungsleistung ermittelt. Die theoretische Anlagenlaufzeit auf Jahresbasis ergibt sich aus dem Quotienten des Jahresdurchsatzes und der mittleren Trocknungsleistung am Messtag. Die auf diese Weise ermittelte theoretische Anlagenlaufzeit beträgt 8.681 h.

Tabelle 49: Betriebsdaten Klärschlamm-trocknungsanlage am 26.11.2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Tagesdurchsatz, getr. KSM*	152	t (OS)/d
Tagesdurchsatz*	64	t (TM)/d
Tagesdurchsatz, Input, Fremdschlamm	151	t (OS)/d
Tagesdurchsatz, Input, Eigenschlamm	108	t (OS)/d
Tagesdurchsatz, Input, Summe	259	t (OS)/d
Freigesetzte Wassermenge*	108	t/d

* Berechnet anhand der TM-Gehalte auf Jahresbasis.

Tabelle 50: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Klärschlamm als OS gerechnet (Dünnschichttrockner)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	12	3,5	4,0	3,8
H ₂ O	kg/t KSM (OS)	12	4,0	4,3	4,2
Staub	kg/t KSM (OS)	3	0,000073	0,000092	0,000080

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO	kg/t KSM (OS)	12	0,00023	0,00045	0,00033
HCl	kg/t KSM (OS)	3	<0,0000092	<0,0000092	<0,0000092
NH ₃ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,082	0,089	0,085
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,057	0,067	0,062
N ₂ O (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	<0,00028	<0,00028	<0,00028
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,000	0,000	0,000
CH ₄ (SRM)	kg/t KSM (OS)	3	0,073	0,081	0,076
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	0,046	0,056	0,052
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	12	0,16	0,17	0,17
Feststoffe*	kg/t KSM (OS)	---	2,0	2,0	2,0
NH ₃ *	kg/t KSM (OS)	---	13	13	13
HCl*	kg/t KSM (OS)	---	0,040	0,040	0,040
Organik*	kg/t KSM (OS)	---	2,0	2,0	2,0

* Brüden-Frachten zuzüglich Frachten aus dem Kondensat

n.b. nicht berechenbar

3.3.6.2 Anlagenparameter

Verfahrensbeschreibung

Bei der untersuchten Klärschlamm-trocknungsanlage wird der eigene Klärschlamm vor der Trocknung mit Hilfe von Zentrifugen entwässert. Dazu wird der aus Vorlagebehältern entnommene Klärschlamm durch die bei der Trocknung entstehenden Brüden vorgewärmt und unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln entwässert. Anschließend werden sowohl Eigen- als auch Fremdschlämme in drei Dünnschicht-trocknern getrocknet.

Das bei der Trocknung entstehende Brüdengas, das nach der Wärmeentnahme in der Brüden-kondensationsanlage übrig bleibt, wird in Wirbelschichtöfen zusammen mit dem Klärschlamm verbrannt. Die freiwerdende thermische Energie wird mittels Dampfturbinen zur Stromerzeugung und Trocknung genutzt. Insgesamt werden durch die Verbrennung jährlich rund 6 elektrische Gigawattstunden erzeugt. Bei der Anlage wird die phosphathaltige Asche der Rauchgasreinigung stofflich verwertet, indem diese als Ausgangsstoff für die Herstellung von Düngemitteln eingesetzt wird.

Für den Dünnschicht-trockner wurden seitens des Anlagenbetreibers folgende technische Parameter bereitgestellt:

Tabelle 51: Technische Parameter Anlage (Bezugsjahr 2020, Ca.-Angaben)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Wasserverdampfung (Nennleistung)	kg H ₂ O/h	2.110 (Trockner 1) 2.110 (Trockner 2)

Technische Parameter	Einheit	Wert
		3.902 (Trockner 3)
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	10.463 (Eigenschlamm) 12.790 (Fremdschlamm)
Klärschlammdurchsatz Originalsubstanz	t OS/a	ca. 94.361
Jahresbetriebszeit	h/a	4.367 (Trockner 1) 3.174 (Trockner 2) 8.161 (Trockner 3)
Erzeugte Strommenge aus den Dampfturbinen	kWh _{el} /a	6.000.000
Erzeugte Wärmemenge aus den Dampfturbinen	kWh _{th} /a	n.v.
Eingangs TM	%	27 (Eigenschlamm) 23 (Fremdschlamm)
Ausgangs TM	%	43 (Eigenschlamm) 42 (Fremdschlamm)
Wärmemenge (Wärmemengenzähler)	kWh _{th} /a	n.v.
Installierte Leistung	kW	90 (Trockner 1) 90 (Trockner 2) 160 (Trockner 3)
Stromverbrauch (Trockner)	kWh _{el} /a	1.397.345
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		Brüdenkondensat → Abwasserreinigung Restbrüden → Verbrennung
Inbetriebnahmejahr		1985 die ersten beiden Trockner, 2011 der dritte Trockner
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		Fremd- und Eigenschlamm
Art der Abluftbehandlungstechnik		Brüden sind Teil der Verbrennungsluft

Quelle: Betreiberangaben (2020)

Beschreibung der technischen Parameter

Im Jahr 2020 wurden in der Trocknungsanlage insgesamt ca. 94.361 t OS bzw. 23.253 t TM Klärschlamm durchgesetzt. Letzterer setzt sich aus 10.463 t TM Eigenschlamm und 12.790 t TM Fremdschlamm zusammen. Der Klärschlamm wird von einem Eingangs-TM-Gehalt von durchschnittlich ca. 25 % auf einen Ausgangs-TM-Gehalt von ca. 42 % getrocknet (Mittelwerte des Eingangs- bzw. Ausgangs TM aus Eigen- und Fremdschlämmen).

Das bei der Trocknung entstehende Brüdenkondensat wird der Abwasserreinigung zugeführt und die Restbrüden in der Verbrennungsanlage verbrannt.

Energiebilanz

Die reale elektrische Leistung der drei Trockner mit den jeweiligen Betriebsstunden sind nachfolgend dargestellt (Betreiberangaben 2020):

- Trockner 1 (T1): 57 kW_{el} (4.367 Betriebsstunden),
- Trockner 2 (T2): 64 kW_{el} auf (3.174 Betriebsstunden),
- Trockner 3 (T3): 116 kW_{el} auf (8.161 Betriebsstunden).

Bezogen auf alle drei Trockner ergibt sich somit ein gesamter elektrischer Strombedarf von 1.397.345 kWh_{el} pro Jahr. Zusätzlich muss berücksichtigt werden, dass bei der betrachteten Trocknungsanlage durch die Verbrennung und anschließende Nutzung des Dampfes rund 6 Gigawattstunden Strom entstehen, welcher dem System zusammen mit der entstehenden Wärme wieder zugeführt wird. Über die genutzte Abwärme sind keine Daten vorhanden, so dass diese nicht bei der Erstellung der Energiebilanz berücksichtigt werden kann.

Die Energiebilanz kann deswegen nur auf die für die Trocknung benötigte elektrische Energie berechnet werden. Bei einer durchgesetzten Menge von 23.253 t TM Klärschlamm entspricht der elektrische Energiebedarf in etwa 60 kWh_{el} pro TM Trocknungsgut.

3.3.7 Klärschlammkompostierungsanlage

3.3.7.1 Ergebnisse der Messungen

Die Messkampagne an der Klärschlammkompostierungsanlage fand am 24.11.2020 statt. Die Klärschlammkompostierung wurde im Mietenverfahren betrieben. Während der Messungen befand sich die Kompostierung im Zustand der Intensivrotte. In Abstimmung mit dem Betreiber wurde die Intensivrotte als Zustand des höchsten Emissionspotentials ausgemacht. Bei den Messungen wurde ca. 1 % der Oberfläche beider Kompostteilmieten beprobt. Umsetzungsvorgänge wurden messtechnisch nicht erfasst und werden in der nachfolgenden Betrachtung nicht berücksichtigt.

Für die gemessenen gasförmigen Komponenten sind in der TA-Luft Nr. 5.4.8.5 keine Grenzwerte genannt. Auch in der Richtlinie VDI 3475-6 werden keine Richt- bzw. Erwartungswerte ausgewiesen. Eine Bewertung der Messergebnisse kann deshalb im Rahmen der nachfolgenden Betrachtung nicht erfolgen.

Die Tabelle 52 bis Tabelle 58 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

In Tabelle 52 sind die relative Feuchte, Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck über den Zeitraum der Messung dargestellt.

Tabelle 52: Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Klärschlammkompostierung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
rel. Feuchte	%	5	72	80	76
Feuchte*	Vol.-%	5	0,7	0,8	0,7
Temperatur	°C	5	4,7	7,7	6,4
Druck	hPa	5	1.006	1.007	1.007

* berechnet

Die Massenströme wurden anhand eines theoretischen Volumenstroms geschätzt. Dieser Schätzung liegt die spezifische Belüftungsrate der zur Messung genutzten Probenahmehaube von $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \times \text{h})$ zugrunde. Die Gesamtfläche beider Kompostteilmieten wird auf 633 m^2 geschätzt. Aus der Multiplikation beider Größen errechnet sich der theoretische Volumenstrom über der gesamten Oberfläche der Kompostmiete zu $18.982 \text{ m}^3/\text{h}$.

Im Kompost wird zum Zeitpunkt der Messungen an den einzelnen Messstellen in einer Tiefe von ca. $0,4 \text{ m}$ eine Temperatur zwischen $10,1$ und $78,3 \text{ °C}$ bestimmt. Die Schwankungsbreite der Temperatur im Kompost ist sehr hoch. Das lässt darauf schließen, dass nicht die gesamte Kompostmiete zum Zeitpunkt der Messung tatsächlich im Zustand der Intensivrotte war. Zugleich könnte diese Schwankungsbreite aus der stark inhomogenen Zusammensetzung des eingesetzten Materials resultieren. An drei der zwölf gemessenen Punkte sind Temperaturen von $<40 \text{ °C}$ bestimmt worden.

Tabelle 53: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Klärschlammkompostierung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Temperatur (Kompost)	°C	12	10,1	78,3	47,4

In der Abluft der Probenahmehaube wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu $20,4 \text{ Vol.-%}$ im Mittel bestimmt (Tabelle 54). Die Parameter CO_2 und CO können in der Abluft nur in sehr geringen Konzentrationen und nur an wenigen Probenahmestellen nachgewiesen werden. Der maximal ermittelte Anteil von CO_2 liegt bei $0,8 \text{ Vol.-%}$. Die höchste gemessene CO -Konzentration beträgt $3,1 \text{ mg/m}^3$. Die Gehalte beider Parameter sind auf die mikrobiologische Verwertung des Rohkomposts zurückzuführen. Der Anteil der Feuchte in der Abluft liegt zwischen $<0,9 \text{ Vol.-%}$, was ungefähr dem Raumanteil der Feuchte in der Umgebungsluft entspricht und $2,3 \text{ Vol.-%}$. Die höheren Feuchtegehalte in der Abluft der Probenahmehaube resultieren aus der Freisetzung des Wassers aus dem Kompost in Folge der Selbsterhitzung.

Tabelle 54: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Klärschlammkompostierung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O_2	Vol.-%	12	20,0	20,6	20,4
CO_2	Vol.-%	12	0,1	0,8	0,3
H_2O	Vol.-%	12	$<0,9$	2,3	1,5
CO	mg/m^3	12	0,0	3,1	0,7
NH_3 (FTIR)	mg/m^3	12	$<14,9$	140	62
N_2O (FTIR)	mg/m^3	12	$<2,4$	60,9	9,6
CH_4 (FTIR)	mg/m^3	12	$<6,6$	327	87,4
Gesamt-C	mg/m^3	12	$<8,8$	531*	126

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa , 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H_2O).

* Messbereich zeitweise überschritten

Die Messergebnisse der kontinuierlichen NH_3 -Messung mittels FTIR liegen zwischen $<14,9 \text{ mg/m}^3$ (Feldblindwert) und 140 mg/m^3 . Die NH_3 -Massenströme werden zu $<0,2$ bis $2,1 \text{ kg/h}$ geschätzt.

Die mittlere gemessene N_2O -Konzentration ist mit $9,6 \text{ mg/m}^3$ tendenziell gering. An drei der zwölf Messpunkte werden Werte unterhalb des Feldblindwerts bestimmt. An einem Messpunkt beträgt die ermittelte Konzentration $60,9 \text{ mg/m}^3$ im Halbstundenmittel.

An sechs Messpunkten werden deutliche CH_4 -Freisetzungen bestimmt. Diese Freisetzungen betragen mehrere hundert Milligramm pro Kubikmeter Abluft. Der Maximalwert wird am Messpunkt vier zu 327 mg/m^3 bestimmt. Im gleichen Zeitraum wird eine Gesamt-C-Emission von 531 mg/m^3 gemessen. Hierbei ist zu beachten, dass der Messbereich der kontinuierlichen Gesamt-C-Messung (FID) zeitweise überschritten wurde. Im Konzentrationsverlauf für Gesamt-C kann der Verlauf der kontinuierlich ermittelten CH_4 -Konzentration an den einzelnen Messpunkten wiedergefunden werden. Im Mittel über alle Messpunkte liegt die Gesamt-C-Konzentration mit 126 mg/m^3 um ca. 39 mg/m^3 höher als die kontinuierlich bestimmte CH_4 -Konzentration ($87,4 \text{ mg/m}^3$). Da die Messverfahren FTIR und FID auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhen, kann aufgrund der Vergleichbarkeit im Verlauf der beiden Messsignale die Richtigkeit der FTIR-Messung abgeleitet werden. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH_4 -Molekül der Anteil des CH_4 an der Gesamt-C-Emission im Mittel ca. 52 % beträgt. Die übrigen 48 % der Gesamt-C-Emission entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen. Die mittleren Massenströme der Parameter CH_4 und Gesamt-C werden zu $1,7$ und $2,4 \text{ kg/h}$ geschätzt.

Tabelle 55: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Klärschlammkompostierung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO_2	kg/h	12	44	294	116
H_2O	kg/h	12	98	348	227
H_2O^*	kg/h	12	0	238	118
CO	kg/h	12	0,001	0,059	0,013
NH_3 (FTIR)	kg/h	12	$<0,2$	2,1	0,9
N_2O (FTIR)	kg/h	12	$<0,05$	1,16	0,18
CH_4 (FTIR)	kg/h	12	$<0,1$	6,2	1,7
Gesamt-C	kg/h	12	$<0,2$	10,1	2,4

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchte-Differenz der ein- und austretenden Luft.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Anlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht berechnet. Da die eingesetzten Mengen an Klärschlamm und Co-Substrat der beprobten Kompostcharge bekannt sind, erfolgt die Kalkulation der Fracht unter Verwendung dieser Angaben. Zur Kalkulation wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der durchschnittlichen Dauer der Intensivrotte hochgerechnet. Anschließend wird dieser chargenspezifische Schadstoffausstoß durch die umgesetzte Kompostmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 57 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in

Tabelle 58 und Anlage B, Tabelle 86 zusammengefasst. In Tabelle 56 werden zusätzlich Betreiberangaben zum Jahresdurchsatz 2020 genannt.

Die Dauer der Intensivrotte kann auf Jahressicht lediglich geschätzt werden. Nach Angaben des Betreibers findet ganzjährig eine Kompostierung von Klärschlamm statt. Der Zeitraum ohne aufgesetzte Kompostmiete wird mit 20 d pro Jahr angenommen. Weiterhin wird angenommen, dass bei einer Gesamtkompostierungsdauer von 90 d an 40 d der Zustand der Intensivrotte vorherrscht. Die auf diese Weise ermittelte theoretische Dauer der Intensivrotte auf Jahresbasis beträgt 3.680 h.

Tabelle 56: Betriebsdaten Klärschlammkompostierung 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz Klärschlamm	1.320	t (TM)/a
Jahresdurchsatz Garten-Parkabfälle	1.020	t (TM)/a
Jahresdurchsatz Kompost	2.340	t (TM)/a
Jahresdurchsatz Kompost	6.500	t (OS)/a
Dauer Intensivrotte*	3.680	h/a
TM Klärschlamm*	28,1	%
TM Garten-Parkabfälle*	56,7	%
TM Kompost**	49,9	%

* Berechnet anhand Betreiberangaben

** Analysenwert aus Laboruntersuchung 2020

Tabelle 57: Betriebsdaten Klärschlammkompostierung zum Messzeitpunkt (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Tonnage Klärschlamm	95	t (TM)
Tonnage Garten-Parkabfälle	120	t (TM)
Tonnage Kompost*	215	t (TM)
Tonnage Klärschlamm	350	t (OS)
Tonnage Garten-Parkabfälle	200	t (OS)
Tonnage Kompost*	550	t (OS)
Dauer Intensivrotte	960	h (40 Tage)

* Berechnet anhand Betreiberangaben

Tabelle 58: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Kompost als OS gerechnet (Klärschlammkompostierung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	12	77	510	200

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
H ₂ O*	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	420	210
CO	kg/t KSM (OS)	12	0,0017	0,1	0,023
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	3,7	1,6
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	2	0,31
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	11	3,0
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	12	n.b.	18	4,2

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

3.3.7.2 Anlagenparameter

Verfahrensbeschreibung

Es handelt sich bei der untersuchten Klärschlammkompostierung um ein offenes Verfahren, was bedeutet, dass der Klärschlamm nicht eingehaust kompostiert wird. Bei dem Verfahren werden die natürlichen Mechanismen der Kompostierung genutzt.

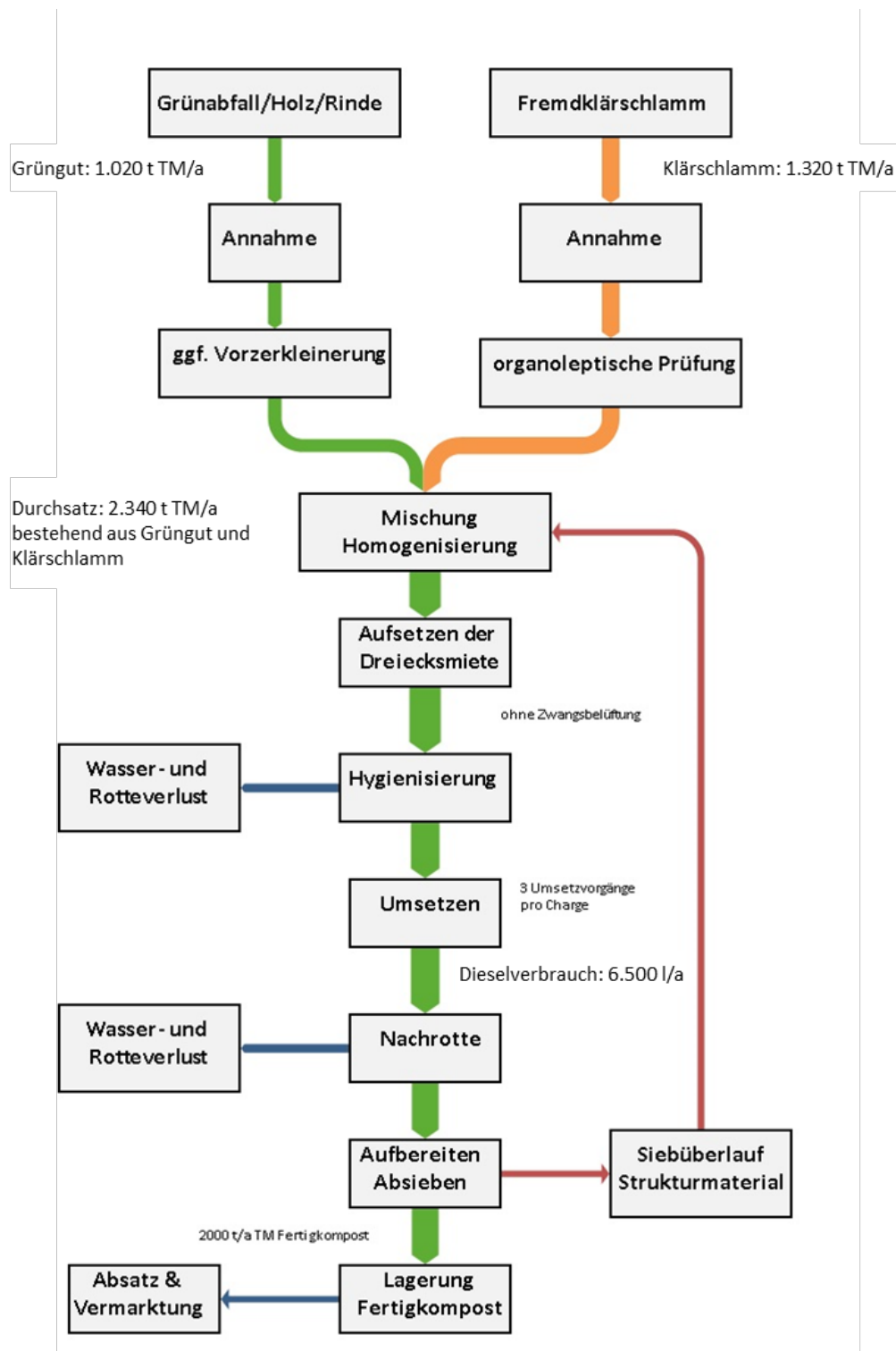
Innerhalb des Verfahrens wird der feuchte Fremdklärschlamm (1.320 t TM/a) mit Strukturmaterial (1.020 t TM/a Garten-Parkabfälle) gemischt. Vor der Mischung wird das Grüngut noch geschreddert. Das Mischgut hat eine Masse von 2.340 t TM/a.

Danach werden Dreiecksmieten aufgesetzt, welche rund dreimal pro Charge umgesetzt werden. Die nachfolgende Intensivrotte ermöglicht die Hygienisierung des Materials. Hierbei werden Krankheitserreger weitestgehend abgetötet. Auf die Hygienisierung bzw. Intensivrotte erfolgt die Nachrotte. Im Zuge der Kompostierung erfolgt ein Rotte- und Wasserverlust, der bewirkt, dass sich die Dichte des Materials erhöht. Nach der Nachrotte wird das Material abgesiebt und aufbereitet. Der sogenannte Siebüberlauf wird als Strukturmaterial vor dem Aufsetzen der Dreiecksmieten dem System wieder zugeführt. Der Fertigkompost wird gelagert und steht für die Vermarktung zur Verfügung. Es werden auf der Anlage rund 2.000 t TM/a Kompost hergestellt. Die Abläufe des Systems entsprechen der üblichen Praxis der Kompostierung.

Bezüglich des Entwicklungsstands lässt sich festhalten, dass die Entwicklung der Kompostierung im Allgemeinen sehr weit gediehen ist. Es handelt sich um ein gut erforschtes und sehr weitverbreitetes Verfahren, welches in seinen Grundzügen schon sehr lange bekannt ist. Klärschlammkompost als Düngemittel ist jedoch nicht sehr weit verbreitet und wird wohl in den nächsten Jahren aufgrund der neuen gesetzlichen Vorgaben ganz verschwinden. Die hauptsächliche Verwertung bzw. Entsorgung wird über die thermische Nutzung (also Verbrennung) erfolgen. Die Verbrennung des Klärschlammes ist die meistverbreitete Nutzungsform.

In der folgenden Abbildung wird das Verfahren der Anlage schematisch mit den Energie- und Massenströmen dargestellt:

Abbildung 35: Massenbilanz der Klärschlammkompostanlage



Quelle: eigene Darstellung Awiplan

Für die untersuchte Klärschlamm-trocknungsanlage wurden folgende technische Parameter seitens des Anlagenbetreibers bereitgestellt:

Tabelle 59: Technische Parameter der Anlage

Technische Parameter	Einheit	Wert
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	1.320 (Klärschlamm) 1.020 (Garten-/Parkabfälle)
Jahresdurchsatz Originalsubstanz	t/a	4.700
Jahresbetriebszeit		ganzjährig
Eingangs TM Klärschlamm	%	28,1*
Ausgangs TM	%	n.v.
Verbrauch Betriebsstoffe (anhand Lieferscheine / Wasserzähler)	l/a	n.v.
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		Kompost für die Landwirtschaft. Siebüberlauf geht zurück ins System
Inbetriebnahmejahr		1991
Flächenbedarf	m ²	3.000
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		Fremdschlamm
Umsetzvorgänge	Anzahl/Charge	3
Dieselvebrauch	l/a	6.500
Mietentyp		Dreiecksmiete
Mischvorgänge	Anzahl/a	4 bis 5
Hygienisierung		durch Intensivrotte
Menge/Qualität des Co-Substrates	t TM	1.020 (Garten-Parkabfälle; Grenzwerte der BioabV werden erfüllt)

Quelle: Betreiberangaben

* Berechneter Wert basierend auf Betreiberangaben

Beschreibung der technischen Parameter

Bei der Anlage werden pro Jahr circa 4.700 t OS bzw. 1320 t TM Klärschlamm und 1.020 t TM Garten- und Parkabfälle durchgesetzt. Bei dem durchgesetzten Klärschlamm handelt es sich ausschließlich um Fremdschlamm. Der Eingangs-TM-Gehalt beträgt circa 28,1 %, während keine Informationen über den Ausgangs-TM-Gehalt verfügbar sind. Gemäß einer Untersuchung des fertigen Komposts aus dem Jahr 2020 lag der TM-Gehalt bei 49,4 %. Insgesamt werden jährlich zwischen 4 und 5 Mischvorgänge vollzogen. Pro Charge finden 3 Umsetzvorgänge statt. Dabei beträgt die Dauer der Kompostierung pro Charge circa 90 Tage (Betreiberangaben). Die Stabilisierung bzw. Hygienisierung des Komposts bei der untersuchten Anlage erfolgt durch die hohen Temperaturen während der etwa 40-tägigen Intensivrotte. Die Mieten werden als Dreiecksmieten aufgesetzt.

Die Anlage wurde im Jahr 1991 in Betrieb genommen und ganzjährig betrieben. Die für die Kompostierung benötigte Gesamtfläche bei der untersuchten Anlage beträgt in etwa 3.000 m². Das Ausgangsmaterial (der Kompost) wird landwirtschaftlich als Düngemittel verwertet.

Energiebilanz

Bei der offenen Kompostierung (ohne Zwangsbelüftung) wird dem System nur externe Energie über den Dieselverbrauch der Umsetzgeräte, Schredder und Siebmaschinen zugeführt. Der jährliche Dieselverbrauch beträgt laut Betreiberangaben in etwa 6.500 l. Geht man für den Diesel von einem Heizwert von 9,8 kWh/l aus, ergibt sich ein Gesamtenergiebedarf von 63.700 kWh/a, der für die Kompostierung aufgewendet werden muss. Bezieht man diesen Energiebedarf auf die 2.340 t TM, die jährlich von der untersuchten Anlage kompostiert werden, werden pro t TM ungefähr 27 kWh benötigt.

Im Vergleich zu den Trocknungsverfahren ist eindeutig festzustellen, dass der Energieaufwand bei der Kompostierung erheblich niedriger ist. Gleichzeitig ist das Verfahren der Kompostierung zeitaufwendiger und weist einen anderen Produktionshintergrund auf. Bei der Kompostierung entsteht ein hochwertiger Dünger, während das Ausgangsmaterial bei den Trocknungsverfahren der Verbrennung zugeführt wird.

3.3.8 Klärschlammteiltrocknungsanlage

3.3.8.1 Ergebnisse der Messungen

Die Messkampagne an der untersuchten Klärschlammteiltrocknungsanlage fand am 08.12. und 09.12.2020 statt. Während der Messungen befand sich die Teiltrocknung im Regelbetrieb. Es waren Mieten verschiedener Reifegrade aufgesetzt. Bei den Messungen wurde ca. 0,4 % der Oberfläche beider Mieten beprobt. Umsetzvorgänge wurden messtechnisch nicht erfasst und werden in der nachfolgenden Betrachtung nicht berücksichtigt.

Für die gemessenen gasförmigen Komponenten sind in der TA-Luft Nr. 5.4.8.5 keine Grenzwerte genannt. Auch in der Richtlinie VDI 3475-6 werden keine Richt- bzw. Erwartungswerte ausgewiesen. Eine Bewertung der Messergebnisse kann deshalb im Rahmen der nachfolgenden Betrachtung nicht erfolgen.

Tabelle 60 bis Tabelle 66 fassen die ermittelten Messergebnisse zusammen. Es werden Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dargestellt. Eine Übersicht aller Messergebnisse kann Anlage B entnommen werden.

In Tabelle 60 sind die relative Feuchte, Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck über den Zeitraum der Messung dargestellt.

Tabelle 60: Zusammenstellung der gemessenen Umgebungsbedingungen (Klärschlammteiltrocknung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
rel. Feuchte	%	12	79	94	86
Feuchte*	Vol.-%	12	0,7	0,9	0,8
Temperatur	°C	12	2,8	7,9	5,7
Druck	hPa	12	1.006	1.007	1.007

* berechnet

Die Massenströme wurden anhand eines theoretischen Volumenstroms geschätzt. Dieser Schätzung liegt die spezifische Belüftungsrate der zur Messung genutzten Probenahmehaube von $30 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \times \text{h})$ zugrunde. Die Gesamtfläche beider Kompostteilmieten wird auf 1.862 m^2 geschätzt. Aus der Multiplikation beider Größen errechnet sich der theoretische Volumenstrom über der gesamten Oberfläche der Kompostmiete zu $55.874 \text{ m}^3/\text{h}$.

Im Trockengut wird zum Zeitpunkt der Messungen an den einzelnen Messstellen in einer Tiefe von ca. $0,4 \text{ m}$ eine Temperatur zwischen $25,9$ und $62,0 \text{ °C}$ bestimmt. Die Schwankungsbreite der Temperatur im Trockengut ist hoch. Da hier Mieten unterschiedlicher Reifegrade betrachtet werden, ist die ermittelte Schwankungsbreite plausibel. An drei der sechzehn gemessenen Punkte sind Temperaturen von $<40 \text{ °C}$ bestimmt worden.

Tabelle 61: Zusammenstellung der ermittelten Anlagendaten (Klärschlammteiltrocknung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
Temperatur (Kompost)	°C	16	25,9	62,0	48,5

In der Abluft der Probenahmehaube wird der Anteil an Sauerstoff nach Abzug der Feuchte zu $20,3 \text{ Vol.-%}$ im Mittel bestimmt (Tabelle 62). Die Parameter CO_2 und CO können in der Abluft nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Der maximal ermittelte Anteil von CO_2 liegt bei $2,5 \text{ Vol.-%}$. Die höchste gemessene CO -Konzentration beträgt $12,8 \text{ mg/m}^3$. Die Gehalte beider Parameter sind auf die mikrobiologische Verwertung des Trockenguts zurückzuführen. Der Anteil der Feuchte in der Abluft liegt zwischen $1,1$ und $3,0 \text{ Vol.-%}$. Die höheren Feuchtegehalte in der Abluft der Probenahmehaube resultieren aus der Freisetzung des Wassers aus dem Trockengut in Folge der Selbsterhitzung.

Tabelle 62: Zusammenstellung der gemessenen Konzentrationen bzw. Volumenanteile (Klärschlammteiltrocknung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
O_2	Vol.-%	16	19,4	20,8	20,3
CO_2	Vol.-%	16	0,3	2,5	1
H_2O	Vol.-%	15	1,1	3,0	2,1
CO	mg/m^3	16	0,8	12,8	5,1
NH_3 (FTIR)	mg/m^3	16	13	646	237
N_2O (FTIR)	mg/m^3	16	$<0,0$	2,4	0,7
CH_4 (FTIR)	mg/m^3	16	5,6	369	64
Gesamt-C	mg/m^3	16	31,3	564	119

Angaben bezogen auf Normzustand (1.013 hPa , 273 K) nach Abzug des Gehaltes an Wasserdampf (ausgenommen Angaben für H_2O).

* Messbereich zeitweise überschritten

Die Messergebnisse der kontinuierlichen NH_3 -Messung mittels FTIR liegen zwischen 13 mg/m^3 und 646 mg/m^3 . Die NH_3 -Massenströme werden zu $0,7$ bis $36,1 \text{ kg/h}$ geschätzt.

Die mittlere gemessene N₂O-Konzentration ist mit 0,7 mg/m³ sehr gering. Messwerte größer Feldblindwert werden nur an sechs der sechzehn Messpunkte bestimmt.

Tabelle 63: Zusammenstellung der ermittelten Massenströme (Klärschlammteiltrocknung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/h	16	311	2772	1047
H ₂ O	kg/h	15	473	1351	965
H ₂ O*	kg/h	15	114	982	609
CO	kg/h	16	0,044	0,717	0,285
NH ₃ (FTIR)	kg/h	16	0,7	36,1	13,2
N ₂ O (FTIR)	kg/h	16	<0,00	0,14	0,03
CH ₄ (FTIR)	kg/h	16	0,3	20,6	3,6
Gesamt-C	kg/h	16	1,7	31,5	6,7

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchte-Differenz der ein- und austretenden Luft.

An zwei Messpunkten werden hohe CH₄-Freisetzungen bestimmt. Diese Freisetzungen betragen mehrere hundert Milligramm pro Kubikmeter Abluft. Der Maximalwert wird am Messpunkt sieben zu 369 mg/m³ bestimmt. Im gleichen Zeitraum wird eine Gesamt-C-Emission von 564 mg/m³ gemessen. Im Konzentrationsverlauf für Gesamt-C kann der Verlauf der kontinuierlich ermittelten CH₄-Konzentration an den einzelnen Messpunkten wiedergefunden werden. Im Mittel über alle Messpunkte liegt die Gesamt-C-Konzentration mit 119 mg/m³ um ca. 55 mg/m³ höher als die kontinuierlich bestimmte CH₄-Konzentration (64,0 mg/m³). Da die Messverfahren FTIR und FID auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhen, kann aufgrund der Vergleichbarkeit im Verlauf der beiden Messsignale die Richtigkeit der FTIR-Messung abgeleitet werden. Daraus folgt, dass unter Berücksichtigung des Kohlenstoffanteils im CH₄-Molekül der Anteil des CH₄ an der Gesamt-C-Emission im Mittel ca. 40 % beträgt. Die übrigen 60 % der Gesamt-C-Emission entfallen auf andere Kohlenstoffverbindungen. Die mittleren Massenströme der Parameter CH₄ und Gesamt-C werden zu 3,6 und 6,7 kg/h geschätzt.

Tabelle 64: Betriebsdaten Klärschlammteiltrocknung: 2020 (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Jahresdurchsatz KSM teilgetrocknet	16.010	t (TM)/a
Jahresdurchsatz KSM teilgetrocknet	29.172	t (OS)/a
Dauer Intensivrotte*	8.760	h/a
TM KSM entwässert	19,4	%
TM KSM trocken*	85,5	%
TM teilgetrocknet*	54,9	%

* Wendevorgänge finden nur Werktags statt

Zur besseren Vergleichbarkeit der Anlagen untereinander wird eine anlagenspezifische Fracht berechnet. Da die eingesetzten Mengen an entwässertem und getrocknetem Klärschlamm zum Zeitpunkt der Messung bekannt sind, erfolgt die Kalkulation der Fracht unter Verwendung dieser Angaben. Zur Kalkulation wird zunächst der Schadstoffausstoß anhand der durchschnittlichen Dauer der Trocknung hochgerechnet. Anschließend wird dieser Schadstoffausstoß durch die umgesetzte Klärschlammmenge geteilt. Es werden die unter Tabelle 65 dargestellten Betreiberangaben für die Berechnung herangezogen. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 66 und Anlage B, Tabelle 92 zusammengefasst. In Tabelle 64 werden zusätzlich Betreiberangaben zum Jahresdurchsatz 2020 genannt.

Tabelle 65: Betriebsdaten Klärschlammteiltrocknung zum Messzeitpunkt (Betreiberangaben)

Betriebsparameter	Zahlenwert	Einheit
Tonnage zum Messzeitpunkt*	619	t (TM)
Tonnage zum Messzeitpunkt	1.375	t (OS)
TM zum Messzeitpunkt	45	%
Trocknungsdauer (Durchschnitt)*	1.344	h (8 Wochen)

* Berechnet anhand Betreiberangaben

Tabelle 66: Zusammenstellung der spezifischen Frachten pro t Kompost als OS gerechnet (Klärschlammteiltrocknung)

Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
CO ₂	kg/t KSM (OS)	16	300	2.700	1.000
H ₂ O*	kg/t KSM (OS)	15	110	960	600
CO	kg/t KSM (OS)	16	0,043	0,70	0,28
NH ₃ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	16	0,68	35	13
N ₂ O (FTIR)	kg/t KSM (OS)	16	n.b.	0,14	0,029
CH ₄ (FTIR)	kg/t KSM (OS)	16	0,29	20	3,5
Gesamt-C	kg/t KSM (OS)	16	1,7	31	6,5

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

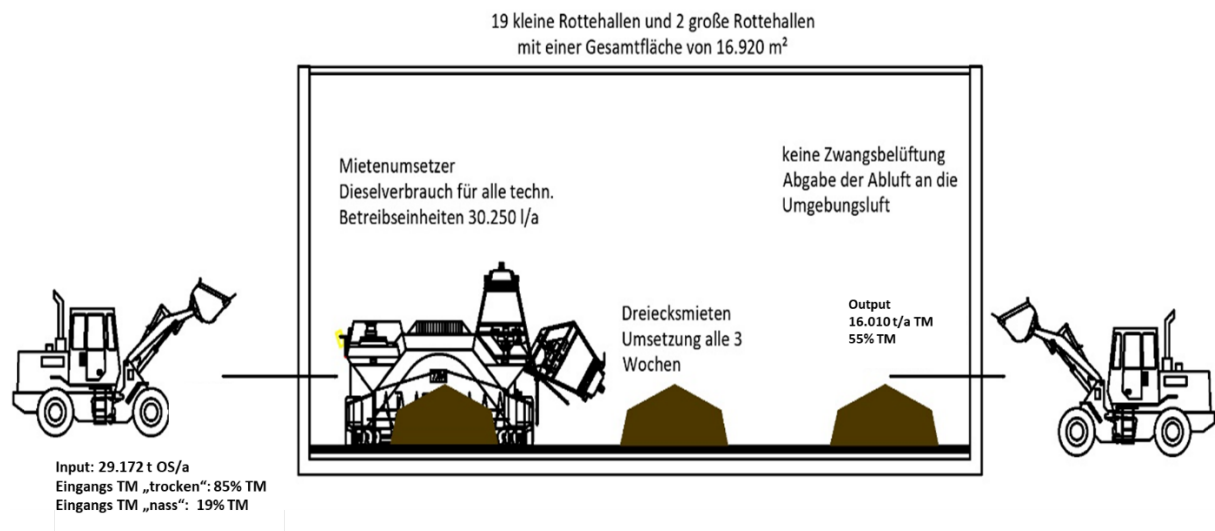
3.3.8.2 Anlagenparameter

Verfahrensbeschreibung

Bei der Kompostierungsanlage handelt es sich nicht um eine komplett offene Anlage. Der Kompostierungsprozess findet hier in zu den Enden hin offenen Hallen statt. Insgesamt sind es 19 kleinere und 2 große Hallen, in denen der Klärschlamm kompostiert wird. Es erfolgt keine Zwangsbelüftung der Umgebungsluft, da der Austausch mit der Außenluft in genügendem Umfang stattfindet. Es handelt sich um ein Dreiecksmietenverfahren. Alle 3 Wochen werden mit einem Dreiecksmietenumsetzer die Mieten umgesetzt. Es findet ein „Animpfen“ der Mieten mit getrocknetem Klärschlamm statt.

In der folgenden Abbildung wird das Verfahren der Kompostierungsanlage schematisch mit den Energie- und Massenströmen dargestellt:

Abbildung 36: Verfahrensschema Klärschlammkompostierungsanlage



Quelle: eigene Darstellung Awiplan

Seitens des Anlagenbetreibers wurden für die Klärschlammkompostierungsanlage folgende technische Parameter bereitgestellt:

Tabelle 67: Technische Parameter der Anlage (Bezugsjahr 2020)

Technische Parameter	Einheit	Wert
Jahresdurchsatz Trockenmasse	t TM/a	16.010
Jahresdurchsatz (Originalsubstanz)	t OS/a	29.172 *
Jahresbetriebszeit	h/a	8.760
Eingangs TM	%	19,42 (Nass) 85,50 (Trocken)
Ausgangs TM	%	54,88
Verbrauch Betriebsstoffe (anhand Lieferscheine / Wasserzähler)		n.v.
Betriebsaufzeichnung Entsorgung (Entsorgungsweg)		Kompost für die Landwirtschaft
Inbetriebnahmejahr		2007
Flächenbedarf		19 kleine Hallen à 19,9 m * 21,9 m (8.280 m ²) 2 große Hallen à 200 m * 21,6 m (8.640 m ²). Gesamtfläche 16.920 m ²
Fremdschlamm oder Eigenschlamm		Fremdschlamm

Technische Parameter	Einheit	Wert
Umsetzvorgänge	Anzahl/Charge	1/d, 5-mal/Woche
Dieselvebrauch	l/a	30.250
Mietentyp		i.d.R. Dreiecksmieten
Mischvorgänge	Anzahl/a	ca. 25
Niederschlagsmenge	l/m ²	ca. 260
Hygienisierung/Stabilisierung		Beimischung von Trockengut
Menge/Qualität des Co-Substrates		n.v.

Quelle: Betreiberdaten (2020)

* Berechnet

Beschreibung der technischen Parameter

Insgesamt werden in der Anlage in etwa 29.172 t OS bzw. 16.010 t TM Klärschlamm durchgesetzt. Dabei handelt es sich ausschließlich um Fremdklärschlämme. Der Eingangs-TM-Gehalt beträgt 19,42 % bei nassem und 85,50 % bei trockenem Material, während der Ausgangs-TM-Gehalt 54,88 % beträgt. Der Kompost wird einmal am Tag (fünfmal in der Woche) mittels Kompostwender durchmischt, um die thermische Reaktion in Gang zu halten. In der Regel werden Dreiecksmieten geometrisch angelegt. Diese werden mit einem speziellen Umsetzer bearbeitet. Insgesamt werden etwa 25 Mischvorgänge pro Kompost durchgeführt. Bei der untersuchten Anlage erfolgt die Stabilisierung des Komposts durch die Beimischung von Trockengut.

Pro Jahr wird die Anlage etwa 8.760 h betrieben. Das Ausgangsmaterial (der Kompost) wird für die Düngung in der Landwirtschaft eingesetzt. Berücksichtigt man alle Hallen, beträgt die für die Kompostierung benötigte Gesamtfläche ungefähr 16.920 m².

Energiebilanz

Es fallen Dieselvebräuche für alle technischen Betriebseinheiten wie Dreiecksmietenumsetzer und Radlader statt. Es werden jährlich ca. 30.250 l Diesel aufgewendet, um rund 16.010 t TM zu trocknen. Geht man für den Diesel von einem Heizwert von 9,8 kWh/l aus, ergibt sich ein gesamter Energiebedarf von 296.450 kWh/a. Entsprechend liegt der Energiebedarf pro t TM bei etwa 18,52 kWh.

3.4 Technologiebasierter Vergleich

Im folgenden Abschnitt werden spezifische Messwerte von den beprobten Anlagen mit gleichem bzw. ähnlichem Trocknungsverfahren einander gegenübergestellt. Zu beachten ist, dass die verglichenen Größen nicht repräsentativ für den jeweiligen Anlagentyp sind. Vielmehr handelt es sich um spezifische Größen einzelner individueller Anlagen. In dem dargestellten Vergleich werden zudem die Herkunft bzw. Vorbehandlung und das Alter des Klärschlammes nicht berücksichtigt.

3.4.1 Anlagen zur konvektiven Klärschlamm-trocknung (Bandtrockner / Schaufeltrockner)

3.4.1.1 Vergleich der spezifischen Schadstofffrachten

Zur Betrachtung der einzelnen Trocknungstechnologien werden die ermittelten spezifischen Frachten für die konvektivtrocknenden Klärschlamm-trocknungsanlagen, den Bandtrockner und

den Schaufeltrockner, in Tabelle 68 einander gegenübergestellt. Es werden die durchschnittlichen Frachten oberhalb der Bestimmungsgrenze bezogen auf das Input-Material (OS) betrachtet. Da für die Parameter NH_3 , N_2O und CH_4 mit dem SRM und FTIR-Verfahren vergleichbare Ergebnisse ermittelt worden sind, wird der nachfolgende Vergleich stellvertretend nur für SRM-Messergebnisse durchgeführt.

Bei beiden Anlagen wurden keine eindeutig messbaren CO- und CO_2 -Emissionen festgestellt. Spezifische Frachten können aufgrund dessen für diese Parameter nicht ermittelt werden.

Die bei der Trocknung von einer Tonne vorentwässerten Klärschlamm (OS) freigesetzte Wassermenge beträgt bei dem Bandrockner 650 kg und bei dem Schaufeltrockner 490 kg Wasser. Die Berechnung dieser spezifischen Frachten wurde unter Berücksichtigung des Anteils der Feuchte in der Umgebungsluft, die zur Trocknung genutzt wurde, durchgeführt. Der Anteil der Feuchte aus der Abluftreinigung wurde nicht berücksichtigt. Diese spezifischen Wasserfrachten stellen ein Maß für die Wasserverdampfungsleistung der Anlagen zum Zeitpunkt der Messungen dar. Zu beachten ist, dass aufgrund der für die Berechnung erforderlichen Differenzbildung der gemessenen Feuchten diese Werte mit einer höheren Unsicherheit verbunden sind. Aus der Bilanz der auf Jahresbasis ermittelten Betriebsdaten wird die durchschnittliche Wasserverdampfungsleistung zu 760 kg und 630 kg Wasser pro t Klärschlamm (OS) bestimmt. Die Abweichungen zu den Wasserverdampfungsleistungen, die bei den Messungen ermittelt wurden betragen 14 % (Bandrockner n) und 22 % (Schaufeltrockner).

Bei beiden Anlagen wird ein Biofilter zur Reinigung der Abluft eingesetzt. Dadurch können Staubemissionen aus dem Trocknungsprozess im Allgemeinen ausgeschlossen werden. Der Zustand des Biofilters ist somit maßgeblich für die emittierte Staubfracht. Die spezifische Staubfracht wird für den Schaufeltrockner deutlich niedriger bestimmt als für den Bandrockner. Unter Berücksichtigung der sehr geringen ermittelten Massenkonzentrationen kann hier jedoch lediglich eine Tendenz abgeleitet werden. Unter Berücksichtigung der Messunsicherheit des Messverfahrens ist ein eindeutiger Unterschied in der spezifischen Staubfracht beider Anlagen nicht feststellbar.

Tabelle 68: Vergleich der spezifischen Frachten für Konvektionstrockner

Anlage	Einheit	CO_2	H_2O^*	Staub	CO	HCl	NH_3 (SRM)	N_2O (SRM)	CH_4 (SRM)	Ges.-C
Bandrockner	kg/t (KSM OS)	n.b.	650	0,011	n.b.	0,0040	0,22	n.b.	0,43	0,57
Schaufeltrockner	kg/t (KSM OS)	n.b.	490	0,0061	n.b.	0,0046	0,029	0,077	0,071	0,22

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.
n.b. nicht berechenbar

Die spezifische HCl-Fracht des Bandrockners ist geringfügig kleiner als die HCl-Menge, die durch den Schaufeltrockner freigesetzt wird. Die der Berechnung zugrundeliegenden Massenkonzentrationen sind bei beiden Anlagen sehr niedrig. Unter Berücksichtigung der Messunsicherheit des Messverfahrens ist auf dem ermittelten Emissionsniveau ein eindeutiger Unterschied in den spezifischen HCl-Frachten beider Anlagen nicht feststellbar.

Die spezifische NH_3 -Fracht des Bandrockners beträgt 0,22 kg/t eingesetzten entwässerten Klärschlammes. Die spezifische Fracht des Schaufeltrockners liegt um ca. 87 % darunter. Aufgrund

der Betriebsweise des Bandrockners im Störbetrieb ist davon auszugehen, dass dieser Unterschied im Regelbetrieb geringer ausfallen würde.

Der N₂O-Ausstoß des Bandrockners liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze der SRM. Bei dem Schaufeltrockner wird hingegen eine Massenkonzentration größer Bestimmungsgrenze nur an einigen Messpunkten detektiert. Ein direkter Vergleich der Frachten ist nicht möglich.

Der Bandrockner setzt im Störbetrieb 0,43 kg CH₄ und 0,57 kg Gesamt-C pro kg eingesetzten Klärschlamm frei. Die spezifische Fracht für den Parameter CH₄ bei dem Schaufeltrockner beträgt 0,071 kg/t (KSM OS) bzw. 0,22 kg/t (KSM OS) für den Parameter Gesamt-C. Die Freisetzungsraten des Schaufeltrockners betragen damit ca. 17 und 39 % der Freisetzungsraten des Bandrockners im Störbetrieb.

3.4.1.2 Vergleich der energetischen Kenngrößen

Wie Tabelle 69 entnommen werden kann, liegen die Energiebedarfswerte beider beprobten Trockner auf ähnlichem Niveau. Der thermische Energiebedarf ist bei dem Schaufeltrockner etwas höher als bei dem Bandrockner, wobei der Wert für den Schaufeltrockner der Literatur entnommen wurde. Der elektrische Energiebedarf fällt bei dem Schaufeltrockner etwas geringer aus. Insgesamt betrachtet liegen die Energiebedarfe beider Systeme auf sehr ähnlichen Niveau. Der Energiebedarf bei dem Schaufeltrockner liegt bei 927 kWh/Mg H₂O, während der Energiebedarf des Bandrockners bei 873 kWh/Mg H₂O liegt. Dies deckt sich mit anderen Literaturwerten (DWA 2021, Jacobs 2019).

Tabelle 69: Vergleich energetischer Kenngrößen Bandrockner/Schaufeltrockner

Anlage	Einheit	thermische Energie	elektrische Energie	Gesamtenergie
Bandrockner (Daten 2017)	kWh/t H ₂ O (Wasserverdampfung)	790	83	873
Schaufeltrockner (Daten 2020)	kWh/t H ₂ O (Wasserverdampfung)	850*	77	927

* Literaturwert (Jacobs 2019)

3.4.2 Anlagen zur solaren Klärschlamm-trocknung (mit Abwärmenutzung / ohne Abwärmenutzung)

3.4.2.1 Vergleich der spezifischen Schadstofffrachten

Zur Bewertung der einzelnen Trocknungstechnologien werden die ermittelten spezifischen Frachten für die zwei beprobten solaren Klärschlamm-trocknungsanlagen, einmal mit und einmal ohne Abwärmenutzung, in Tabelle 70 einander gegenübergestellt. Dabei werden die durchschnittlichen Frachten oberhalb der Bestimmungsgrenze bezogen auf das Input-Material (OS) betrachtet. Da für die Parameter NH₃, N₂O und CH₄ mit dem SRM und FTIR-Verfahren vergleichbare Ergebnisse ermittelt worden sind, wurde der nachfolgende Vergleich stellvertretend nur für SRM-Messergebnisse durchgeführt.

Beide Anlagen unterscheiden sich in mehreren Punkten voneinander. Neben dem Einsatz einer zusätzlichen Beheizung bei Kälteperioden zur Unterstützung der Trocknung bei dem Solartrockner mit Abwärmenutzung, sind die Abluftreinigungskonzepte und die zur Trocknung eingesetzten Luftmengen sehr unterschiedlich. Bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung wird ein Biofilter zur Reinigung der Abluft eingesetzt. Bei dem Solartrockner mit Abwärmenutzung ist

nach der Klärschlamm-trocknung keine Abluftreinigung installiert. Zum Zeitpunkt der Messung beträgt der bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung zur Trocknung genutzte Luftvolumenstrom einen Bruchteil der eingesetzten Luftmenge bei dem Solartrockner mit Abwärmenutzung. Zugleich sind die Steuerungsmechanismen der Ventilatoren bei beiden Anlagen verschiedenen (Solartrockner mit Abwärmenutzung abhängig von Umgebungsbedingungen; Solartrockner ohne Abwärmenutzung zeitgesteuert). Im Ergebnis sind die ermittelten spezifischen Frachten am Standort des Solartrockners mit Abwärmenutzung um ein Mehrfaches größer als am Standort des Solartrockners ohne Abwärmenutzung.

Die Wassermenge, die bei der Trocknung von einer Tonne vorentwässerten Klärschlamm (OS) freigesetzt wird, beträgt bei dem Solartrockner mit Abwärmenutzung 810 kg und bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung 240 kg Wasser. Die Berechnung dieser spezifischen Frachten wurde unter Berücksichtigung des Anteils der Feuchte in der Umgebungsluft, die zur Trocknung genutzt wurde, durchgeführt. Der Anteil der Feuchte aus der Abluftreinigung am Standort des Solartrockners ohne Abwärmenutzung wurde nicht berücksichtigt. Diese spezifischen Wasserfrachten stellen ein Maß für die Wasserverdampfungsleistung der Anlagen zum Zeitpunkt der Messungen dar. Zu beachten ist, dass aufgrund der für die Berechnung erforderlichen Differenzbildung zwischen den gemessenen Feuchten der ein- und austretenden Luft, diese Werte mit einer höheren Unsicherheit verbunden sind. Aus der Bilanz der auf Jahresbasis ermittelten Betriebsdaten wird die durchschnittliche Wasserverdampfungsleistung zu 930 kg und 690 kg Wasser pro t Klärschlamm (OS) bestimmt. Die Abweichungen zu den Wasserverdampfungsleistungen, die bei den Messungen ermittelt wurden, betragen 13 % (Solartrockner mit Abwärmenutzung) und 65 % (Solartrockner ohne Abwärmenutzung). Aufgrund des großen Unterschieds zwischen der berechneten und theoretischen Wasserverdampfungsleistung des Solartrockners ohne Abwärmenutzung ist davon auszugehen, dass der Trockner zum Zeitpunkt der Messung nicht ausreichend ausgelastet war. Eine Unterschätzung der spezifischen Frachten ist daher wahrscheinlich. Zu beachten ist ebenfalls, dass bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung die Eintragung des Klärschlammes in den Prozess über Schneckenpressen erfolgt. Es handelt sich hierbei um einen langsamen Vorgang. Beide Trocknerhallen waren nur anteilig gefüllt. Die solare Klärschlamm-trocknung des Solartrockners ohne Abwärmenutzung kann deshalb als ein Fed-Batch-Prozess bezeichnet werden.

Tabelle 70: Vergleich der spezifischen Frachten für Solartrockner

Anlage	Einheit	CO ₂	H ₂ O*	Staub	CO	HCl	NH ₃ (SRM)	N ₂ O (SRM)	CH ₄ (SRM)	Ges.- C
mit Abwärmenutzung	kg/t (KSM OS)	n.b.	810	0,084	n.b.	0,019	0,23	n.b.	1,3	1,3
ohne Abwärmenutzung	kg/t (KSM OS)	n.b.	240	0,015	n.b.	0,0055	0,033	0,075	0,14	0,15

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

Bei beiden Anlagen wurden keine eindeutig messbaren CO- und CO₂-Emissionen festgestellt. Spezifische Frachten können aufgrund dessen für diese Parameter nicht ermittelt werden.

Bei der solaren Klärschlamm-trocknung handelt es sich um einen Batch- bzw. Fed-Batch-Prozess, der mehrere Wochen andauert. Zum Zeitpunkt der Messung waren bzw. wurden beide Anlagen frisch befüllt. Getrocknetes Material, welches bei Umsetzungsvorgängen hätte Staubemissionen verursachen können, war im Prozess nicht vorhanden. Die gemessenen Staubemissionen sind daher

entweder auf Abrieb im Biofilter (Solartrockner ohne Abwärmenutzung) oder Staubpartikel in der Umgebungsluft (Solartrockner mit Abwärmenutzung) zurückzuführen. Aufgrund des deutlich größeren Volumenstroms ist die mittlere spezifische Staubfracht trotz vergleichbarer Konzentrationen bei dem Solartrockner mit Abwärmenutzung um das 5,6-fache größer als bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung. An dieser Stelle ist zu beachten, dass anhand der Messergebnisse keine Aussagen über die Höhe der Staubemissionen zu einem späteren Zeitpunkt im Trocknungsprozess getroffen werden können (z.B. Austragung des getrockneten Klärschlammes).

Die spezifische HCl-Fracht des Solartrockners mit Abwärmenutzung ist um ca. das 3,5-fache größer als die HCl-Menge, die durch den Solartrockner ohne Abwärmenutzung freigesetzt wird. Für den Parameter NH_3 beträgt der Faktor ca. 7. In beiden Fällen sind die der Berechnung zugrundeliegenden Massenkonzentrationen bei beiden Anlagen sehr niedrig.

Der N_2O -Ausstoß des Solartrockners mit Abwärmenutzung liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze der SRM. Beim Solartrockner ohne Abwärmenutzung wird hingegen eine Massenkonzentration größer Bestimmungsgrenze nur an einigen Messpunkten detektiert. Ein direkter Vergleich der Frachten ist nicht möglich.

Der Solartrockner mit Abwärmenutzung setzt 1,3 kg CH_4 bzw. Gesamt-C pro kg eingesetzten Klärschlamm frei. Die spezifische Fracht für den Parameter CH_4 bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung beträgt 0,14 kg/t (KSM OS) bzw. 0,15 kg/t (KSM OS) für den Parameter Gesamt-C. Die Freisetzungsraten bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung betragen damit ca. 11 % der Freisetzungsraten des Solartrockners mit Abwärmenutzung.

3.4.2.2 Vergleich der energetischen Kenngrößen

In Tabelle 71 sind die energetischen Kenngrößen der solaren Trocknungsanlage mit Abwärmenutzung und der ohne Abwärmenutzung dargestellt. Die Anlage mit Abwärmenutzung benötigt pro t H_2O ca. 1.620 kWh, wobei der Wert für den elektrischen Energiebedarf der Literatur entnommen wurde. Die Anlage ohne Abwärmenutzung benötigt ausschließlich elektrische Energie in einer Größenordnung von etwa 45 kWh_{el} pro t H_2O . Es ist hier zu berücksichtigen, dass der Einsatz der thermischen Energie bei der Trocknungsanlage mit Abwärmenutzung auf sehr niedrigem Temperaturniveau erfolgt. Außerdem erfolgt die Trocknung in diesem Fall wesentlich schneller und mit einem signifikant geringerem Flächenbedarf.

Tabelle 71: Vergleich der energetischen Kenngrößen solarer Trocknungsanlagen

Anlage	Einheit	thermische Energie	elektrische Energie	Gesamtenergie
mit Abwärmenutzung (Bezugsjahr 2019)	kWh/t H_2O (Wasserverdampfung)	1.560	60*	1.620
ohne Abwärmenutzung	kWh/t H_2O (Wasserverdampfung)	0	45,2	45,2

* Literaturwert (DWA 2021)

3.4.3 Anlagen zur Kontakttrocknung des Klärschlammes (Scheibentrockner / Dünnschicht-trockner)

3.4.3.1 Vergleich der spezifischen Schadstofffrachten

Zur Bewertung der einzelnen Trocknungstechnologien werden die ermittelten spezifischen Frachten für die zwei Kontakttrockner, den Scheibentrockner und den Dünnschichttrockner, in

Tabelle 72 und Tabelle 73 einander gegenübergestellt. Es werden die durchschnittlichen Frachten oberhalb der Bestimmungsgrenze bezogen auf das Input-Material (OS) betrachtet. Da bei kontinuierlichen Messungen mittels FTIR-Verfahren zum Teil keine plausiblen Ergebnisse erzielt werden konnten, wird der nachfolgende Vergleich stellvertretend nur für SRM-Messergebnisse durchgeführt. Zusätzlich werden die aus dem Kondensat stammenden Schadstofffrachten mit den Brüdenfrachten addiert und ebenfalls in den Vergleich einbezogen. Bei beiden Anlagen wurden Messungen im Rohgas nach Brüdenkondensation durchgeführt. Das gemessene Abgas unterlag daher keinem aktiven Reinigungsschritt. Eine Abscheidung von Schadstoffen fand nur in der Kondensationsstufe statt.

Die Wassermenge, die bei der Trocknung von einer Tonne vorentwässerten Klärschlamm (OS) mit den Brüden nach Kondensation ausgetragen wird, beträgt bei dem Scheibentrockner 2,5 kg und bei dem Dünnschichttrockner 4,2 kg. Da der Großteil des verdampfenden Wassers als Kondensat aus dem Prozess getragen wird, stellen diese Werte lediglich einen Bruchteil der tatsächlichen Wasserfracht dar. Aus der Bilanz der Jahresdurchsätze ergibt sich, dass der Scheibentrockner 738 kg Wasser pro Tonne vorentwässerten Klärschlamm (OS) freisetzt. Bei dem Dünnschichttrockner beträgt dieser Wert 415 kg/t (KSM OS).

Tabelle 72: Vergleich der spezifischen Frachten für Kontaktrockner (Teil 1)

Anlage	Einheit	CO ₂	H ₂ O	CO	N ₂ O (SRM)	CH ₄ (SRM)
Scheibentrockner	kg/t (KSM OS)	3,4	2,5	0,00079	0,00025	0,057
Dünnschichttrockner	kg/t (KSM OS)	3,8	4,2	0,00033	n.b.	0,076

n.b. nicht berechenbar

Bei beiden Anlagen wurden eindeutig messbare CO- und CO₂-Emissionen festgestellt. Die spezifischen Frachten für CO₂ sind mit 3,4 kg/t (KSM OS) bei dem Scheibentrockner und 3,8 kg/t (KSM OS) bei dem Dünnschichttrockner vergleichbar. Die spezifische CO-Fracht ist bei dem Scheibentrockner mit 0,00079 kg/t (KSM OS) ungefähr doppelt so groß wie bei dem Dünnschichttrockner.

In den Brüden nach Kondensation wurden nur sehr geringe Staubkonzentrationen und damit verbunden auch nur sehr niedrige spezifische Staubfrachten festgestellt (0,000036 bei dem Scheibentrockner und 0,000080 kg/t (KSM OS) bei dem Dünnschichttrockner). Der Austrag der Feststoffe erfolgt im Wesentlichen zusammen mit dem Kondensat. Dieser liegt bei dem Scheibentrockner bei 2,4 kg/t (KSM OS). Bei dem Dünnschichttrockner beträgt der Austrag 2,0 kg/t (KSM OS).

Tabelle 73: Vergleich der spezifischen Frachten für Kontaktrockner (Teil 2)

Anlage	Einheit	Staub	Fest- stoffe**	HCl	HCl	NH ₃ (SRM)	NH ₃ **	Ges.- C	Organik**
Scheiben- trockner	kg/t (KSM OS)	0,000036	2,4	0,000018	0,049	0,0070	0,30	0,13	0,20
Dünn- schicht- trockner	kg/t (KSM OS)	0,000080	2,0	n.b.	0,040	0,085	13	0,17	2,0

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

** Brüdenfrachten zuzüglich Frachten aus dem Kondensat

n.b. nicht berechenbar

Die spezifische HCl-Fracht in den Brüden nach Kondensation ist bei dem Scheibentrockner mit 0,000018 kg/t (KSM OS) sehr gering. Bei dem Dünnschichttrockner konnte in den Brüden keine messbare HCl-Konzentration nachgewiesen werden. Mit 0,049 kg/t (KSM OS) bei dem Scheibentrockner und 0,040 kg/t (KSM OS) bei dem Dünnschichttrockner kann das Kondensat als wesentliche Senke für das bei der Trocknung freiwerdende HCl im Prozess betrachtet werden.

Im Rohgas des Dünnschichttrockners liegt die bestimmte N₂O-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze der SRM. bei dem Scheibentrockner wird eine Massenkonzentration größer Bestimmungsgrenze auf konstantem Niveau detektiert. Die daraus resultierende spezifische Fracht beträgt 0,00025 kg/t (KSM OS).

Aufgrund der höheren gemessenen NH₃-Massenkonzentrationen in den Brüden des Dünnschichttrockners und dem zugleich deutlich größeren Abgasvolumenstrom ist die spezifische NH₃-Fracht der Anlage mit 0,085 kg/t (KSM OS) um mehr als das zehnfache größer als die Fracht bei dem Scheibentrockner (0,0070 kg/t (KSM OS)). Die Gesamte NH₃-Fracht, d.h. unter Berücksichtigung des Anteils im Kondensat, ist bei dem Dünnschichttrockner ca. 43-mal größer als bei dem Scheibentrockner (13 kg/t (KSM OS) bei dem Dünnschichttrockner und 0,30 kg/t (KSM OS) bei dem Scheibentrockner).

Bei dem Dünnschichttrockner ist die spezifische Methanfracht mit 0,076 kg/t (KSM OS) um 0,019 kg/t (KSM OS) größer als bei dem Scheibentrockner. Das entspricht einer Differenz von 25 % bezogen auf die größere Fracht. Die spezifische Gesamt-C-Fracht bei dem Dünnschichttrockner ist ca. 24 % größer als bei dem Scheibentrockner (0,17 kg/t (KSM OS) bei dem Dünnschichttrockner und 0,13 kg/t (KSM OS) bei dem Scheibentrockner). Die gesamte Organikfracht unter Berücksichtigung des TOC-Anteils im Kondensat liegt bei dem Dünnschichttrockner bei 2,0 kg/t (KSM OS), bei dem Scheibentrockner beträgt der Wert nur 10 % dieser Fracht.

3.4.3.2 Vergleich der energetischen Kenngrößen

Die Betrachtung des Messwertes für den elektrischen Energiebedarf des Dünnschichttrockners sowie der Werte aus der Literatur für Energiebedarfe bei Scheiben- und Dünnschichttrocknern zeigen, dass die Energieverbräuche beider Systeme auf einem sehr ähnlichen Niveau liegen (siehe Tabelle 74). Der Gesamtenergiebedarf beträgt bei dem Scheibentrockner 900 kWh pro t H₂O, während er bei dem Dünnschichttrockner 905 kWh pro t H₂O beträgt.

Tabelle 74: Vergleich der energetischen Kenngrößen einer Anlage mit Scheibentrockner und einer Anlage mit Dünnschichttrockner

Anlage	Einheit	thermische Energie	elektrische Energie	Gesamtenergie
Scheibentrockner	kWh/t H ₂ O (Wasserverdampfung)	850*	50*	900
Dünnschichttrockner (Bezugsjahr 2020)	kWh/t H ₂ O (Wasserverdampfung)	850*	55	905

* Literaturwerte (Jacobs 2019, DWA 2021)

3.4.4 Anlagen zur Kompostierung bzw. Teiltrocknung des Klärschlammes (Kompostierung / Teiltrocknung)

3.4.4.1 Vergleich der spezifischen Schadstofffrachten

Zur Bewertung der Klärschlammkompostierung und der Klärschlammteiltrocknung im Hinblick auf ihre Umweltauswirkung werden die ermittelten spezifischen Frachten der Klärschlammkompostierungsanlage und des Teiltrockners in Tabelle 75 einander gegenübergestellt. Es werden die durchschnittlichen Frachten oberhalb der Bestimmungsgrenze bezogen auf das Input-Material (OS) betrachtet.

Beim Vergleich der beiden Verfahren ist zu berücksichtigen, dass sich diese hinsichtlich der Zielsetzung und Prozessführung voneinander unterscheiden. Die Kompostierung hat als Ziel einen nährstoffreichen Kompost für die landwirtschaftliche Verwertung zur Verfügung zu stellen. Am Standort der Anlage mit offener Klärschlammkompostierung erfolgt die Kompostierung im Chargenbetrieb. Über die Dauer der Kompostierung von ca. 90 Tage werden verschiedene Prozesszustände durchlaufen. Die Emissionsmessungen wurden im Zustand der Intensivrotte durchgeführt. Dementsprechend liefern die Messergebnisse nur einen kleinen Ausschnitt der tatsächlich freigesetzten Emissionen in diesem Prozesszustand. Eine Aussage über die Schadstofffreisetzung über die gesamte Kompostierungsdauer ist anhand vorliegender Messergebnisse nicht möglich. Bei der Teiltrocknung des Klärschlammes soll die Selbsterhitzung in Folge von mikrobiellen Vorgängen dazu genutzt werden, um den TM-Gehalt von mechanisch entwässertem Klärschlamm als Mischung mit thermisch getrocknetem Klärschlamm auf ca. 55 % anzuheben. Die Teiltrocknung des Klärschlammes wird als ein halbkontinuierlicher Prozess betrieben. Es wird wiederkehrend Material mit einem entsprechenden TM-Gehalt aus dem Prozess entnommen und durch frisches Material ersetzt. Der Gesamtzustand der Teiltrocknung variiert über das Jahr gesehen in einer Bandbreite, die voraussichtlich um einen Mittelwert herum schwankt. Bei beiden Messkampagnen ist zu beachten, dass bei den Messungen lediglich Bruchteile der gesamten Oberfläche der Mieten beprobt werden konnten. Unter Beachtung aller Einschränkungen, die mit den Emissionsmessungen an den Anlagen zur Kompostierung bzw. Teiltrocknung von Klärschlamm verbunden waren, muss festgehalten werden, dass die Ergebnisse nur richtungsweisenden Charakter haben und nur dementsprechend gedeutet werden dürfen.

Tabelle 75: Vergleich der spezifischen Frachten bei der Klärschlammkompostierung bzw. Klärschlammteiltrocknung

Anlage	Einheit	CO ₂	H ₂ O*	CO	NH ₃ (SRM)	N ₂ O (SRM)	CH ₄ (SRM)	Ges.-C
Klärschlammkompostierung	kg/t (KSM OS)	200	210	0,023	1,6	0,31	3,0	4,2
Klärschlammteiltrocknung	kg/t (KSM OS)	1.000	600	0,28	13	0,029	3,5	6,5

* Aus der Trocknung freigesetztes Wasser. Berechnet aus der Feuchtedifferenz der ein- und austretenden Luft.

n.b. nicht berechenbar

Bei beiden Anlagen wurden messbare CO- und CO₂-Emissionen festgestellt. Zu beachten ist, dass die gemessenen Gehalte am unteren Ende der jeweiligen Messbereiche bestimmt worden sind und damit einer größeren relativen Unsicherheit unterliegen. Aufgrund der hohen theoretisch ermittelten Volumenströme resultieren diese Gehalte in hohen spezifischen Frachten. Bei dem Teiltrockner wird der mittlere spezifische CO₂-Ausstoß zu 1.000 kg/t Klärschlamm in OS geschätzt. Bei der Kompostierung beträgt dieser Wert 200 kg/t (KSM OS). Die spezifischen Frachten für CO liegen mit 0,28 kg/t (KSM OS) bei dem Teiltrockner und 0,023 kg/t (KSM OS) bei der Kompostierung deutlich darunter.

Die spezifische NH₃-Fracht der Klärschlammteiltrocknung ist um ca. das 8-fache größer als die NH₃-Menge, die durch die Kompostierung freigesetzt wird. Mit 13 kg/t (KSM OS) ist die NH₃-Freisetzungsrates der Teiltrocknung als hoch anzusehen.

Der N₂O-Ausstoß der Kompostierung beträgt im Mittel 0,31 kg/t (KSM OS). Dieser Wert resultiert im Wesentlichen in Folge eines hohen Messwerts. Bei der Teiltrocknung beträgt die mittlere spezifische N₂O-Fracht ca. 10 % des Ausstoßes in der Anlage mit offener Klärschlammkompostierung (0,029 kg/t (KSM OS)).

Die Klärschlammteiltrocknung setzt im Mittel 3,5 kg CH₄ bzw. 6,5 kg Gesamt-C pro kg umgesetzten Materials frei. Die spezifische Fracht für den Parameter CH₄ bei der Kompostierung beträgt 3,0 kg/t (KSM OS) bzw. 4,2 kg/t (KSM OS) für den Parameter Gesamt-C. Die Freisetzungsrates der Kompostierung im Zustand der Intensivrotte betragen damit ca. 86 % und 65 % der Freisetzungsrates bei der Klärschlammteiltrocknung.

3.4.4.2 Vergleich der energetischen Kenngrößen

In Tabelle 76 ist der elektrische Energiebedarf (in Form von Dieserverbrauch) der zwei Klärschlammkompostierungsanlagen dargestellt. Dabei zeigt sich, dass die Klärschlammkompostierung mit 27 kWh_{el} pro t TM einen höheren Energiebedarf verzeichnet als die Klärschlammteiltrocknung mit 18,52 kWh_{el} pro t TM. Dies liegt einerseits an der Teiltrocknung, andererseits an dem unterschiedlichen Aufbau und den unterschiedlichen Verfahren der beiden Anlagen. Der Energiebedarf wurde basierend auf einem angenommenen Heizwert von 9,8 kWh pro Liter Diesel berechnet.

Tabelle 76: Vergleich der energetischen Kenngrößen zweier Klärschlammkompostierungsanlagen

Anlage	Einheit	Gesamtenergie (Dieselverbrauch)
Klärschlammkompostierung	kWh/t TM	27*
Klärschlammteiltrocknung	kWh/t TM	18,52*

* basierend auf einem angenommenen Heizwert von 9,8 kWh pro Liter Diesel

3.4.5 Anlagenübergreifender Vergleich ausgewählter Frachten

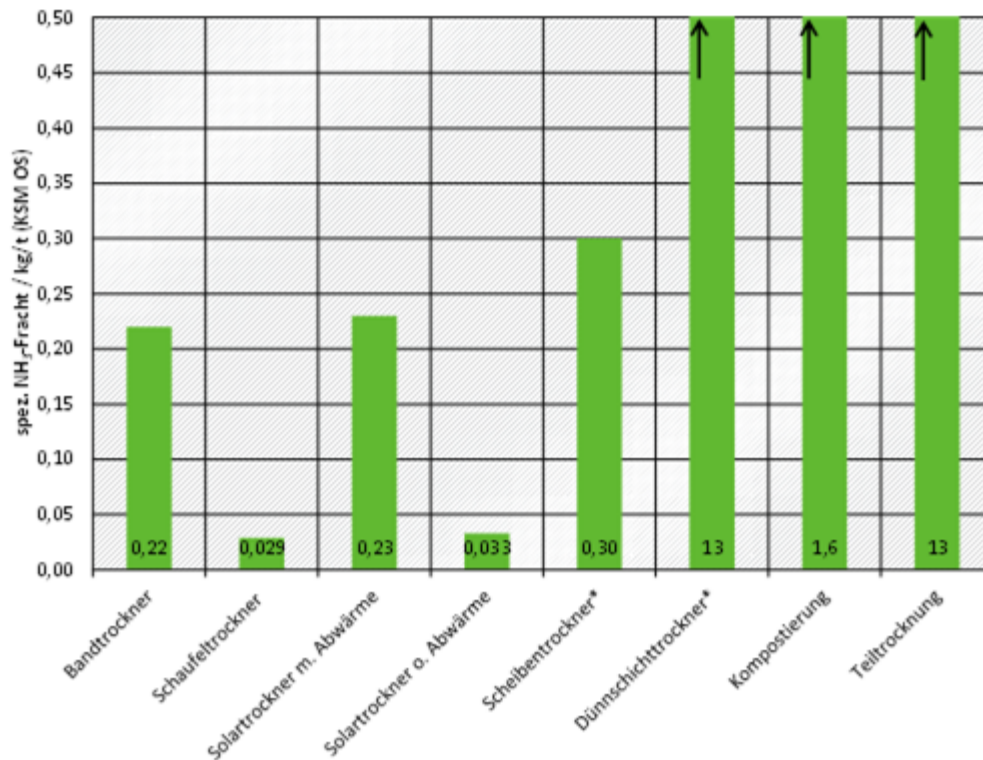
Im folgenden Abschnitt werden die ermittelten spezifischen Frachten für die Parameter Ammoniak (NH_3), Distickstoffmonoxid (N_2O), Methan (CH_4) und Gesamt-C einander gegenübergestellt. Bei dem Scheibentrockner und dem Dünnschichttrockner werden die Frachten aus der Kondensation berücksichtigt. Hierbei ist zu beachten, dass diese Frachten im Gegensatz zu den Frachten der anderen Anlagen nicht mit einer tatsächlichen Freisetzung der Schadstoffe in die Umgebung verbunden sind. Diese theoretischen Frachten dienen lediglich dem Vergleich einzelner Technologien. Im Allgemeinen beruht die Ermittlung der spezifischen Frachten auf zahlreichen Annahmen. Damit verbunden ist eine gewisse Unschärfe. Die hier dargestellten Vergleiche dienen daher lediglich dazu die Größenordnung für einzelne Schadstofffrachten und Trocknungstechnologien einander gegenüberzustellen.

In Abbildung 37 sind die NH_3 -Frachten einzelner Anlagen in einem Balkendiagramm einander gegenübergestellt. In der Darstellung können drei bzw. vier Niveaus der NH_3 -Frachten ausgemacht werden. Die geringsten Frachten weisen der Schaufeltrockner und der Solartrockner ohne Abwärmenutzung auf. Beide Anlagen betreiben eine Abluftreinigung mit vorgeschaltetem Wäscher. Die Frachten liegen bei ca. 0,03 kg/t (OS°Klärschlamm). Dies zeigt, dass genutzten Abluftreinigungstechnologien grundsätzlich in der Lage sind, eine effiziente Trocknung bei zeitgleich niedrigen NH_3 -Frachten zu realisieren.

Der Bandtrockner, der Solartrockner mit Abwärmenutzung und der Scheibentrockner setzten bei der Trocknung von Klärschlamm im Mittel ca. 0,2 bis 0,3 kg NH_3 pro Tonne Klärschlamm als OS frei. Dieser Wert beträgt ungefähr das Zehnfache der spezifischen Freisetzungsraten des Schaufeltrockners und des Solartrockners ohne Abwärmenutzung. Da auch der Bandtrockner über eine Abluftreinigung verfügt, die zum Zeitpunkt der Messdurchführung jedoch nicht vollumfänglich einsatzfähig war, ist davon auszugehen, dass auch diese Anlage im Regelbetrieb geringere spezifische Frachten aufweist.

Sehr hohe spezifische NH_3 -Frachten werden mit jeweils 13 kg/t (KSM OS) bei dem Dünnschichttrockner und dem Klärschlammteiltrockner ermittelt. Die NH_3 -Freisetzung der Kompostierung kann zwar als hoch bezeichnet werden ist jedoch mit 1,6 kg/t (KSM OS) deutlich kleiner.

Abbildung 37: Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen NH₃-Fracht

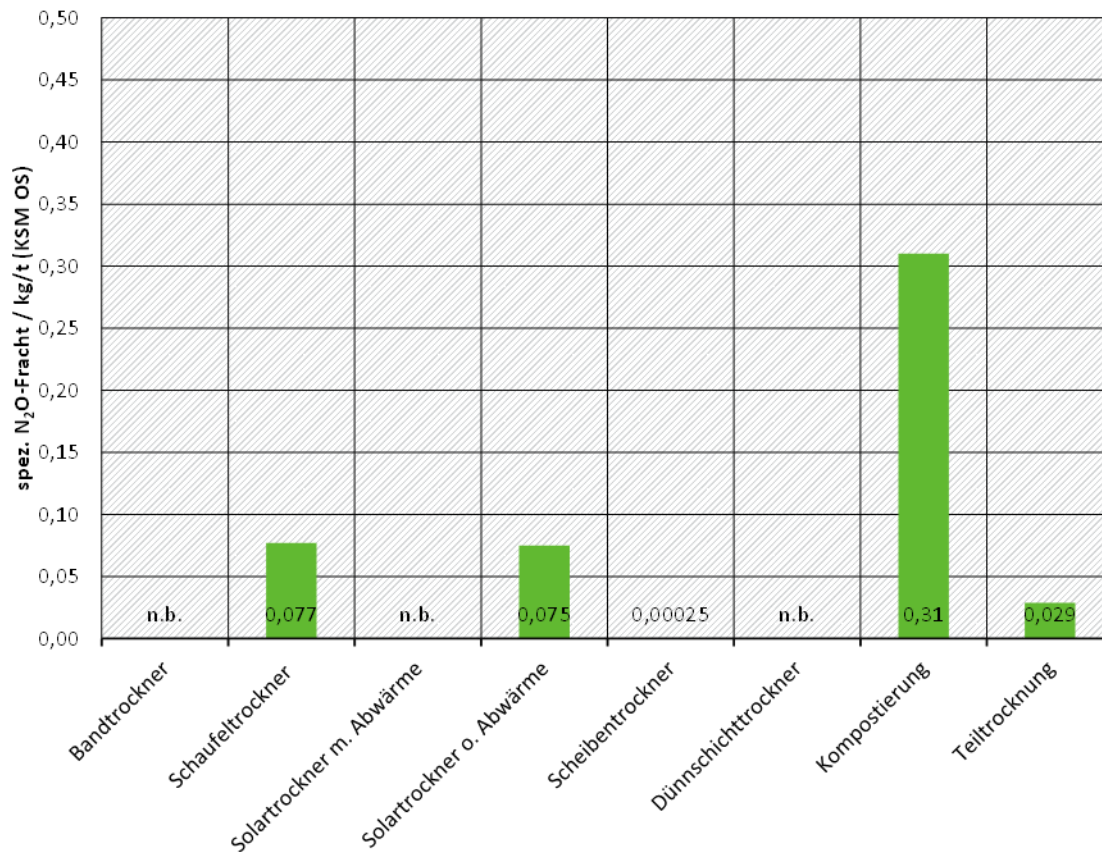


Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

* Brüdenfrachten zuzüglich Frachten aus dem Kondensat

Die ermittelten spezifischen N₂O-Frachten an den Standorten des Bandrockners, des Solartrockners mit Abwärmenutzung, des Scheibentrockners und des Dünnschichtrockners sind entweder nicht bestimmbar oder liegen auf einem vernachlässigbaren Niveau (Abbildung 38). Die Klärschlammteiltrocknungsanlage weist die geringste bestimmbare N₂O-Fracht auf (0,029 kg/t (KSM OS)). Der Schaufeltrockner und der Solartrockner ohne Abwärmenutzung setzen ca. 0,076 kg N₂O pro Tonne Klärschlamm als OS frei. Die größte spezifischen N₂O-Fracht kann bei der Kompostierung ausgemacht werden.

Abbildung 38: Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen N₂O-Fracht



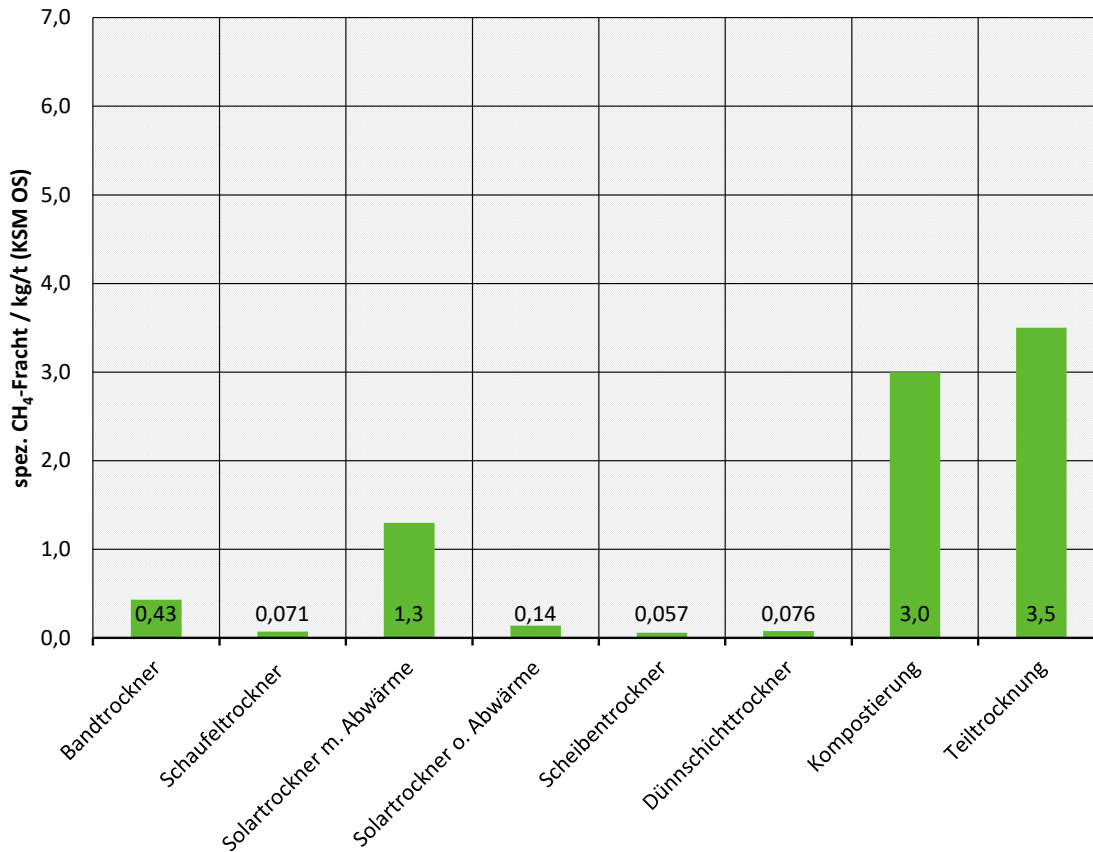
Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

Bei der Trocknung von Klärschlamm wird CH₄ aus der mikrobiologischen Verwertung des Klärschlammes freigesetzt. Eine rasche Trocknung des Klärschlammes beendet diesen Prozess. Bei einer Klärschlamm-trocknung über eine längere Zeitperiode, ist es möglich, dass in anaeroben Bereichen auch während der Trocknung weiterhin CH₄ gebildet wird. Bei dem Schaufel-, dem Scheiben- und dem Dünnschichttrockner liegen die CH₄-Freisetzungsraten bei 0,06 bis ca. 0,08 kg/t (KSM OS) (Abbildung 39). Hier erfolgt die Trocknung sofort. Das gilt auch für den Bandtrockner. Tatsächlich werden bei dieser Anlage jedoch größere Freisetzungsraten bestimmt (0,43 kg/t (KSM OS)). Aus Gesprächen mit dem Anlagenbetreiber ist bekannt, dass als Quelle der CH₄-Freisetzung die Lagerung des Klärschlammes nach der Annahme ausgemacht worden ist. Das dort gebildete CH₄ durchläuft zusammen mit der Abluft die Abgasreinigungsschritte und gelangt in die Umwelt. Eine Minderung der CH₄-Emission findet in dem Biofilter nicht statt.

Der Solartrockner mit Abwärmenutzung hat mit 1,3 kg/t (KSM OS) eine vergleichsweise hohe spezifische CH₄-Freisetzungsraten. Da hier die Trocknung über einen längeren Zeitraum vonstattengeht, ist davon auszugehen, dass im Verlauf der Trocknung eine CH₄-Bildung einsetzt. Die deutlich geringere spezifische CH₄-Fracht bei dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung (0,14 kg/t (KSM OS)) bei gleichem Trocknungsprinzip kann auf den langsamen Eintrag des Klärschlammes in die Trockner zurückgeführt werden.

Verfahren mit den längsten Verweilzeiten des Klärschlammes weisen die höchsten spezifischen CH₄-Freisetzungsraten auf. Diese werden bei der Kompostierung und der Teiltrocknung zu 3,0 und 3,5 kg/t (KSM OS) bestimmt.

Abbildung 39: Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen CH₄-Fracht

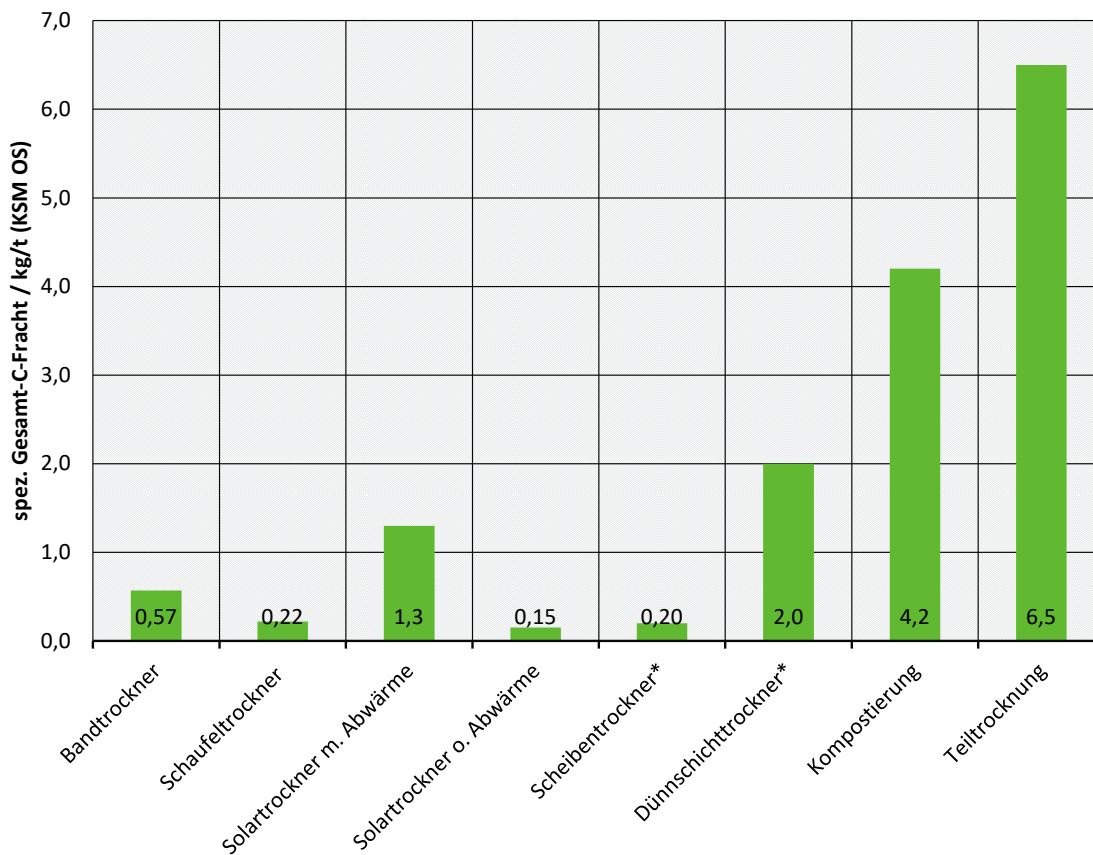


Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

In Abbildung 40 sind die mittleren spezifischen Gesamt-C-Frachten der einzelnen Anlagen dargestellt. Da die CH₄-Fracht ein wesentlicher Bestandteil der Gesamt-C-Fracht ist, sind die Größenordnungen dieser Frachten vergleichbar. Bei dem Schaufeltrockner, dem Solartrockner ohne Abwärmenutzung und dem Scheibentrockner liegt die spezifische Gesamt-C-Freisetzung in einem Bereich zwischen 0,15 und 0,22 kg/t (KSM OS). Der Bandtrockner setzt 0,57 kg Gesamt-C pro Tonne Klärschlamm als OS frei. Die höheren Gesamt-C-Frachten im Vergleich zu den CH₄-Frachten derselben Anlagen sind auf die Freisetzung anderer organischer Verbindungen zurückzuführen. Ein Teil dieser Verbindungen sollte bei einer funktionierenden Abgasreinigung z.B. mittels Biofilter jedoch gemindert werden können.

Aufgrund der hohen TOC-Fracht im Brüdenkondensat bei dem Dünnschichttrockner ist die theoretische spezifische Gesamt-C-Fracht des Dünnschichttrockners mit 2,0 kg/t (KSM OS) als hoch einzustufen. Die bei der Kompostierung bzw. Teiltrocknung ermittelten Frachten liegen mit 4,2 und 6,5 kg/t (KSM OS) um ca. Faktor zwei bzw. drei darüber.

Abbildung 40: Anlagenübergreifender Vergleich der spezifischen Gesamt-C-Fracht



Quelle: eigene Darstellung VDZ Service

* Brüdenfrachten zuzüglich Frachten aus dem Kondensat

3.5 Zusammenfassung

Im Rahmen der Beprobungen wurden an acht unterschiedlichen Anlagen Schadstoffmessungen durchgeführt.

Sieben der untersuchten Anlagen dienen dem Ziel, Klärschlamm zu trocknen um diesen anschließend einer thermischen Verwertung zuzuführen (sechs Klärschlamm Trocknungsanlagen und eine Teiltrocknungsanlage). Eine Anlage kompostiert Klärschlamm zusammen mit Garten- bzw. Parkabfällen. Die Messung der Luftschadstoffe wurde mit der Aufnahme von Anlagen- und Betriebsparametern sowie Probenahmen zur Untersuchung der Prozessströme (Input / Output) verbunden.

Die untersuchten Anlagen unterscheiden sich stark im Hinblick auf eingesetztes Verfahren, Prozessführung und Abluft- bzw. Abgasreinigungsstrategie. Vor diesem Hintergrund war eine individuelle Herangehensweise bezüglich der Schadstoffmessungen an den einzelnen Anlagen erforderlich. Es wurden unterschiedliche Messkonzepte erarbeitet und realisiert. Die Ergebnisse der Messungen münden in der Berechnung spezifischer Schadstofffrachten bezogen auf eine Tonne umgesetzten Materials.

Der Vergleich der spezifischen Frachten innerhalb der einzelnen Anlagen zeigt, dass die Freisetzungsraten der Trocknungsanlagen mit einer funktionierenden Abluftreinigungseinrichtung sehr gering sein können. Es zeigt sich aber auch, dass eine Gewährleistung der Funktionstüchtigkeit der Reinigungseinrichtungen nicht immer gegeben ist. Die Freisetzungsraten von

Kontaktrocknern wurden teilweise als hoch identifiziert. Da diese Anlagen jedoch keine eigene direkte Emission verursachen, relativiert sich die Auswirkung dieser Anlagen auf die Umwelt. Teilweise hoch bis sehr hoch sind die ermittelten Schadstofffrachten aus der Kompostierung und der Teiltrocknung. Beide Verfahren sind im Prinzip miteinander vergleichbar. Die hohen Schadstofffrachten können als prozessimmanent angesehen werden. Es ist davon auszugehen, dass eine Reduktion des Schadstoffausstoßes dieser Anlagen nur durch sekundäre Minderungsmaßnahmen (Abluftfassung und anschließende Reinigung) erfolgen kann.

4 Abschätzung des künftigen Kapazitäts- und Energiebedarfs

Aufbauend auf den im Rahmen des Projekts ermittelten Daten sowie Daten aus der Literatur, Marktentwicklungen und Experteneinschätzungen, wurden die gegenwärtige sowie die in 2029 geschätzte zu trocknende Klärschlammmenge sowie die Verteilung auf die Klärschlamm-trocknungsverfahren ermittelt. Das Jahr 2029 wurde als Betrachtungsjahr festgelegt, da in 2029 die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung in Kraft tritt und Klärschlamm dementsprechend verwertet werden muss. Anhand der im Rahmen des Projekts ermittelten verfügbaren Kapazitäten der Klärschlamm-trocknungsanlagen wurde ermittelt, ob diese für die zu trocknende Klärschlammmenge in 2029 ausreichen oder weitere Trocknungskapazitäten benötigt werden. Zusätzlich zum Kapazitätsbedarf wurden der zukünftig benötigte Energieeinsatz (elektrische Energie und Wärmeenergie) sowie die emittierten CO₂-Frachten für 2019 sowie für 2029 pro Tonne Klärschlamm ermittelt. Da aufgrund der gesetzlichen Änderungen davon ausgegangen wird, dass die bodenbezogene Verwertung des getrockneten Klärschlammes und somit die Klärschlammkompostierung in 2029 nur noch einen geringen Anteil der Verwertung des Klärschlammes ausmachen wird, wurde die Entwicklung der Klärschlammkompostierungsanlagen hier nicht weiter betrachtet.

4.1 Verwertungswege des Klärschlammes

In Tabelle 77 ist die Situation der Klärschlammverwertung im Jahr 2019 dargestellt.

Tabelle 77: Klärschlammverwertung 2019

Verwertungsweg	Verteilung in %	Trockenmasse t/a	Originalsubstanz t/a
Monoverbrennung	28,1 %	490.141	2.131.048
Mitverbrennung Zement- und Müllverbrennungsanlagen	19,9 %	346.150	1.505.000
Mitverbrennung KKW	22,8 %	397.600	1.728.696
unbekannte Verbrennung	3,4 %	59.355	258.065
Landwirtschaft/sonstige Verwertung	25,7 %	446.843	1.942.796
Summe	100 %	1.740.089	7.565.604

Quelle: Heidecke (2021), Destatis (2021)

Im Jahr 2019 sind 7.566.604 t OS bzw. 1.740.089 t TM Klärschlamm verwertet bzw. entsorgt worden.

Die Trocknungsgrade vor einer weiteren thermischen Nutzung liegen in einer Bandbreite zwischen rund 45 % und 90 %. Die integrierte Vortrocknung in der Monoverbrennung erfolgt heute üblicherweise bis etwa 45 % TS, die Solartrockner mit und ohne Abwärmenutzung erreichen Werte im Bereich von 55 % bis 75 % und die thermischen Verfahren werden im Wesentlichen als Volltrocknung bis ca. 90 % TM betrieben.

Bei der Monoverbrennung und Mitverbrennung in Zement- und Abfallanlagen werden sowohl entwässerte als auch getrocknete Klärschlämme eingesetzt. Bei der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken werden üblicherweise mechanisch entwässerte Klärschlämme eingesetzt.

Im Jahr 2019 wurden 3.636.600 t OS Klärschlamm der Monoverbrennung oder der Mitverbrennung in Zement- und Abfallanlagen zugeführt, wobei teilweise eine Vortrocknung erfolgte.

Auf der Grundlage der Situation des Jahres 2019 und einer Befragung relevanter Experten, wurde eine Prognose für das Jahr 2029 erstellt. Dabei wurden in einer bundesweiten Untersuchung alle aktuellen Projekte der Klärschlamm-trocknung und der Monoverbrennung ermittelt und bewertet. Aufgrund der Vorgaben der aktuellen Klärschlammverordnung ist davon auszugehen, dass der Anteil der Monoverbrennung auf ca. 85 % des Klärschlammaufkommens ansteigen wird. Die Mitverbrennung wird aufgrund der Verpflichtung zur Phosphorrückgewinnung an Bedeutung verlieren und nur noch einen Marktanteil von ca. 5 % darstellen, da es derzeit unüblich ist, den P vor der Verbrennung zurückzugewinnen. Die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft wird nur noch für Phosphor-reduzierte Schlämme oder für Klärschlämme aus kleinen Kläranlagen (< 50.000 EW) nutzbar sein. Es wurde davon ausgegangen, dass 2029 nur noch ca. 10% des Schlammaufkommens für diesen Weg in Frage kommen. Die insgesamt Menge an zu verwertendem Klärschlamm wird als relativ konstant eingeschätzt (siehe Heidecke 2021).

InTabelle 77Tabelle 78 Tabelle 78 ist die Verwertungssituation für das Jahr 2029 dargestellt.

Tabelle 78: Klärschlammverwertung 2029

Verwertungsweg	Verteilung in %	Trockenmasse t/a	Originalsubstanz t/a
Monoverbrennung	85 %	1.445.000	6.282.609
Mitverbrennung Zement- und Müllverbrennungsanlagen	5 %	85.000	369.565
Landwirtschaft/sonstige Verwertung	10 %	170.000	739.130
Summe	100 %	1.700.000	7.391.304

Quelle: eigene Untersuchung

4.2 Entwicklung der Klärschlamm-trocknungskapazitäten

In Tabelle 79 ist der aktuelle Stand der Klärschlamm-trocknung in Deutschland im Bezugsjahr 2019 dargestellt. Neben der Verteilung der unterschiedlichen Trocknungssysteme zeigt die Tabelle die jeweiligen Durchsatzmengen, die TS-Gehalte sowie die jeweilige Wasserverdampfung. Die Angaben beruhen auf Unterlagen, die dem Projektteam bereits aus früheren Projekten vorlagen, sowie den über die Bestandsanalyse gewonnenen Daten.

Demzufolge wurden im Jahr 2019 541.463 t TM Klärschlamm getrocknet und dabei 1.445.450 t Wasser verdampft (siehe Tabelle 79).

Tabelle 79: Kapazitäten und Verteilung der Trocknungsanlagen in 2019

Trocknungssystem	Verteilung in %	Durchsatz in t TM/a	TS ein	TS aus	Wasserverdampfung in t/a
Bandrockner	30 %	160.092	23 %	90 %	518.172
Scheibentrockner	29 %	158.220	23 %	40 %	292.363
Dünnschichtrockner	5 %	25.600	23 %	40 %	47.304
Schneckenrockner	7 %	37.500	23 %	70 %	109.472
Wirbelschichtrockner	3 %	16.000	23 %	90 %	51.787
Trommelrockner	7 %	37.500	23 %	90 %	121.377
Paddeltrockner	3 %	18.624	23 %	90 %	60.281
Solartrockner	3 %	18.137	23 %	60 %	48.628
Solartrockner mit Abwärme	13 %	69.790	23 %	65 %	196.066
Summe	100 %	541.463			1.445.450

Quelle: eigene Untersuchung

Zur Bewertung der aktuellen Situation und zur Ermittlung des zukünftigen Bedarfs an Trocknungskapazitäten ist es notwendig, die verfahrensspezifischen Einsatzbereiche der Trocknungsanlagen entsprechend der Trocknungsart (Teil- bzw. Volltrocknung) und des Einsatzortes zu bewerten.

Die Trocknung der Klärschlämme erfolgt sowohl als integrierte Vortrocknung in den Monoverbrennungsanlagen, als auch in einer großen Anzahl separater Anlagen mit unterschiedlichen Verfahrenstechniken.

Aktuell werden rund 40 % der Bestandrockner (üblicherweise Scheiben-, Schnecken- oder Dünnschichtrockner) in Monoverbrennungsanlagen zur integrierten Teiltrocknung der dort eingesetzten Schlämme genutzt. Dort werden die Klärschlämme auf ca. 40 % TS getrocknet. Einige der großen Monoverbrennungsanlagen in Deutschland werden aktuell und teilweise auch zukünftig ohne Vortrocknung betrieben. Hier erfolgt die Verbrennung mit der Zumischung verschiedener hochkalorischer alternativer Brennstoffe.

In Tabelle 80 sind die Verwertungswege, denen Klärschlamm-trocknungsanlagen vorgeschaltet sind, aufgezeigt. Zu den Verwertungswegen sind jeweils die Durchsatzmengen in TM sowie in OS mit ihrer prozentualen Verteilung, der TS-Gehalt der eingesetzten Schlämme sowie der Wassergehalt angegeben (Stand 2019). Des Weiteren wird die Wasserverdampfung aufgeführt, die

erforderlich ist, um die Klärschlämme auf den Eingangswassergehalt der zugeordneten Verwertungswege zu trocknen. Für die Bewertung der Originalsubstanz des Klärschlammes wird ein durchschnittlicher TM-Gehalt von 23 % angenommen.

Bei der Mitverbrennung in Zement- und Abfallanlagen werden sowohl entwässerte als auch getrocknete Klärschlämme eingesetzt. Unter Berücksichtigung der Daten der Bestandsanalyse ist davon auszugehen, dass sich hier, durch den Mix der unterschiedlichen Schlämme, ein durchschnittlicher TS-Gehalt von ca. 60 % einstellt.

Tabelle 80: Einsatz der Trocknungsanlagen für verschiedene Verwertungswege (Stand 2019)

Trocknungssystem	Verteilung in %	Trockenmasse t/a	TS %	Wasserverdampfung t/a	Wassergehalt t/a	Masse Originalsubstanz t/a
Monoverbrennung (mit integrierter Vortrocknung)	43,8 %	270.141	40	499.174	904.385	1.174.526
Mitverbrennung Zement- u. Abfallanlagen	56,2 %	346.150	60	928.083	1.158.850	1.505.000
Summe	100 %	616.291		1.427.257	2.063.235	2.679.526

Quelle: Heidecke 2021 und eigene Expertenbefragung

Analog zu der in Tabelle 78 dargestellten Entwicklung der Wege der Klärschlammverwertung im Jahr 2029 wird sich auch die Situation der Klärschlamm-trocknung massiv verändern. Es ist davon auszugehen, dass neue Monoverbrennungsanlagen nur mit integrierten Trocknern errichtet werden. Der Anteil der Monoverbrennungsanlagen ohne interne Trocknung wird sich deutlich verringern, was sowohl auf den erheblichen Zubau von Anlagen mit integrierten Trocknern als auch auf die Nachrüstung von Trocknern in bestehenden Anlagen zurückzuführen ist.

Bei der Monoverbrennung mit Wirbelschichttechnologie wird weiterhin eine Teiltrocknung der Schlämme bis auf ca. 40 % TS benötigt, alternative, dezentrale Systeme benötigen dagegen deutlich höhere Trocknungsgrade. Bei diesen Systemen ist ein durchschnittlicher TS-Gehalt von 75 % angenommen worden. Bei der Mitverbrennung in Zement- und Abfallanlagen ist von einem durchschnittlichen TS-Gehalt von 60 % ausgegangen worden.

Der für das Jahr 2029 prognostizierte Einsatz von Klärschlamm-trocknungsanlagen in verschiedenen Klärschlammverwertungswegen ist in der Tabelle 81 dargestellt. Daraus lässt sich ableiten, dass gegenüber dem Stand von 2019 eine Steigerung der Verdampfungsleistung um ca. 1.000.000 t benötigt wird.

Tabelle 81: Einsatz der Trocknungsanlagen für verschiedene Verwertungswege (Stand 2029)

Trocknungssystem	Verteilung in %	Trockenmasse t/a	TS %	Wasserverdampfung t/a	Wassergehalt t/a	Masse Originalsubstanz t/a
Monoverbrennung (mit integrierter Vortrocknung)	86,1 %	1.060.000	40	1.958.696	3.548.696	4.608.696

Trocknungssystem	Verteilung in %	Trockenmasse t/a	TS %	Wasserverdampfung t/a	Wassergehalt t/a	Masse Originalsubstanz t/a
Monoverbrennung alternative Systeme	6,9 %	85.000	75	256.232	284.565	369.565
Mitverbrennung Zement- u. Abfallanlagen	6,9 %	85.000	60	227.899	284.565	369.565
Summe	100 %	1.700.000		2.442.826	5.691.304	7.391.304

Quelle: Heidecke 202, eigene Expertenbefragung und Prognose

Die Verteilung der Trocknersysteme wird sich bis zum Jahr 2029 sehr unterschiedlich entwickeln. Ein deutlicher Anteil der in der Bestandsanalyse ermittelten Trockner wird in den nächsten Jahren aufgrund ihres Alters stillgelegt werden. Einige Systeme wie beispielsweise Schnecken- und Paddeltrockner, die bereits heute nur einen geringen Marktanteil haben, werden bis 2029 kaum noch in Erscheinung treten.

Der Anteil der Bandtrockner, der 2019 noch den höchsten Stellenwert hatte, wird sich gegenüber dem Stand von 2019 reduzieren. Trotzdem werden die Bandtrockner auch 2029 bei den dezentralen Anwendungen mit 18,8 % den höchsten Anteil haben.

Die solare Trocknung mit und ohne Abwärmenutzung wird mit 5,5 % einen deutlich geringeren Anteil haben. Der wesentliche Grund dafür ist, dass es sich bei den bestehenden Anlagen in der Mehrzahl um sehr kleine Einheiten handelt, die zukünftig nicht mehr wirtschaftlich zu betreiben sind. Außerdem ist zu erwarten, dass die Verwertungswege für solargetrocknete Schlämme mit dem Wegfall der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken nur noch sehr eingeschränkt zur Verfügung stehen.

Durch den massiven Ausbau der Monoverbrennung ist davon auszugehen, dass es die höchsten Zuwachsraten bei den Scheibentrocknern und den Dünnschichttrocknern geben wird. Zusätzlich werden bereits heute Monoverbrennungsanlagen geplant und auch schon betrieben, die mit Bandtrocknern ausgestattet sind. Des Weiteren gibt es regionale Verbundprojekte, in denen neben einer zentrale Monoverbrennungsanlage dezentrale Trockner geplant werden. Hier werden dann ebenfalls Bandtrockner zum Einsatz kommen.

Aufgrund der großen Anzahl von Projekten zu Klärschlammverbrennung ist davon auszugehen, dass der Ausbau der Trocknungskapazitäten analog erfolgt und dass die in 2029 benötigte Trocknungskapazität vollumfänglich zur Verfügung steht.

Die Prognose der Verteilung der Trocknungsanlagen in 2029 ist in Tabelle 82 dargestellt.

Tabelle 82: Kapazitäten und Verteilung Trocknungsanlagen 2029

	Verteilung in %	Durchsatz in tTM/a	TS ein	TS aus	Wasserverdampfung t/a
Bandtrockner	18,8 %	139.895	23 %	90 %	452.802
Scheibentrockner	64,9 %	847.840	23 %	40 %	1.566.661
Dünnschichttrockner	8,6 %	112.000	23 %	40 %	206.957

	Verteilung in %	Durchsatz in tTM/a	TS ein	TS aus	Wasser- verdamp- fung t/a
Paddeltrockner	1,2 %	9.145	23 %	90 %	29.600
Solartrockner	5,5 %	18.137	23 %	65 %	133.243
Wirbelschichttrock- ner	1,0 %	7.250	23 %	90 %	23.466
Summe	100 %	1.163.559			2.412.728

Quelle: eigene Untersuchung und Prognose

4.3 Energiebilanz und emittierte Frachten

Zusätzlich wurde untersucht, wie hoch der Energiebedarf zur Klärschlamm-trocknung im Jahr 2019 ist und wie er sich bis 2029 entwickeln wird. Des Weiteren wurden die daraus resultierenden CO₂ Emissionen ermittelt.

In der folgenden Tabelle 83 sind die Literaturwerte nach DWA (2021) zum Energiebedarf von Trocknungsanlagen dargestellt. Diese Werte geben an, wie viel kWh an thermischer und elektrischer Energie zum Verdampfen einer Tonne Wasser benötigt werden.

Tabelle 83: Literaturwerte zum Energiebedarf

	thermischer Energiebedarf (kWh/t Wasser)	elektrischer Energiebedarf (kWh/t Wasser)
Bandtrocknung	850 – 1.000	60
Dünnschichttrocknung	850	55
Scheibentrocknung	850	50
Trommeltrocknung	900	50
Wirbelschichttrocknung	850	60
Solare Klärschlamm- trocknung	-	30

Quelle: DWA 2021

In Tabelle 84 sind die Verteilungen der einzelnen Trocknungssysteme zusammengefasst. Anhand der in Tabelle 79 angegebenen Mengen des durchgesetzten Klärschlammes bzw. der entzogenen Wassermenge je Trocknungsverfahren wurden mithilfe der Literaturwerte aus Tabelle 83 der thermische sowie der elektrische Energiebedarf berechnet.

Bei der Bewertung der Energiebedarfe wurde vorausgesetzt, dass bereits heute alle bestehenden thermischen und solarthermischen Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland mit frei verfügbarer Abwärme aus verschiedenen vorgeschalteten Prozessen versorgt werden. Daher ist bei allen Klärschlamm-trocknungsanlagen der thermische Energiebedarf nicht relevant in Bezug auf CO₂ Emissionen.

Moderne Monoverbrennungsanlagen arbeiten weitestgehend energieautark. Über die Wasser-Dampf-Kreisläufe dieser Anlagen werden die dort eingesetzten Trocknungsanlagen (Dünnschichttrockner, Scheibentrockner und Schnecken-trockner) direkt mit thermischer Energie und

über die interne Erzeugung von elektrischer Energie auch mit Strom versorgt. Für die in Monoverbrennungsanlagen eingesetzten Trockner wird keinerlei externe Energie benötigt, folglich fallen bei diesen Trocknern auch für die Versorgung mit elektrischer Energie keine zusätzlichen CO₂ Emissionen an.

Im Jahr 2019 betrug der Gesamtenergiebedarf 50.010 MWh/a. Die emittierenden CO₂-Frachten wurden mit 20.045 t pro Jahr berechnet (siehe Tabelle 84). Die Zahl ergibt sich aus der Annahme, dass pro kWh_{el} 419 g CO₂ emittiert werden (Strombezug aus dem Netz (UBA 2022), Entwicklung der spezifischen Treibhausgas-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990-2021).

Tabelle 84: Energiebedarf und CO₂ Fracht Trocknungsanlagen 2019

	Verteilung	Wasserverdampfung in t	Energiebedarf MWh _{el}	CO ₂ -Fracht** t CO ₂ /a
Bandtrockner	36 %	518.172	31.090	12.476
Dünnschmittrockner	3 %	47.304	0	0
Scheibentrockner	20 %	292.363	0	0
Schneckenrockner	8 %	109.472	0	0
Solartrockner	3 %	48.628	1.459	611
Solartrockner mit Abwärme	14 %	196.066	5.882	2.465
Trommeltrockner	8 %	121.377	4.855	2.034
Wirbelschichtrockner	4 %	51.787	3.107	1.302
Paddeltrockner	3 %	60.281	3.617	1.515
Summe	100 %	1.445.450	50.010	20.054

**mit der Annahme, dass pro kWh_{el} 419 g CO₂ emittiert werden (Strombezug aus dem Netz (UBA 2022))

Quelle: eigene Untersuchung

Der Energiebedarf der Trocknungsanlagen im Jahr 2029 wird durch zwei Faktoren wesentlich beeinflusst. Durch die Stilllegung älterer Bestandsanlagen mit hohen Bedarfen und den starken Zuwachs von energieneutralen Trocknern in neuen Monoverbrennungsanlagen reduziert sich, trotz einer Erhöhung der installierten Trocknungsleistung von ca. 67 %, sowohl der Energiebedarf als auch die CO₂-Fracht um rund 34 %. Wesentlichen Einfluss (rund 90 %) hat dabei die Veränderung des Anlagenparks.

Unter Berücksichtigung der genannten Änderungen der Klärschlamm-trocknungstechnologien und der veränderten Klärschlamm-mengen (siehe Tabelle 85), ergibt sich im Jahr 2029 ein Energiebedarf von 32.941 MWh. Die emittierten CO₂ Frachten liegen dann bei 13.856 t CO₂/a.

Tabelle 85: Energiebedarf und CO₂ Fracht Trocknungsanlagen 2029

	Verteilung	Wasserverdampfung t/a	Energiebedarf MWh _{el}	CO ₂ -Fracht** t CO ₂ /a
Bandtrockner	18,8 %	452.802	27,168	11.383

	Verteilung	Wasserverdampfung t/a	Energiebedarf MWh _{el}	CO ₂ -Fracht** T CO ₂ /a
Scheibentrockner	64,9 %	1.566.661		
Dünnschnitttrockner	8,6 %	206.957		
Paddeltrockner	1,2 %	29.600	1.776	744
Solartrockner	5,5 %	133.243	3.997	1.675
Wirbelschichttrockner	1,0 %	23.466		
Summe	100 %	2.412.728	32.941	13.856

**mit der Annahme, dass pro kWh_{el} 419 g CO₂ emittiert werden (Strombezug aus dem Netz (UBA 2022))

Quelle: eigene Untersuchung und Prognose

5 Optimierungspotentiale und Handlungsempfehlungen

5.1 Optimierungspotentiale

Da aufgrund der gesetzlichen Änderungen davon ausgegangen wird, dass die bodenbezogene Verwertung des getrockneten Klärschlammes und somit die Klärschlammkompostierung in 2029 nur noch einen geringen Anteil der Verwertung des Klärschlammes ausmachen wird, lag der Fokus der Betrachtung der Optimierungspotentiale auf der Klärschlamm-trocknung.

Unter Betrachtung von ökonomischen und ökologischen Aspekten wurden verschiedene aktuelle Optimierungsansätze anhand einer Literatur- und Internetrecherche, eines Expertenworkshops sowie der Befragung von Experten ermittelt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Optimierungen insbesondere die Klimawirkung und das Emissionsverhalten berücksichtigen. Folgende allgemeine Ansätze wurden berücksichtigt:

- ▶ Steigerung der Energie- und Ressourceneffizienz durch Optimierung des Behandlungsverfahrens oder Steigerung der Mengen und Qualitäten verwertbarer Behandlungsrückstände,
- ▶ Minderung der Treibhausgasemissionen bzw. Steigerung möglicher Verwertungsgutschriften durch Optimierung des Behandlungsverfahrens oder Änderungen bei Mengen und Qualitäten der Behandlungsrückstände,
- ▶ Anpassung des Anlagenbestandes an veränderliche abfallwirtschaftliche, technische bzw. wirtschaftliche Rahmenbedingungen.

Folgende Optimierungspotentiale wurden identifiziert, die im Folgenden erörtert werden:

- ▶ Entwässerung/Stabilisierung,
- ▶ Nutzung von Abwärme,
- ▶ Nutzung von Faulgas,
- ▶ Energierückgewinnung,
- ▶ Abluftbehandlung bei solarer Klärschlamm-trocknung,
- ▶ Einsatz von Sekundärbrennstoffen,
- ▶ Ganzheitliche Bewertung Klärschlammverbrennung und Phosphorrückgewinnung,
- ▶ Weitere Potentiale der Energieeinsparung und Verringerung der Treibhausgasemissionen bei der Trocknung.

Die Informationen stammen aus der Literatur (siehe Quellen im Text), dem im Rahmen des Projekts durchgeführten Expertenworkshops sowie weiteren Expertengesprächen.

5.1.1 Entwässerung/Stabilisierung

Ein wesentliches Optimierungspotential für die Klärschlamm-trocknung liegt in der vorgeschalteten mechanischen Entwässerung. Der spezifische Energiebedarf pro kg entzogenem Wasser ist bei der thermischen Trocknung rund 500 bis 1.000 mal so hoch wie bei der mechanischen

Entwässerung. Daher ist eine möglichst weit gehende mechanische Entwässerung des Klärschlammes vor der Trocknung vorteilhaft. Der thermische und elektrische Energiebedarf würde sich ebenso wie die Größe der Trocknungsanlage deutlich verringern (DWA-Merkblatt M 379 2021; Heindl 2022).

Bereits seit einigen Jahren ist ein Trend der Rücknahme des Entwässerungsgrades von Klärschlämmen zu beobachten. Bei der mechanischen Entwässerung nehmen die Kosten für das polymere Flockungsmittel eine dominierende Stellung ein, man versucht deshalb durch verringerte Polymerzugaben Kosten einzusparen, als Resultat nimmt der TM-Gehalt des entwässerten Schlammes ab. Dies wirkt sich entsprechend erhöhend auf den thermischen und elektrischen Energiebedarf für die Trocknung aus.

Bei aerob stabilisierten Klärschlämmen versucht man die Belüftungszeit und damit den elektrischen Energiebedarf unter Inkaufnahme eines verringerten Stabilisierungsgrades zu erniedrigen. Das hat zur Folge, dass das Methanemissionspotential während der Lagerung bis zur Trocknung höher einzuschätzen ist und damit die Umweltbelastung steigt (Heindl 2022).

5.1.2 Nutzung von Abwärme

Nachdem die ersten Klärschlamm-trocknungsanlagen fast ausschließlich mit Primärenergie betrieben wurden, sind heute, aus wirtschaftlichen und ökologischen Gründen ausschließlich Systeme gefragt, deren thermische Energieversorgung mit Prozessabwärme erfolgt.

Üblicherweise sind es kleinere, regionale Lösungen der Trocknung vor Ort (üblicherweise Bandtrockner) mit dem anschließenden Transport von getrocknetem Schlamm zu den zur Verfügung stehenden Behandlungsanlagen. Größere Einheiten sind an Zementwerken möglich. Dort wird bei der Klinkerkühlung eine Wärmestrom erzeugt, der nicht oder nur teilweise produktionsintern genutzt wird. Diese Überschusswärme kann zur Trocknung von Klärschlamm genutzt werden. Der Einsatz von getrockneten Schlämmen als Ersatzbrennstoff in der Zementindustrie ist Stand der Technik und zumindest bis zur gesetzlichen Pflicht der Phosphorrückgewinnung möglich.

Die standortabhängige Abwärmenutzung von Kraftwerken, Müllverbrennungsanlagen und Biogasanlagen wird ebenfalls schon seit vielen Jahren betrieben. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass eine Klärschlamm-trocknung systemabhängig eine nachgeschaltete Abwasserbehandlung benötigen kann und dass eine Kondensat-Aufbereitung mit erheblichen Zusatzkosten verbunden ist. Das Kondensat ist mit CSB-tragenden Stoffen wie Fetten, Ölen oder organische Säuren sowie mit Ammonium stark belastet, was eine Indirekteinleitung ohne vorherige Aufbereitung unmöglich macht. Dabei ist besonders die Stickstoffrückbelastung einer örtlichen Kläranlage und der Anteil an refraktärem CSB im aufbereiteten Kondensat von Relevanz für die Bewertung.

Beim Einsatz von Bandtrocknern im Zuluft-Abluft-Betrieb wird die Schadstoffbehandlung in die Abluft verlagert und erfordert dadurch einen höheren Aufwand bei der Abluftreinigung durch Einsatz von Chemikalien und u. U. Aktivkohle (Heindl, 2022).

5.1.3 Nutzung von Faulgas

In Deutschlands Kläranlagen ist der Einsatz von Faulgas zur Stromerzeugung in Gasmotoren die übliche Lösung. Die Nutzung des Kühlwassers (90/70 °C) und der Abgasabwärme (etwa 400 °C) aus dem Blockheizkraftwerk für die Klärschlamm-trocknung ist möglich, aber in der Regel ist diese Wärmemenge für die Trocknung der gesamten anfallenden Klärschlammmenge nicht ausreichend.

Im Gegensatz zur Verstromung, kann der Heizwert des Faulgases in einem Thermoölkessel zur Beheizung einer Klärschlamm-trocknungsanlage ohne großen technischen Aufwand mit mehr als 90 % nahezu ganzjährig genutzt werden.

Dieser optimalen wärmetechnischen Nutzung der Faulgase steht allerdings der hohe Energiebedarf der Kläranlage gegenüber. Aus der Sicht des Kläranlagenbetreibers ist es wirtschaftlicher, das Faulgas mit niedrigem Wirkungsgrad zu verstromen und die Abwärme der Gasmotoren zur Beheizung der Gebäude und der Faultürme zu benutzen. Bei der Trocknung auf kleineren bis mittleren Kläranlagenstandorten kann durch Hereinnahme von Co-Substraten für die Faulung die Faulgasausbeute gesteigert werden (Geyer 2013).

5.1.4 Energierückgewinnung

Die Energierückgewinnung aus Abluft und Brüden entspricht dem Stand der Technik, wobei sich aus den stark wasserdampfhaltigen Brüden der Kontakttrockner vor der Monoverbrennung mehr Energie rückgewinnen lässt.

Neuere Monoverbrennungsanlagen mit Kontakttrocknern werden fallweise mit Wärmeauskopplungen für Nahwärmenetze ausgeführt und damit energetisch optimiert. Eine prozessinterne Wärmerückgewinnung ist üblich, beispielsweise zur Vorwärmung der eingesetzten Klärschlämme. In Hinblick auf die P-Rückgewinnungsrate und die Umweltbelastung (durch erhöhte Schadstoffemissionen) ist daher die Monoverbrennung auf oder an einem Kläranlagenstandort im Vergleich zur P-Abreicherung auf Kläranlagen und anschließender Mitverbrennung zu favorisieren.

Mit fallendem Temperaturniveau der Abwärme steigt jedoch der Aufwand für die Wärmerückgewinnung überproportional an. Auch führt Niedertemperaturabwärme zu deutlich größeren Trocknungsanlagen mit erhöhtem Strombedarf für die Luftumwälzung (Heindl, 2022).

5.1.5 Einsatz von Sekundärbrennstoffen

Durch den Einsatz von Ersatzbrennstoffen wie z. B. Rechengut oder Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl) kann der TR-Gehalt des teilgetrockneten Klärschlammes verringert und damit Wärme für die Trocknung eingespart werden (UBA, 2018). Durch die Mitverbrennung von Rechengut und Fetten konnte so bei einer Klärschlamm-trocknungsanlage, die diese Praxis bis 2018 durchführte, der TR-Gehalt um ca. 2 % gesenkt werden. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass derzeit nach Wasserrecht dem Faulschlamm Rechengut zerkleinert beigemischt werden kann und somit das Rechengut zu Klärschlamm wird, nach Abfallrecht aber kein Rechengut mehr mitverbrannt werden darf (Workshop 2021).

Die Mitverbrennung von Fleisch- und Knochenmehl ist aufgrund des hohen Heizwertes und des hohen Phosphatgehaltes als besonders positiv zu bewerten. Durch die hohen Stickstoffanteile im Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl) können allerdings erhöhte NO_x-Emissionen entstehen, die wiederum mittels einer selektiven katalytischen Reduktion (SCR) entfernt werden müssen. Dazu muss die Abgasreinigung der Anlage mit einer SCR ausgestattet sein (Workshop 2021).

Demgegenüber kann durch den Einsatz von entwässertem KS, der einen hohen Anteil an Ammonium aufweist, eine primäre Stickoxidminderung im Feuerraum resultieren, was durch weitere Forschungsarbeiten zu ermitteln und abzuwägen ist.

5.1.6 Abluftbehandlung bei solarer Klärschlamm-trocknung

Solare Trocknungsanlagen werden aktuell häufig ohne nachgeschalteter Abluftbehandlung betrieben. Aufgrund der geringen Trocknungstemperaturen sowie der hohen Luftwechselraten sind die Schadstoffkonzentrationen in der Abluft von Solartrocknern im Vergleich zu Hoch- oder Mitteltemperaturtrocknern gering.

Insbesondere beim Einsatz von Abwärme ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Austrag an flüchtigen Schlamminhaltsstoffen mit steigender Schlammtemperatur ebenso zunimmt wie die biologische Aktivität des Schlammes. Insofern ist insbesondere bei der Trocknung von nicht vollständig stabilisierten Schlämmen auch bei der Niedertemperaturtrocknung mit erhöhten Emissionen zu rechnen. Bei TS-Gehalten von mehr als 70 % insbesondere bei einer Volltrocknung können Staubemissionen ebenfalls eine Rolle spielen.

Es ist davon auszugehen, dass auch bei der solaren Trocknung klimaschädliche Schadstoffe wie Methan oder Lachgas emittiert werden, aufgrund der sehr hohen Luftmengen und der großflächigen Ableitung der Abluft ist eine Messung und Bewertung der Schadstoffe ohne zentrale Fassung der Abluft nicht möglich.

Es wird daher empfohlen, rechtliche Vorgaben für die Fassung und Behandlung der Abluft auch bei solaren Trocknungsanlagen zu erstellen und die diese Vorgaben im Rahmen der Genehmigungsverfahren umzusetzen (DWA 2021).

5.1.7 Ganzheitliche Bewertung Klärschlammverbrennung und Phosphorrückgewinnung

In Bezug auf den Klimaschutz und die Potentiale der gesetzlich ab 2029 vorgeschriebenen Phosphorrückgewinnung bietet die Kombination von Trocknung und nachgeschalteter Verbrennung in einer zentralen Klärschlamm-Monoverbrennungsanlage deutliche Vorteile gegenüber allen alternativen und dezentralen Systemen, wie beispielsweise einer Pyrolyse, zumal die bodenbezogene Verwertung des Karbonisats in Deutschland rechtlich untersagt ist (s.u.).

Die klassische Monoverbrennung ist das einzige System der thermischen Klärschlammbehandlung, das weitestgehend energieautark zu betreiben ist. Über einen nachgeschalteten Dampfkessel in Kombination mit einer Turbine kann im Regelbetrieb sowohl die für Trocknung benötigte thermische Energie als auch die elektrische Energie für den Eigenbedarf der Gesamtanlage komplett zur Verfügung gestellt werden. Zusatzbrennstoffe werden ausschließlich beim Anfahren der Anlage nach einem Stillstand benötigt.

Dezentrale thermische Systeme können in der Regel auch einen Anteil thermischer Energie auskoppeln. Sie benötigen jedoch hochgetrocknete Klärschlämme und eigenerzeugte Wärme ist bei Weitem nicht ausreichend, um die komplette thermische Energieversorgung einer vorgeschalteten Trocknungsanlage sicherzustellen. Die elektrische Energieversorgung des kompletten Systems (Trocknung und Pyrolyse) erfolgt grundsätzlich aus dem öffentlichen Stromnetz. Aufgrund des deutlich höheren Energiebedarfs sind dezentrale thermische Klärschlammbehandlungsanlagen im Vergleich zur Monoverbrennung in Bezug auf die Klimarelevanz deutlich ungünstiger zu bewerten (Heidecke 2021a).

Der im Klärschlamm enthaltene Phosphor wird in der Asche aus der Monoverbrennung aufkonzentriert und weist daher das höchste Potential für eine Rückgewinnung auf. Aktuell werden bereits mehrere Großanlagen für das Phosphorrecycling aus Monoklärschlammverbrennungsasche gebaut bzw. sind in der Planung. Die dabei angewandten Technologien verfügen im Wesentlichen über eine Entfrachtung von anorganischen Schadstoffen, so dass grundsätzlich ein sehr sauberes Phosphor-Produkt zurückgewonnen werden kann (Kabbe 2021).

Das Recyclingprodukt von Pyrolyseanlagen ist ein Klärschlamm-Karbonisat, dass nach Aussagen der Verfahrensanbieter, ähnlich wie Pflanzenkohle, als Phosphor-haltiges Düngemittel einsetzbar sein soll. Aufgrund eines Urteils des Verwaltungsgerichts Koblenz aus dem Januar 2022, ist die direkt Nutzung von Karbonisat aus einer Klärschlammmanlage, dass durch Pyrolyse erzeugt wird, als Düngemittel in Deutschland nicht zulässig. Damit hat die Pyrolyse im Bereich der thermischen Klärschlammbehandlung einen ähnlichen Stellenwert wie die Klärschlamm-trocknung. Auf dem Weg zur effektiven Phosphor-Rückgewinnung ist ein weiterer nachgeschalteter Behandlungsschritt, beispielsweise in einer Klärschlamm-Monoverbrennungsanlage, notwendig (VG Koblenz 2021).

5.1.8 Weitere Potentiale der Energieeinsparung und Verringerung der Treibhausgasemissionen bei der Trocknung

Grundsätzlich muss ein ganzheitlicher Ansatz gewählt werden, um einen Überblick über die Methanemissionen im Umfeld der Klärschlamm-trocknung zu gewinnen. Eine verbesserte Schlammstabilisierung sorgt für einen höheren Entwässerungsgrad und damit für die Verringerung der Menge an emittierten Klimagasen und einen verkleinerten Aufwand für die Klärschlamm-trocknung.

Die Vermeidung von starker mechanischer Belastung in Kombination mit einer kurzen Lagerdauer der entwässerten Klärschlämme vor der Trocknung und eine Lagerung bei verringertem Oberflächen-Volumenverhältnis führt zur Minderung der Gasemissionen aus dem Nassschlamm-lager und reduziert das Emissionspotential der Klärschlamm-trocknung.

Eine Trocknersteuerung über TR-Messungen am Trockner-Ein- und -Ausgang garantiert den Dauerbetrieb einer Trocknungsanlage im Nennlastbereich. Eine Unterlast erzeugt immer höhere spezifische Energieverbräuche und damit auch höhere Umweltbelastung im Verhältnis zur zu trocknenden Schlammmenge.

In Regionen mit größerer Entfernung zu einer zentralen Monoverbrennungsanlage bietet eine Kombination mit vorgeschalteter dezentraler Trocknung den Vorteil der deutlichen Reduzierung des Transportaufwands und somit der mit dem Transport verbundenen Emissionen (Ritterbusch 2022).

Die Ausrüstung von Monoverbrennungsanlagen mit zusätzlichen Annahmemöglichkeiten für getrocknete Klärschlämme und dem Einsatz von Trockenschlamm unmittelbar vor der Wirbelschichtverbrennung kann Regelbrennstoffanteile auf Basis von Öl und Gas substituieren.

Potentielle Vorgaben für die Einhaltung von optimierten, thermischen und elektrischen Energieverbräuchen pro kg verdampftes Wasser, bei öffentlichen Ausschreibungen für neue Klärschlamm-trocknungsanlagen, können den Einsatz von energieeffizienten Systemen fördern (Heindl 2022).

5.2 Vertiefte Untersuchung

Basierend auf den identifizierten Optimierungsansätzen in der Klärschlamm-trocknung wurden mit dem UBA drei Ansätze für eine vertiefte Untersuchung der möglichen Optimierungspotentiale ausgewählt und anschließend analysiert. Die ausgewählten Optimierungspotentiale wurden dabei in Absprache mit dem UBA nicht anlagenspezifisch ausgewählt, sondern beziehen sich auf ganz Deutschland. Es handelt sich bei den Optimierungspotentialen teilweise eher um Substitutionspotentiale bezüglich verschiedener Energieträger.

Die in Abschnitt 4.1 dargestellten Annahmen wurden als Basisszenario für die ökologische Bewertung der Optimierungspotenziale für das Jahr 2029 verwendet. Dieses Szenario stellt in der ökologischen Betrachtung das Referenzszenario (BAU) dar. Generell ist festzuhalten, dass für die vertiefte ökologische Untersuchung einige Annahmen getroffen werden mussten. Diese wurden seitens der Auftragnehmer mit dem UBA abgesprochen und im Rahmen des Berichts detailliert erläutert.

5.2.1 Optimierungsansätze

In der ersten Stufe wurden folgende drei Optimierungsansätze für die vertiefte Untersuchung ausgewählt:

1. Einsatz bestimmter hochkalorischer Abfallströme

Hierbei war es das Ziel zu ermitteln, wie viel Trocknungskapazitäten und wie viel Primärenergie durch die Mitverbrennung der Abfallströme gespart werden können.

Folgende Abfallströme sollten dabei neben den Klärschlämmen betrachtet werden:

- ▶ Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl),
- ▶ Rechengut,
- ▶ Ersatzbrennstoffe (EBS).

In der folgenden Tabelle werden diese Abfallströme unter verschiedenen Gesichtspunkten beleuchtet: Heizwert, anfallende Menge in Deutschland und Anteil der Menge, die jährlich verbrannt wird. Die Werte in der Tabelle zeigen eine relativ geringe Bandbreite des Heizwerts, insbesondere für Klärschlamm sowie Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl), aber auch hohe Spannen für Rechengut und Ersatzbrennstoffe. Bei den Ersatzbrennstoffen spielen einzelne Inhaltsstoffe eine große Rolle zur Bestimmung des Heizwerts. Die folgenden Stoffe werden in die Kategorie der Ersatzbrennstoffe aufgenommen: Granulat, Kunststoffe (Folien), Mischkunststoffe, Altreifen, BPG⁵, Spuckstoffe, Heizwertreiche MBA⁶ Fraktionen, Tiermehl, Altholz, Trockenstabilat und Klärschlamm (Beckmann et al., 2007a). Die Mitverbrennung von Fleisch- und Knochenmehl, Rechengut und Ersatzbrennstoffe könnten bei der vorgeschalteten Trocknung von Klärschlämmen herangezogen werden, um Primärenergie zu sparen.

Tabelle 86: Vergleich verschiedener Abfallströme

	Klärschlamm	Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl)	Rechengut	Ersatzbrennstoffe
Heizwert	10-12 MJ/kg TM	15-18 MJ/kg	2-11 MJ/kg	10-27 MJ/kg
Anfallende Menge, die derzeit in DE anfällt	1.740.100 t TM/a	696.400 t/a	176.700 t/a	6.000.000 t/a
Menge, die derzeit in DE verbrannt wird	74 %	25 %	25 %	25 %

⁵ BPG: Brennstoff aus produktionsspezifischem Gewerbeabfall

⁶ MBA: Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage

	Klärschlamm	Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl)	Rechengut	Ersatzbrennstoffe
Quellen	Heidecke (2021)	Foodwatch (2004), Deutscher Bundestag Anfrage (2001) STN (2021)	Statistisches Bundesamt, Fachserie 19/Reihe 1 (2012), Michael Kuhn (2014), Alexander Knake (2020)	Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V. (2012), UBA (2008), Beckmann et al. (2007b)

2. Behandlung der Abluft solarer Trocknungsanlagen

Bei diesem Optimierungspotential sollten die solaren Trocknungsanlagen hinsichtlich der Umweltwirkungen (Emissionen bzw. emittierte Frachten) untersucht und darauf aufbauend die Auswirkungen einer Minderungsmaßnahme bei der Behandlung der Abluft analysiert werden. Die Messergebnisse in diesem Bericht haben gezeigt, dass bei solaren Anlagen (siehe Kapitel 3.3.3 und 3.3.4) und der Kompostierung (siehe Kapitel 3.3.7) höhere THG-Emissionen (Treibhausgasemissionen) entstehen als bei thermischen Verfahren (Lachgas, Methan).

Allerdings reicht die geringe Anzahl an Messungen nicht aus, um repräsentative Hochrechnungen dazu durchzuführen, wie viel Emissionen in der kompletten Branche emittiert und eingespart werden könnten. Darüber hinaus konnten auch keine geeigneten LCA⁷-Studien identifiziert werden bzw. enthielten die Studien, die identifiziert werden konnten (siehe Kapitel 5.2.3), keine vergleichbaren Daten. Deswegen wurde dieses Optimierungspotential innerhalb der vertieften Untersuchung nicht genauer betrachtet.

3. Nutzung von Faulgas bzw. Klärgas

Ziel der Untersuchung dieses Optimierungspotentials war es, zu analysieren, wie viel Energie in Form von Faulgas bzw. Klärgas zur Beheizung von Klärschlamm-trocknungsanlagen bereitgestellt und wie viel Primärenergie dadurch eingespart werden könnte. Ferner sollte untersucht werden, welche Menge Klärschlamm mit der verfügbaren Menge Faulgas bzw. Klärgas getrocknet werden könnte.

5.2.2 Methodik

Zuerst wurde überprüft, ob das bereits vorhandene Wissen eine ausreichende Evidenzbasis bietet, um eine ökologische Bewertung der zu untersuchenden Thematik vorzunehmen. Dafür wurde bewertet, ob aus dem vorhandenen Wissen eine vorzuziehende Umweltbehandlungsoption ermittelt werden kann. Andernfalls wäre die Erstellung einer neuen Ökobilanz notwendig, um die Bewertung des Untersuchungsgegenstands vornehmen zu können.

Die Ergebnisse der Optimierungspotentiale sollten anschließend mit dem Referenzszenario verglichen werden. Im Mittelpunkt der ökologischen Betrachtung standen die Auswirkungen der Optimierungspotentiale auf das Klima. Die Erstellung einer Ökobilanz ist allerdings sehr umfangreich. Im Allgemeinen spielen viele Parameter eine Rolle, wie zum Beispiel:

- die Betrachtung der Schwermetallemissionen (hauptsächlich im Feststoffanteil und teilweise in der Gasfraktion),

⁷ LCA kommt aus dem Englischen und steht für „life cycle assessment“. In der deutschen Sprache werden unter anderem die Begriffe Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse verwendet.

- ▶ die finale Entsorgung der Rückstände (z.B. Entsorgung, Verwertung oder Langzeitdeponierung der Asche),
- ▶ die Kapazität der Anlage (dies spielt eine Rolle bei der Bandbreite der Emissionen),
- ▶ die Betrachtung der P-Rückgewinnung,
- ▶ die Methode zur Berücksichtigung von Umweltemissionen (z.B. werden normalerweise keine Umweltemissionen berücksichtigt, die mit der Erzeugung des Einsatzschlammes verbunden sind),

die direkten Emissionen und deren Rauchgasbehandlungsverfahren (z.B. N_2O) und ihr chemischer Einsatz (z.B. Kalk, Natriumhydroxid, Ammoniak und Aktivkohle), die einen großen Einfluss auf den CO_2 -Indikator haben (Treibhausgasemissionen Umweltindikator).

Je nachdem, wie diese Parameter (und ihre Variabilität) in wissenschaftlichen Studien berücksichtigt werden, können die Ergebnisse sehr unterschiedlich ausfallen.

Um das Optimierungspotenzial hinsichtlich Umweltemissionen zu bewerten, sollten die einzelnen Prozesse darüber hinaus getrennt beschrieben werden. Allerdings wird der Trocknungs- und Verbrennungsprozess in Studien zur Ökobilanzierung nicht separat betrachtet und kann daher nur schwer getrennt voneinander analysiert werden. Informationen über Prozesse sind außerdem sehr standortspezifisch und die Ergebnisse lassen sich nur schwer für ein allgemeines, gemitteltetes Zukunftsszenario nutzen. Es gibt eine hohe Variabilität der inventarisierten Daten bei Ökobilanzen und ein quantitativer Vergleich ist sehr kompliziert. Die Materialien, die zusammen mit dem Klärschlamm behandelt werden, haben außerdem einen stark schwankenden Heizwert (z.B. Faulgas: $15\text{--}27 \text{ MJ/m}^3$) und variable Energieverbräuche (Faulgas: $50\text{--}151 \text{ kWh/Tonne}$). Insbesondere bei Faulgas ist die Variabilität der Umweltemissionen je nachdem, mit welchen Stoffen der Klärschlamm behandelt wurde. Allerdings wurde Faulgas wegen seiner Bedeutung in dieser Analyse berücksichtigt: In größeren Kläranlagen in Deutschland wird in der Regel eine anaerobe Faulung durchgeführt, um den Klärschlamm zu stabilisieren mit dem Ziel, seine biologische Aktivität und Geruchsentwicklung zu verringern (UBA, 2013).

Weil eine quantitative Bewertung eine hohe Variabilität aufweist und wissenschaftlich unzureichend ist bzw. relativ leicht angezweifelt oder verfälscht werden kann, wurde für dieses Forschungsvorhaben eine halbquantitative Analyse durchgeführt.

Die halbquantitative Analyse folgte im ersten Schritt einer Methodik, die in Anlehnung an die Empfehlungen des technischen Leitfadens zur Unterstützung umweltverträglicher Entscheidungen in der Abfallwirtschaft (JRC, 2011) erarbeitet wurde.

Der methodische Ansatz umfasste die folgenden Schritte:

▶ **Schritt 1, Literatur-Screening:**

Ziel war es, den vorhandenen Wissensstand durch Desktop-basierte Forschung zu ermitteln. Dabei wurden wissenschaftliche Studien berücksichtigt.

▶ **Schritt 2, Definition von LCA-Qualitätskriterien:**

Um die Relevanz der Studien zu bestimmen, wurde eine Reihe von LCA-Qualitätskriterien definiert. Darauf basierend wurden die identifizierten Studien in eine Rangfolge gebracht. Jedes Kriterium stand für ein bestimmtes Merkmal jeder Studie innerhalb der Grenzen, die im vorherigen Schritt festgelegt wurden.

► **Schritt 3, Einstufung der Studien:**

Die im vorangegangenen Schritt ermittelten Qualitätskriterien wurden anschließend zur Bewertung der Relevanz der ermittelten Studien herangezogen. Für jedes LCA-Qualitätskriterium wurde eine Skala mit quantitativen Punktzahlen verwendet. Die Punktzahl basiert auf dem Grad der Übereinstimmung mit dem jeweiligen Kriterium, wie nachstehend erläutert wird: Vollständig mit dem Kriterium übereinstimmend (Punktzahl 4); größtenteils mit dem Kriterium übereinstimmend (Punktzahl 3); teilweise mit dem Kriterium übereinstimmend (Punktzahl 2); geringfügig mit dem Kriterium übereinstimmend (Punktzahl 1) und nicht mit dem Kriterium übereinstimmend (Punktzahl 0). Anschließend wurde jeder Studie eine Gesamtpunktzahl (Qualitäts-Score) zugewiesen, die sich aus der Summe aller relativen Punktzahlen für jedes Kriterium ergibt. Mit Hilfe dieser Gesamtpunktzahl konnten die Studien auf eine strukturierte Art und Weise sowie auf Grundlage ihrer Übereinstimmung mit den Qualitätskriterien eingestuft werden.

► **Schritt 4: Analyse und Interpretation:**

Abschließend erfolgte eine Diskussion der Ergebnisse, wobei auch die Herausforderungen bei der ökologischen Bewertung von Optimierungspotenzialen dargestellt wurden.

5.2.3 Ergebnis

Gemäß oben beschriebener Methodik erfolgte zunächst eine Abschätzung der Relevanz und Anwendbarkeit bestehender Ökobilanzen bzw. Studien. Dafür wurden Informationsquellen recherchiert und analysiert (Literatur-Screening). Insgesamt wurden 27 Referenzen für eine Überprüfung ausgewählt (**Schritt 1**). Es ist zu beachten, dass Mitverbrennungsszenarien in Braun- und Steinkohlekraftwerken aufgrund des in Deutschland festgelegten Ausstiegs aus der Kohleverstromung bei der inhaltlichen Analyse nicht berücksichtigt wurden.

Im nächsten Schritt wurden die LCA-Qualitätskriterien definiert (**Schritt 2**). Tabelle 87 zeigt das Bewertungsschema für die ausgewählten LCA-Qualitätskriterien: Funktionelle Einheit, Geographischer Bezug, Zeitlicher Bezug, Methodik und Transparenz, Betrachtungsgrenzen, Umweltwirkungskategorien, Sensitivitäts- und Unsicherheitsbetrachtung. Dies sind typische Parameter für die Lebenszyklusanalyse und die Analyse der Umweltauswirkungen.

Tabelle 87: LCA-Qualitätskriterien und Bewertungsschema

-	vollständig übereinstimmend = 4	größtenteils übereinstimmend = 3	teilweise übereinstimmend = 2	geringfügig übereinstimmend = 1	nicht übereinstimmend = 0
Funktionelle Einheit bzw. Fokus	Definierte Bezugsgröße und Spezifikation von Klärschlamm (z.B. 1 Tonne Trockenmasse)	-	Unspezifische, aber quantifizierte Bezugsgröße (z.B. 1 Tonne Klärschlamm)	-	Keine eindeutige Angabe der Bezugsgröße
Geographischer Bezug	Deutschland	Vergleichbares Land bezogen auf Energiemix	Europa	Global oder andere Geographie	Keine Angabe des geographischen Bezugs
Zeitlicher Bezug	2015 bis heute	2010 bis 2015	2005 bis 2010	2000 bis 2005	Vor 2000
Methodik und Transparenz	ISO 14040/44 konform und geprüft sowie detaillierte Beschreibung von Sachbilanz, Allokationen und Gutschriften	ISO 14040/44 konform sowie kurze Beschreibung von Sachbilanz, Allokationen und Gutschriften	Orientiert an ISO 14040/44, aber weniger Aufschluss über Details der Modellierung	Begrenzte Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Berechnungen	Berechnungen/ Schlussfolgerungen nicht nachvollziehbar
Betrachtungsgrenzen	Der gesamte Lebenszyklus wird berücksichtigt (Trocknung/ Entwässerung, Verbrennung oder Mitverbrennung, Entsorgung, vermiedene Emissionen/ Gutschriften); Trocknung: der gesamte Prozess wird beschrieben, einschließlich der End-of-Life-Behandlung und Gutschriften (optional: zusätzliche Bewertung der Phosphor-Rettung); Verbrennung und Mitverbrennung: Energie, Entsorgung und Gutschriften; Biogas: Energie, End-of-Life-Behandlung und Gutschriften	Mindestens Mitverbrennung und Entsorgungsphase	Mindestens Mitverbrennung	Mindestens Verbrennungsszenario	Weder Verbrennungsszenario noch Entsorgungsphase
Umweltwirkungskategorien	Alle Wirkungskategorien der angewandten Umweltwirkungsabschätzungsmethode	Umfangreiche Auswahl an Indikatoren	Mindestens THG-Emissionen und energetische Betrachtung	Nur THG-Emissionen	Methode und Indikatoren nicht definiert

-	vollständig übereinstimmend = 4	größtenteils übereinstimmend = 3	teilweise übereinstimmend = 2	geringfügig übereinstimmend = 1	nicht übereinstimmend = 0
Sensitivitäts- und Unsicherheitsbe- trachtung	Umfangreiche und quantitative Sensitivitäts- und Unsicherheitsbetrachtung	-	Umfangreiche und qualita- tive Sensitivitäts- und Unsi- cherheitsbetrachtung	-	Keine Betrachtung von Sensitivität und Unsicher- heiten

Anschließend wurden die ausgewählten Quellen unter Verwendung des in Schritt 2 definierten Bewertungsschemas in eine Rangordnung gebracht (**Schritt 3**). Im Zuge der Abschätzung der Relevanz und Anwendbarkeit bestehender Ökobilanzen wurden 11 Studien als relevant und 7 davon als sehr relevant für den aktuellen Wissenstand befunden. Als besonders kritische Faktoren zur Ermittlung der Relevanz wurden der geographische und zeitliche Bezug der Studien angesehen. Tabelle 88 zeigt die Ergebnisse der Untersuchung aller als sehr relevant eingestuften Studien bezüglich der betrachteten Szenarien zur thermischen Verwertung von Klärschlamm. Diese wissenschaftlichen Studien enthalten Informationen über viele verschiedene Arten von Verfahren. Die wichtigsten und meistdiskutierten Verfahren sind jedoch folgende: Monoverbrennung, Mitverbrennung in MVA, Mitverbrennung im Zementwerk und Faulgas. Aus diesem Grund wurden diese vier Verfahren in dieser halbqualitativen Analyse berücksichtigt. Da die gesamte Analyse auf dem Literatur-Screening und diesen vier verschiedenen Verfahren unter Berücksichtigung der zuvor dargelegten Annahmen beruht, ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass diese Analyse nicht ausschließt, dass in Zukunft auch andere Verfahren – insbesondere im Hinblick auf die künftige Funktion der Monoklärschlammverbrennungsanlagen als Vorstufe zur P-Rückgewinnung – relevant sein könnten.

Tabelle 88: Szenarien der thermischen Verwertung

Studie	Qualitäts-Score	Monoverbrennung	Mitverbrennung in MVA	Mitverbrennung im Zementwerk	Faulgas
Yoshida (2017): LCA of sewage sludge management options	3,7				(++) Entwässerung mit anschließender anaerober Vergärung hat eines der besten Ergebnisse im Hinblick auf THG-Emissionen; (+++) Verbrennung von entwässertem, anaerobem Faulschlamm
Lundin (2004): Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options	3,1	(-) Schlechtere THG-Bilanz als Mitverbrennung	(+) Beste Energiebilanz, aber ohne Rückgewinnung von Phosphor		
Wielgosinski (2017): The use of LCA method to assess environmental impact of sewage sludge incineration plants	2,9	(-) Schlechtere THG-Bilanz als Mitverbrennung	(++) Mitverbrennung von Klärschlamm und Rechengut mit Energierückgewinnung in Form von Wärme zur Trocknung der Schlämme		
Theo (2020): Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a LCA perspective	2,6		(+++) Mitverbrennung in MVA kombiniert mit anaerober Faulung	(+++) Mitverbrennung im Zementwerk kombiniert mit anaerober Faulung	(++) Die anaerobe Faulung kann das Volumen und Gewicht des Schlammes reduzieren und hatte das niedrigste GWP (Global Warming Potential)
Houillon (2005): LCA of processes for the treatment of wastewater urban sludge	2,4			(++) Beste Option im Hinblick auf THG-Emissionen	(++) Organische Stoffe können abgebaut und das Biogas zur Energieerzeugung genutzt werden

Studie	Qualitäts-Score	Monoverbrennung	Mitverbrennung in MVA	Mitverbrennung im Zementwerk	Faulgas
Cartmell (2006): Biosolids - A fuel or a Waste?	2,3		(+) Mitverbrennung von Abfällen hängt von der Abfallzusammensetzung ab, wodurch sich die Ergebnisse drastisch ändern	(++) Beste Option im Hinblick auf THG-Emissionen	
Fehrenbach (2006): Ökologische Bewertung der Klärschlamm-sorgung	2,1	(-) Schlechtere THG-Bilanz als Mitverbrennung	(+) Bessere THG-Bilanz als Monoverbrennung aufgrund höherer Energiegutschriften durch Beitrag zur Fernwärme	(++) Beste Option im Hinblick auf THG-Emissionen	

Im ersten Schritt der Untersuchung (**Schritt 4**) konnte keine allgemein ökologisch vorzuziehende Option ermittelt werden, da die in den relevanten Studien vorliegenden Umweltauswirkungen von verschiedenen Annahmen und Bedingungen abhängen und daher ein direkter Vergleich der Ergebnisse nicht ohne erhebliche Einschränkungen möglich ist. Jedoch wurde für die durchgeführte Untersuchung davon ausgegangen, dass die vorhandene Studien- und Datenlage ausreicht, um eine ökologische Einordnung der Optimierungspotentiale vornehmen zu können. Daher wurde die Durchführung einer neuen Ökobilanz als nicht notwendig befunden.

Methodisch wie auch situationsbedingt traten mehrere Herausforderungen bei der ökologischen Bewertung der betrachteten Optimierungspotenziale auf. Die Herausforderungen werden im Folgenden aufgeführt.

Methodische Herausforderungen:

- ▶ Variabilität und Sensibilität in Bewertungsmethoden aufgrund von unterschiedlichen Allokationsmöglichkeiten; Systemraumerweiterung zur Herstellung einer „Nutzengleichheit“ zwischen unterschiedlichen Systemen kontrovers,
- ▶ Einzelne detaillierte Analysen und Ergebnisse sind nur sehr begrenzt auf die Gesamtsituation übertragbar,
- ▶ Unsicherheiten in den Hintergrunddaten bzgl. bestimmter Umweltwirkungsindikatoren sowie rückblickender Betrachtung.

Situationsbedingte (inhärente) Herausforderungen:

- ▶ Dezentrale Klärschlammproduktion sowie entspr. Entsorgungsmöglichkeiten und somit eingeschränkte Repräsentativität für die Gesamtsituation in Deutschland,
- ▶ Ökonomische Rahmenbedingungen weitestgehend unbekannt und lokal geprägt/marktabhängig (z.B. Transportentfernungen),
- ▶ Klärschlammentsorgung erfolgt über mehrere Prozessschritte, die grundsätzlich in vielfältiger Form kombiniert werden können.

Eine vollständige und detaillierte vertiefte Untersuchung gemäß Lebenszyklusansatz war auf Grund dieser Herausforderungen im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht möglich. Ebenso wurde eine solche halbquantitative Analyse aufgrund der großen Systemgrenze (ganz Deutschland) als nicht zielführend angesehen, da hierdurch die Heterogenität der Entsorgungssituation nur unzureichend berücksichtigt bliebe. Somit konnten im Rahmen dieser ökologischen Bewertung nur allgemeine Beobachtungen zu den Inhalten der relevanten Studien, sensitive Parameter für die ökologische Effizienz und relevante Ergebnisse identifiziert werden.

Basierend auf den Inhalten der betrachteten Studien können die folgenden allgemeinen Beobachtungen festgehalten werden:

- ▶ Die betrachteten Studien für Deutschland sind aus dem Jahr 2006 oder älter.
- ▶ Die relevanten Studien sind inhaltlich sehr anlagenspezifisch.
- ▶ Die Publikationen sind sehr technologie-spezifisch und beschreiben grundlegend verschiedene Technologien.

- Die Studien stellen Kombinationen von verschiedenen Verfahren dar, was deren Vergleichbarkeit untereinander stark einschränkt.
- In den Publikationen ist ein Trend hin zur Nutzung von Faulgas und der Mitverbrennung von Klärschlämmen in Zementwerken erkennbar (Grund: generell bessere THG-Bilanz).
- Eine Sensitivitätsanalyse wird oft nicht durchgeführt, ist aber essenziell für die Ableitung von Randbedingungen.

Identifizierte sensitive Parameter für die ökologische Effizienz sind nachfolgend dargestellt:

- Anlagenkapazität,
- Technische Parameter der Verfahren (z.B. Temperatur),
- Physiochemische Eigenschaften des Schlamms.

Relevante Ergebnisse:

- Die Mitverbrennung bestimmter Abfallströme führt zu verringerten Trocknungskapazitäten und verringertem Primärenergiebedarf. Außerdem ist die Mitverbrennung laut der betrachteten Studien im Hinblick auf die Treibhausgasemissionen tendenziell besser als die Monoverbrennung. Dieses Ergebnis berücksichtigt jedoch frühere Studien und nicht die Prognose für das Jahr 2029 (siehe Kapitel 4.2), wo die Mitverbrennung aufgrund der Phosphorrückgewinnung für nur noch etwa 5 % des Klärschlammes relevant sein wird. Außerdem sind die Ergebnisse dieser Literaturrecherche als zu generalisierend anzusehen. Entscheidend ist die Vorbehandlung: ob der Schlamm vorher mechanisch entwässert oder getrocknet wird. Die Mitverbrennung von mechanisch entwässertem Schlamm erfordert eine andere Energiequelle, die wiederum nicht anderweitig genutzt werden kann. Auch das Temperaturniveau und der Ort, an dem die Energie eingesetzt wird, spielen eine entscheidende Rolle dafür, ob die Energie anderweitig genutzt werden kann oder nur für die Trocknung zur Verfügung steht (Ritterbusch 2022).
- Die Monoverbrennung weist den Ergebnissen zu Folge höhere Emissionen auf. Diese Ergebnisse beruhen jedoch auf den Annahmen der halbqualitativen Analyse und den ausgewählten Quellen. Die P-Rückgewinnung ist derzeit nur bei der Monoverbrennung praktikabel und es ist beispielsweise zu beachten, dass die P-Rückgewinnung in Deutschland ab 2029 für Schlämme mit einem P-Gehalt von mehr als 2 % verpflichtend durchgeführt werden muss. Obwohl eine vergleichende Analyse von Verfahren, die die P-Rückgewinnung einschließen, in der Literatur nicht zu finden ist, da es sich um ein relativ neues Verfahren handelt und Ökobilanzstudien diesen Aspekt nicht abdecken, sind weitere Untersuchungen zu diesem speziellen Aspekt erforderlich (Lundin et al., 2004). Für das Jahr 2029 wird ein massiver Ausbau der Monoverbrennung erwartet (siehe Kapitel 4.2, mehr als 85 %) und mit neueren Technologien werden auch geringere Emissionen für die Monoverbrennung erwartet.
- Bei der Mitverbrennung von Tiermehl ist zu beachten, dass Trocknungsenergie eingespart werden könnte, wenn Tiermehl zugefügt wird und, dass eventuell sogar die Mischung nassen

Klärschlamms mit Tiermehl als Vorbereitung für die Verbrennung ausreicht und somit die Trocknung ganz entfallen könnte. Durch die Mitverbrennung von Tiermehl könnte es aufgrund der hohen Stickstoffanteile im Tiermehl zu erhöhten NO_x-Emissionen kommen, die wieder entfernt werden müssten. Das dürfte allerdings kein großes Problem darstellen, da die meisten Verbrennungsanlagen bereits mit geeigneten Technologien zur Entfernung von Emissionen aus der Abluft ausgerüstet sind (nachgeschaltete SCR). In der Literatur wurden jedoch nur wenige Daten zu diesem Aspekt gefunden.

- Obwohl die Behandlung der Abluft aus solaren Trocknungssystemen innerhalb der vertieften Analyse aufgrund des Mangels an Informationen und einschlägiger wissenschaftlicher Studien nicht detaillierter untersucht wurde, kann davon ausgegangen werden, dass hier ein Minderungspotential vorhanden ist. Im Allgemeinen kann festgestellt werden, dass es aus ökologischer Sicht sinnvoll wäre, die Abluft dieser Anlagen in Deutschland zu behandeln. Obwohl geeignete Technologien hierfür bereits zur Verfügung stehen, ist jedoch eine Kosten-Nutzen-Analyse erforderlich. Diese Anregung könnte in Zukunft weiter geprüft werden.

Bei der Abschlussveranstaltung des Projekts am 5. Oktober 2021 wurden die identifizierten möglichen Optimierungspotentiale diskutiert. Die folgenden Beobachtungen wurden von den teilnehmenden Expert*innen bezüglich der, in der vertieften Untersuchung betrachteten, Optimierungspotentiale zusammengetragen (aus dem Protokoll):

- Ressourcenschonung ist erklärtes Ziel der Bundespolitik, die auf die P-Rückgewinnung setzt, um die endliche Ressource Phosphor zu schonen und so dem hohen Phosphorverbrauch entgegenzuwirken.
- Moderne Monoverbrennungsanlagen werden mit gestufter Abwärmenutzung ausgestattet, einerseits für die Wärmeversorgung der integrierten Vortrocknung, andererseits, um über die Nutzung der Kondensationswärme Nahwärmenetze zu versorgen.
- Es ist zu beachten, dass die Mitverbrennungskapazität in den deutschen Müllverbrennungsanlagen und Zementwerken aufgrund des geplanten Kohleausstiegs zeitlich begrenzt ist.
- Es ist ein großer Unterschied, ob Energie zur **Trocknung** aus Abwärme, Solarenergie oder Primärenergie gewonnen und eingesetzt wird. Bei der Abwärmenutzung muss berücksichtigt werden, ob diese auch anderweitig genutzt werden könnte (Fernwärme, Dampfturbine) oder ob sie ansonsten unbenutzt bleiben würde, was sich für die Ökobilanz als Vorteil erweisen würde.
- Für die Vielzahl kleiner und mittlerer Kläranlagen wäre die Integration einer Klärschlamm-trocknung schwierig. Hier müssten Co-Substrate zugesetzt oder Blockheizkraftwerke eingesetzt werden. Letzteres ist sehr standortabhängig und pauschale Lösungen sind hier nicht möglich.

Bei einer isolierten qualitativen Optimierung ist es jedoch unmöglich, übertragbare "Best Practices" zu erarbeiten. Es geht eher darum, die Randbedingungen herauszuarbeiten, die dann eine bestimmte Prozesskette oder eine bestimmte Kombination vorteilhaft erscheinen lassen. Somit muss abschließend geschlussfolgert werden, dass anhand der vertieften Untersuchung keine

eindeutigen Verbesserungspotentiale identifiziert werden konnten. Das gewonnene theoretische Stimmungsbild konnte jedoch durch die Gespräche mit Stakeholdern in der Abschlussveranstaltung eingeordnet werden.

Diese Einordnung zeigte, dass eine pauschale Übertragbarkeit einzelner Studienerkenntnisse auf alle Trocknungsanlagen gleichen Typs generell in Frage gestellt werden muss. Dies liegt unter anderem daran, dass Trocknungsanlagen unterschiedliche Klärschlämme mit verschiedenen Wärmeträgertemperaturen verarbeiten. Entscheidend für eine ökologische Betrachtung ist hierbei zusätzlich die Frage der Schlammqualität, welche die Menge und die Art der Gaskomponenten in der Abluft stark beeinflusst.

Die Schlammqualität richtet sich nach:

- ▶ Stabilisierungsart und -grad und Organikgehalt,
- ▶ Schlamminhaltsstoffe (organischer Schwefel, Ammonium, Fette, Proteine),
- ▶ Zwischenlagerdauer und Logistikdauer mit Umsetzungen des entwässerten Klärschlammes,
- ▶ Schlammtemperatur und pH-Wert des Schlammes,
- ▶ Mechanischer Belastung des Schlammes mit anschließender Zwischenlagerung und Sauerstoffeintrag.

Da sich Schlammqualitäten einzelner Anlagen untereinander stark unterscheiden können, wurde im Rahmen der Abschlussveranstaltung ein möglichst ganzheitlicher Ansatz angeraten, um einen Überblick über die Methanemissionen im Umfeld der Klärschlamm-trocknung gewinnen zu können. Dies unterstreicht die aus der ökologischen Betrachtung stammende Schlussfolgerung, dass eine Beantwortung der Forschungsfrage aufgrund der Studienlage im Rahmen dieses Projekts nicht möglich war.

5.3 Handlungsempfehlungen

Basierend auf den Ergebnissen der möglichen Optimierungspotentiale und der vertieften Untersuchungen sowie der weiteren Erkenntnisse aus dem Projekt wurden Handlungsempfehlungen erarbeitet.

Aufgrund der Vorgaben der AbfKlärV ist davon auszugehen, dass nach Ablauf der Übergangsfristen die thermische Klärschlammverwertung nur mit in Verbindung mit einer P-Rückgewinnung möglich ist. Nach heutigem Stand der Technik ist die klassische Monoverbrennung in Bezug auf die Energieeffizienz, die Betriebssicherheit, die Produktqualitäten (Asche, Emissionen) und der Klimarelevanz allen alternativen Verfahren (z. B. Pyrolyse) deutlich überlegen.

In Kombination mit dezentralen Trocknungsanlagen und/oder die Kombination mit anderen Ersatzbrennstoffen (Rechengut, Fleisch- und Knochenmehl (Tiermehl)) lassen sich zudem Nutzungspotentiale für die Versorgung mit grüner Wärme erschließen.

Aus ökologischer Sicht wäre es sinnvoll, die Abluft der solaren Trocknungsanlagen in Deutschland zu behandeln. Geeignete Technologien hierfür würden zur Verfügung stehen, allerdings müsste hierfür auch der Kosten-Nutzen Ansatz betrachtet werden. Es wird daher empfohlen, dies in Zukunft nochmals zu prüfen, sofern weiter solare Trocknungsanlagen auf dem Markt vorhanden sind.

Zur Sicherung eines flächendeckenden Angebots zur thermischen Behandlung kommunaler Klärschlämme sollten alle derzeit in Planung und Bau befindlichen Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen realisiert werden. Nur dann wird es, in Kombination mit den Bestandsanlagen, ausreichende Kapazitäten für die Umsetzung der Vorgaben der AbfKlärV geben. Dabei wird es als besonders erstrebenswert angesehen, außerhalb von Ballungszentren, Kooperationslösungen für den Bau und den Betrieb einer zentralen Monoverbrennungsanlage in kommunaler Eigenregie anzustreben. Die Skalierbarkeit bewährter Klärschlammverbrennungskonzepte im dezentralen Leistungsbereich (< 100.000 EW) ist gegeben und befinden sich aktuell in der Realisierung / im Betrieb.

Die Realisierung von zentralen und dezentralen Aufbereitungsanlagen für die Rückgewinnung des Phosphors aus der Klärschlammasche bis zum Ablauf der Übergangsfristen muss sichergestellt sein, damit genügend Recyclingkapazität zur Verfügung steht. Da davon auszugehen ist, dass zentrale Anlagen, beispielsweise in Chemieparken, wirtschaftlicher zu betreiben sind, sollte diese Variante bevorzugt werden.

Es wird auch empfohlen, weitere Forschung im Bereich der P-Rückgewinnung vor der Verbrennung zu betreiben.

Für die thermische Behandlung Phosphor-armer und/oder Phosphor-reduzierter Klärschlämme müssen Verbrennungskapazitäten ohne nachfolgende P-Rückgewinnung vorgehalten werden. Hier bieten sich bereits aktuell bestehenden Möglichkeiten der Trocknung und Verbrennung dieser Schlämme in der Zementindustrie an.

Die direkte bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen wird für kleine Kläranlagen (unter 50.000 EW) im ländlichen Raum weiterhin im kleinen Rahmen nutzbar bleiben, sollte aus Gründen des vorsorgenden Boden- und Gesundheitsschutzes jedoch vollständig beendet werden.

Ergänzende oder flankierende Regelungen der bereits existierenden wasser- und abfallrechtlichen Vorgaben, d. h. von Maßnahmen zur Nähr- und Wertstoffrückgewinnung auf der Kläranlage und im zu entsorgenden Klärschlamm sollte erfolgen und könnte die Ressourceneffizienz fördern.

Des Weiteren wird empfohlen, die Technologien der Monoverbrennung und der Mitverbrennung in Zukunft nochmals zu untersuchen unter Einbezug der P-Rückgewinnung und der Berücksichtigung des aktuellen Standes der Technik sowie eines vergleichbaren Input-Materials.

6 Quellenverzeichnis

- Beckmann, M.; Ncube, S. (2007a): Charakterisierung von Ersatzbrennstoffen hinsichtlich brennstofftechnischer Eigenschaften. In Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II – stofflich – energetisch. Witzhausen, S. 232–263. ISBN 3-928673-50-5
- Beckmann, M.; Pohl, M.; Ncube, S. (2007b): Charakterisierung von Ersatzbrennstoffen hinsichtlich brennstofftechnischer Eigenschaften. Energie aus Abfall – Band 3. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 203–218. ISBN 978-3-935317-30-6
- Cartmell et al. (2006): Biosolids – A fuel or a Waste? An integrated appraisal of Five Co-combustion Scenarios with Policy Analysis. Sustainable Systems Department, School of Industrial and Manufacturing Science, Cranfield University. Veröffentlicht in Environ. Sci. Technol. 2006, 40, 649-658.
- Destatis (2021): Drei Viertel des kommunalen Klärschlammes wurden 2019 verbrannt, ein Viertel stofflich verwertet, Pressemitteilung Nr. 036 vom 27. Januar 2021, https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/01/PD21_036_32214.html (29.11.2021)
- Deutscher Bundestag Anfrage (2001): Kleine Anfrage im Bundestag zum Thema Tierkörperbeseitigung seuchenhygienisch langfristig sicher gestalten, Verfügbar unter <https://dserver.bundestag.de/btd/14/058/1405849.pdf>
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2019): Merkblatt DWA-M 379 „Klärschlamm-trocknung“ – Entwurf
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2021): Merkblatt DWA-M379 „Klärschlamm-trocknung“.
- Fehrenbach, H. (2006): Ökologische Bewertung der Klärschlamm-trennung. Aktualisierung und Erweiterung bisheriger Studien
- Foodwatch e.V. (2004): Alles – außer Kontrolle, Sicherheitslücken der Tiermehl - Verwertung in Zeiten von BSE, Verfügbar unter <https://www.foodwatch.org/uploads/media/Tiermehl-Report.pdf>
- Geyer, J. (2013): Klärschlamm-trocknung in Deutschland - Stand und Perspektiven. ISBN 978-3-935317-92-4 TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky
- Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V. (2012): Mitverbrennung von gütegesicherten Sekundärbrennstoffen und energetische Verwertung, Grundlagenpapier der Arbeitsgruppe Öffentlichkeitsarbeit des BGS e. V., Verfügbar unter https://bgs-ev.de/wp-content/uploads/2014/11/20130218_Grundlagenpapier_Layout.pdf
- Heidecke, P. (2021): Vortrag zu „Übersicht vorhandene und erfolgreiche Verbrennungskapazitäten“ auf den 12. DWA Klärschlamm-tagen.
- Heidecke, P. (2021a): Vortrag zu „Übersichtsvortrag Verfahren – (kleine) alternative thermische Klärschlamm-behandlungsverfahren“ auf den 12. DWA Klärschlamm-tagen.
- Heindl, A. (2022): persönliche Stellungnahme zum Forschungsvorhaben
- Houillon (2005): LCA of processes for the treatment of wastewater urban sludge
- Jacobs, U. (2019): Übersicht und Vergleich der Trocknungsverfahren, VDI Wissensforum
- Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2011): a technical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners, Manfredi, S.(editor), Pant, R.(editor), Publications Office, 2012

Kabbe, C (2021): P-Recyclingverfahren unter Markt- und Rechtsaspekten in Deutschland, DWA P-Rück Stuttgart November 2021

Knake, A. (2020): Auswirkungen der Klärschlammzusammensetzung auf den Entsorgungsprozess unter besonderer Berücksichtigung der Leimphasen-Veränderung des Klärschlammes bei solarthermischer Trocknung, Fakultät für Ingenieurwissenschaften, Abteilung Bauwissenschaften der Universität Duisburg-Essen, Verfügbar unter https://duepublico2.uni-due.de/servlets/MCRFileNodeServlet/duepublico_derivate_00073074/Diss_AKnake.pdf

Kuhn, M. (2014): MENGEN UND TROCKENRÜCKSTAND VON RECHENGUT KOMMUNALER KLÄRANLAGEN, Dissertation an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock, Verfügbar unter https://rosdok.uni-rostock.de/file/rosdok_disshab_0000001485/rosdok_derivate_0000032827/Dissertation_Kuhn_2015.pdf

Lundin et al. (2004): Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. Publiziert im 'Resources, conservation and Recycling Journal'. Verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344903001666>

Ritterbusch, S. (2022): Persönliche Stellungnahme zum Forschungsvorhaben

Roskosch, A.; Heidecke, P. (2018): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Herausgeber: Umweltbundesamt. Verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschlamm_bf_low.pdf (21.02.2022)

Statistisches Bundesamt, Fachserie 19 / Reihe 1 (2012), Umwelt, Abfallentsorgung, Erhebungsjahr 2012

STN (2021): Verarbeitung tierischer Produkte - Zahlen, Verfügbar unter https://www.stn-vvtn.de/fakten_zahlen.php

Theo et al. (2020): Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a LCA perspective. Veröffentlicht im 'Journal of Cleaner Production'.

UBA (2008): STELLENWERT DER ABFALLVERBRENNUNG IN DEUTSCHLAND, Verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3649.pdf>

UBA (2013): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/klaerschlamm Entsorgung_in_der_bundesrepublik_deutschland.pdf

UBA (2018): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschlamm_bf_low.pdf

UBA (2022): Erarbeitung anspruchsvoller Standards für die mittelfristige Fortführung der bodenbezogenen Verwertung von Klärschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit kleiner Ausbaugröße – Abschlussbericht. Verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/erarbeitung-anspruchsvoller-standards-fuer-die>

Wielgosinski et al. (2017): The use of LCA method to assess environmental impact of sewage sludge incineration plants. ECOL CHEM ENG S. 2017;24(2):263-275. Doi: 10.1515/eces-2017-0018

Yoshida et al. (2017): LCA of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen. Veröffentlicht im 'Journal of Cleaner Production'. Doi: 10.1016/j.jclepro.2017.10.175

A Anhang

A.1 Fragebögen

A.1.1 Klärschlamm-trocknung

Die Fragebögen liegen in einem separaten PDF-Dokument vor.

A.1.2 Klärschlammkompostierung

Die Fragebögen liegen in einem separaten PDF-Dokument vor.

A.2 Technische Daten der Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland (Stand März 2021)

Tabelle 89: Klärschlamm-trocknungsanlagen in Deutschland (Stand März 2017)

Betriebsdaten aus dem Jahr 2017

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
1	Albstadt	BW	Bandrockner	SEVAR	2.810	90 %	1.000	Zementindustrie
2	Alerheim	BY	solarunterstützter Trockner mit Zusatz- wärme	I+M	1.500	90 %	2 x 533	Mitverbrennung in Zementwerk
3	Allershausen	BY	Solartrockner	SolarTiger	110	90 %	658	Monoverbrennung
4	Allmendingen	BW	Trommeltrockner	Andritz	37.300	90 %	14.340	Zementindustrie
5	Altenstadt	BY	Schneckenrockner	KonTroTec	k.A.	75 %	k.A.	Thermische Verwertung
6	Anhausen	RP	Hallentrockner mit Abwärmenutzung	Seiler / Kraus	900	> 90 %	290	Zementindustrie
7	Aschaffenburg	BY	Hallentrockner mit Abwärmenutzung	Thermo-System	2.700	75 %	k.A.	Thermische Verwertung
8	Backnang	BW	Bandrockner	HUBER	2.400	92 %	8 x 1.400	Mitverbrennung in Kraftwerk Heilbronn E-Mail-Adresse unbekannt
9	Bad Tölz	BY	Solartrockner	SolarTiger	413	75 %	2 x 151	Thermische Verwertung
10	Balingen	BW	Bandrockner	HUBER	1.876	85 %	600	Thermische Verwertung

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
11	Bayreuth	BY	Solartrockner mit Abwärmennutzung	HUBER	2.433	71 %	5 x 771	Abwärmennutzung aus Biogas und BHKW KA je nach erreichtem TR, bei > 90 % Zementwerk
12	Bergen	MV	Schneckenrockner	KonTroTec	10	50 %	400	Monoverbrennung
13	Bernburg	ST	Paddel-/Schaufelrockner	Andritz	35.000	90 %	2.000	Zementindustrie
14	Bernstadt auf dem Eigen	BW	Solartrockner	Thermo-System	220	70-90 %	k.A.	k.A.
15	Bissingen	BY	Paddel-/Schaufelrockner	Jumbo Group	1.700	90 %	2.860	Monoverbrennung
16	Bitterfeld-Wolfen	ST	Scheibentrockner	Haarslev	15.170	45-50 %	k.A.	k.A.
17	Blindham	BY	Solartrockner	SolarTiger	98	85 %	192	k.A.
18	Bodman-Ludwigs- hafen	BW	Solartrockner	Thermo-System	1.010	65 %	4 x 453	Mitverbrennung in Zementwerk
19	Bodnegg	BW	Solartrockner	Thermo-System	90	90 %	k.A.	k.A.
20	Bonndorf	BW	Hallentrockner mit Abwärmennutzung	Seiler / Kraus	500	> 90 %	161	Zementindustrie
21	Bredstedt	SH	Solartrockner	Thermo-System	252	75 %	133	k.A.
22	Bruchmühlbach- Miesau	RP	Bandrockner	Sülzle Klein	600	88 %	240	Landbauliche Verwertung
23	Bruckmühl	BY	Bandrockner	Sülzle Klein	374	85 %	309	Rekultivierung

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
24	Buch am Erlbach	BY	Solartrockner	SolarTiger	90	90 %	k.A.	k.A.
25	Burgebrach	BY	Solartrockner	Thermo-System	190	70 %	k.A.	k.A.
26	Burghausen	BY	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	k.A.	45 %	1.800	k.A.
27	Burgrieden	BW	Solartrockner	IST Energietechnik	300	75 %	2 x 97	Kompostierung, Rekultivierung
28	Darmstadt	HE	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	13.500	90 %	2 x 1.800	k.A.
29	Deißlingen	BW	Bandrockner	SEVAR	k.A.	90 %	1.750	k.A.
30	Dinkelsbühl	BY	Bandrockner	Andritz	14.800	90 %	6.733	Mitverbrennung in Zementwerk
31	Dissen	NI	Bandrockner	NEW eco-tec Verfahrenstechnik	6.000	90 %	500	k.A.
32	Dornhan	BW	solarunterstützter Trockner mit Zusatz- wärme	I+M (Zizmann)	1.070	90 %	2 x 248	Mitverbrennung in Zementwerk
33	Düren	NW	Scheibentrockner	Haarslev	11.000	40 %	2.600	Wirbelschichtverbrennung
34	Düsseldorf	NW	Trommeltrockner	Andritz	5.000	92 %	2.660	k.A.
35	Düsseldorf-Süd	NW	Scheibentrockner	Wehrle	6.300	> 90 %	2 x 3.600	Thermische Verwertung
36	Edemissen	NI	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	288	75 %	k.A.	k.A.
37	Eggenstein-Leopoldshafen	BW	Bandrockner	RATUS	k.A.	75 %	k.A.	Rekultivierung, Verbrennung

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
38	Eißen-Thedinghausen	NI	Solartrockner mit Abwärmennutzung	Thermo-System	219	50 %	k.A.	Landwirtschaftliche Verwertung
39	Ellwangen OT Schöna	BW	Solartrockner	Thermo-System	726	62 %	2 x 178	Mitverbrennung in Kraftwerk, Zementwerk
40	Elsenfeld	BY	Bandrockner	Sülzle Klein	4.000	90 %	1.800	Thermische Verwertung
41	Engen	BW	Hallentrockner mit Abwärmennutzung	Seiler / Kraus	900	> 90 %	290	Zementindustrie
42	Erfurt	TH	Scheibentrockner	Haarslev	3.771	90 %	2.372	Thermische Verwertung
43	Essenbach	BY	Solartrockner	Thermo-System	310	78 %	k.A.	Rekultivierung
44	Frankenhardt	BW	Solartrockner	Thermo-System	143	75 %	k.A.	Automatische Beschickung
45	Freiburg im Breisgau	BW	Scheibentrockner	Haarslev	8.000	90 %	2 x 1.500	k.A.
46	Freystadt	BY	Solartrockner	HUBER	100	75 %	332	k.A.
47	Füssen	BY	Solartrockner	Thermo-System	707	60 %	3 x 188	k.A.
48	Gärtringen	BW	Solartrockner mit Abwärmennutzung	I+M	4.000	90 %	k.A.	k.A.
49	Gemünden	RP	Hallentrockner	Thermo-System	3.500	60 %	k.A.	k.A.
50	Georgsmarienhütte	NI	Bandrockner	Sülzle Klein	1.200	95 %	524	Mitverbrennung in Zementwerk
51	Gifhorn	NI	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	1.200	90 %	264	k.A.
52	Griesheim	HE	Trommeltrockner	SMAG	k.A.	95 %	k.A.	Kompostierung (Nassschlamm)

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
53	Großbottwar	BW	Hallentrockner mit Abwärmenutzung	Seiler / Kraus	900	> 90 %	290	Zementindustrie
54	Groß-Gerau	HE	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	k.A.	90 %	701	k.A.
55	Grünstadt	RP	Solartrockner mit Abwärmenutzung	Thermo-System	363	50-70 %	k.A.	k.A.
56	Hagen	NI	Solartrockner	IST Energietechnik	180	70-80 %	k.A.	Landbauliche Verwertung, Verbrennung
57	Hahnbach	BY	Bandrockner im See-Container	NEW eco-tec Verfahrenstechnik	6.000	k.A.	800	k.A.
58	Halle-Lochau	ST	Bandrockner	HUBER	k.A.	90 %	1.499	Mitverbrennung in eigener Monoverbrennung
59	Hamburg	HH	Scheibentrockner	Haarslev	43.623	43 %	6 x 12.166	Wirbelschichtverbrennung
60	Handewitt	SH	Solartrockner	Thermo-System	220	75 %	k.A.	k.A.
61	Hayingen	BW	solarunterstützter Trockner mit Zusatzwärme	HUBER	101	75 %	325	k.A.
62	Heek	NW	Paddel-/Schaufeltrockner	RHS Maschinen- und Anlagenbau GmbH	1.124	70 %	2 x 401	Mitverbrennung in Kraftwerk, MVA
63	Hemhofen	BY	Solartrockner	SolarTiger	54	75 %	k.A.	k.A.
64	Herbertingen	BW	Solartrockner mit Abwärmenutzung	Thermo-System	k.A.	90 %	k.A.	Abwärmenutzung aus Blockheizkraftwerk
65	Herdwangen-Schönach	BW	Solartrockner	Thermo-System	69	80 %	k.A.	k.A.

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
66	Hochdorf-Assen- heim	RP	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Passavant Roediger	570	90 %	457	Mitverbrennung in Zementwerk
67	Hohenburg / Aicha- berg 1	BY	Bandrockner	Burkhardt GmbH	k.A.	90 %	k.A.	k.A.
68	Homburg	SL	Bandrockner	Pyreg/Eliquo Stulz	k.A.	85 %	k.A.	Mitverbrennung in Kraftwerk, MVA
69	Horgau-Bieselbach	BY	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Passavant Roediger	2.700	90 %	k.A.	k.A.
70	Ingolstadt	BY	Bandrockner	HUBER	1.943	95 %	2 x 624	MVA
71	Itzehoe	SH	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	517	75 %	k.A.	Thermische Verwertung
72	Juist	NI	Solartrockner	Thermo-System	120	55 %	k.A.	k.A.
73	Kamp-Lintfort	NW	Wirbelschichtrockner	Kraftanlagen Heidel- berg/Deutsche Babcock Anlagenbau	7.050	97 %	2.795	Mitverbrennung in Kraftwerk, Zementwerk, MVA
74	Kandern-Hammer- stein	BW	Solartrockner	IST Energietechnik	k.A.	70-90 %	k.A.	MVA in Braunkohlekraftwerk
75	Karlsfeld	BY	Solartrockner	IST Energietechnik	265	75 %	k.A.	k.A.
76	Karlsruhe	BW	Scheibentrockner	Haarslev	10.000	35 %	1.633	Monoverbrennung
77	Karlsruhe	BW	Dünnschichtrockner	Buss-SMS-Canzler	k.A.	38 %	2 x 2.819	k.A.
78	Karlstadt am Main	BY	Bandrockner	Andritz	25.000	90 %	7.800	Mitverbrennung in Zementwerk

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
79	Kassel	HE	Bandrockner	HUBER	k.A.	80%	2 x 3.722	Mitverbrennung im Fernwärme- kraftwerk
80	Kempten	BW	Bandrockner	Sülzle Klein	2.700	90 %	1.200	Mitverbrennung in Zementwerk
81	Kirchheim am Neckar	BW	Solartrockner	Thermo-System	100	90 %	k.A.	Automatische Beschickung, Thermische Verwertung
82	Kißlegg	BW	Solartrockner	I+M	6.000	k.A.	k.A.	k.A.
83	Koblenz	RP	Bandrockner	Sülzle Klein	1.634	93 %	738	Mitverbrennung in Zementwerk
84	Königsfeld OT Bülöw	MV	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	321	60 %	122	Mitverbrennung in Kraftwerk
85	Krefeld	NW	Scheibentrockner	Haarslev	9.264	95 %	2 x 271	Mitverbrennung in MVA
86	Kreßberg	BW	Solartrockner	Thermo-System	90	75 %	k.A.	k.A.
87	Ladbergen	NW	Bandrockner	Sülzle Klein	5.300	16 %	2.300	Thermische Verwertung
88	Lahnstein	RP	Bandrockner	SEVAR	459	90 %	917	Mitverbrennung
89	Lambsheim	RP	Solartrockner	Thermo-System	230	70 %	k.A.	Landwirtschaft
90	Landstuhl	RP	Bandrockner	Sülzle Klein	k.A.	80-90 %	k.A.	Landwirtschaft
91	Langelsheim	NI	Lineartrockner (nach- geschaltet)	Buss-SMS-Canzler	576	75 %	774	Mitverbrennung in MVA
92	Langenau	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Passavant Roediger	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
93	Langeoog	NI	Solartrockner	Thermo-System	186	80 %	k.A.	Thermische Verwertung

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
94	Lauterstein-Albdorf	BW	Solartrockner mit Abwärmennutzung	Passavant Roediger	2.000	90 %	k.A.	Mitverbrennung in Zementwerk
95	Leintal-Göggingen	BW	Solartrockner	Thermo-System	182	75 %	k.A.	k.A.
96	Linz-Unke	RP	Bandrockner	Pyreg/Eliquo Stulz	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
97	Main-Mud-Miltenberg	BY	Solartrockner mit Abwärmennutzung	IST Energietechnik	1.000	50-70 %	k.A.	MVA, zeitweise Abwärmennutzung
98	Mainz	RP	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	k.A.	42 %	2*4.250	Monoverbrennung
99	Mallersdorf-Pfaffenberg OT Breitenhart	BY	Bandrockner	Sülzle Klein	1.250	90 %	438	Mitverbrennung, ab 2021: Monoverbrennung
100	Mannheim	BW	Bandrockner	HUBER	9.620	90 %	3 x 1.500	Klärschlammvergasung, Zementindustrie
101	Markt Au	BY	Solartrockner	Thermo-System	130	75 %	k.A.	Teilausstattung
102	Marktbergel	BY	Solartrockner	HUBER	400	75 %	267	k.A.
103	Mengen	BW	Bandrockner	SEVAR	1.550	92 %	585	Mitverbrennung in Zementwerk
104	Mintraching	BY	Bandrockner	HUBER	1.600	90 %	600	k.A.
105	Moosburg	BY	Bandrockner	Binder	1.150	85 %	387	Monoverbrennung
106	München-Nord	BY	Scheibentrockner	Wulff & Umag	21.500	40 %	3 x 7.000	Monoverbrennung
107	Murnau am Staffelsee	BY	Solartrockner mit Abwärmennutzung	IST Energietechnik	407	47 %	k.A.	Thermische Verwertung

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
108	Neckarsulm	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Passavant Roediger	2.000	90 %	k.A.	Zementindustrie
109	Neuburg an der Donau	BY	Dünnschichttrockner	Limus	600	90 %	867	k.A.
110	Neufahrn bei Frei- sing	BY	Solartrockner	Thermo-System	500	70 %	126	k.A.
111	Neufahrn in Nie- derbayern	BY	Solartrockner	IST Energietechnik	278	90 %	k.A.	Rekultivierung
112	Neu-Ulm	BY	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	10.000	40 %	2 x 2.160	k.A.
113	Nordstemmen	NI	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	376	70 %	k.A.	k.A.
114	Oberes Waldachtal	BW	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	k.A.	90 %	500	k.A.
115	Oberhausen	BY	Solartrockner	IST Energietechnik	100	85 %	6.431	Monoverbrennung
116	Obernburg am Main	BY	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	4.500	45 %	822	k.A.
117	Oberndorf am Neckar	BW	Hallentrockner mit Abwärmenutzung	Seiler / Kraus	900	> 90 %	290	Zementindustrie
118	Obersontheim	BW	Hallentrockner	Thermo-System	128	80 %	k.A.	Automatische Beschickung, Thermische Verwertung
119	Oldenburg	NI	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	8.800	70 %	k.A.	k.A.
120	Ottenhofen	BY	Hallentrockner	HUBER	k.A.	70 %	k.A.	k.A.

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
121	Passau	BY	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	2.400	50-75 %	k.A.	k.A.
122	Penzing	BY	Solartrockner	HUBER	250	70-90 %	666	Thermische Verwertung
123	Pfullendorf	BW	Hallentrockner mit Abwärmenutzung	Seiler / Kraus	1.800	> 90 %	2 x 3.600	Zementindustrie
124	Pocking	BY	Solartrockner	Thermo-System	360	70 %	k.A.	k.A.
125	Raubling	BY	Solartrockner	Thermo-System	250	60 %	k.A.	k.A.
126	Renningen	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	364	73 %	k.A.	k.A.
127	Renquishausen	BW	Solartrockner	Thermo-System	21	90 %	k.A.	k.A.
128	Riedlingen	BW	Solartrockner	IST Energietechnik	1.050	70 %	k.A.	Mitverbrennung
129	Riepe (Ihlow)	NI	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	594	80 %	k.A.	Landwirtschaft
130	Rödental	BY	Solartrockner	Thermo-System	290	75 %	k.A.	k.A.
131	Röthenbach (All- gäu)	BY	Solartrockner	IST Energietechnik	331	80 %	2 x 110	k.A.
132	Rudersberg	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	HUBER	220	90 %	756	k.A.
133	Sankt Peter-Ording	SH	Solartrockner	Thermo-System	280	60 %	92	Landwirtschaft
134	Scheßlitz	BY	Solartrockner	Thermo-System	80	86 %	k.A.	Rekultivierung
135	Schlitz Hutzdorf	HE	Solartrockner	Thermo-System	311	70 %	k.A.	k.A.

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
136	Schlüsselfeld	BY	Solartrockner	Thermo-System	150	85 %	k.A.	k.A.
137	Schönaich	BW	Solartrockner	Thermo-System	858	65 %	k.A.	Mitverbrennung in Kraftwerk, Zementwerk (vier Linien)
138	Schönberg	BY	Solartrockner	SolarTiger	150	> 85 %	k.A.	Thermische Verwertung
139	Schongau	BY	Solartrockner	Thermo-System	496	40 %	k.A.	k.A.
140	Schwandorf	BY	Bandrockner	Sülzle Klein	50.000	90 %	2 x 2.300	Mitverbrennung in Kraftwerk, Zementwerk
141	Siegen	NW	Bandrockner	Sülzle Klein	3.000	90 %	1.260	Thermische Verwertung
142	Sigmaringen	BW	Solartrockner	IST Energietechnik	450	40-70 %	k.A.	Mitverbrennung
143	Steinbrück	NI	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	240	80 %	k.A.	k.A.
144	Straubing	BY	Scheibentrockner	HUBER	4.540	90 %	2 x 900	Monoverbrennung
145	Stuttgart-Mühlhausen	BW	Scheibentrockner	Haarslev	24.500	45 %	2 x 6.701	eigene Wirbelschicht-Verbrennung / Monoverbrennung
146	Sulz am Neckar	BW	solarunterstützter Trockner mit Zusatz- wärme	I+M	1.800	90 %	2 x 1.156	k.A.
147	Unterföhring	BY	Solartrockner	Thermo-System	428	70 %	k.A.	Monoverbrennung, Mitverbrennung im Zementwerk
148	Unterschneidheim	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	128	80 %	k.A.	k.A.

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
149	Waibstadt	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	275	70 %	k.A.	k.A.
150	Waldenburg	BW	Solartrockner	Thermo-System	150	75 %	k.A.	Mitverbrennung in Kohlekraft- werk
151	Wandlitz	BB	Trommeltrockner	Humboldt Wedag ZAB GmbH	6.950	95 %	3 x 2.101	k.A.
152	Wangen	BW	Bandrockner	Sülzle Klein	1.800	90 %	800	Zementindustrie
153	Warburg	NW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	1.140	65-70 %	k.A.	k.A.
154	Weddel-Lehre	NI	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	82	50 %	k.A.	k.A.
155	Wegscheid	BY	Solartrockner	Thermo-System	28	75 %	310	k.A.
156	Weil am Rhein	BW	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	IST Energietechnik	1.440	70 %	k.A.	Mitverbrennung
157	Werbach	BW	Hallentrockner mit Abwärmenutzung	Seiler / Kraus	900	> 90 %	290	Zementindustrie
158	Westerburg	RP	Solartrockner mit Ab- wärmenutzung	Thermo-System	813	60 %	k.A.	k.A.
159	Wilhelmsdorf	BW	Solartrockner	Thermo-System	264	75 %	k.A.	k.A.
160	Winsen	NI	solarunterstützter Trockner mit Zusatz- wärme	I+M	3.000	90 %	k.A.	Mitverbrennung in Zementwerk
161	Wolfsburg	NI	Bandrockner	Sülzle Klein	2.500	92 %	1.359	Zementindustrie

v	Standort	BL	Verfahren	Hersteller	tatsächlicher Durchsatz t TM/2017	Trocknungsgrad	Betriebsleistung in kg H2O/h	Bemerkung
162	Wuppertal	NW	Dünnschichttrockner	Buss-SMS-Canzler	15.000	50 %	4 x 2.540	k.A.
163	Wyk auf Föhr	SH	Solartrockner	Thermo-System	230	75 %	k.A.	Automatische Beschickung
164	Zolling	BY	Bandrockner	STELA Laxhuber	110.000	25 %	13.000	k.A.
165	Zorbau	ST	Bandrockner	SEVAR	12.500	90 %	4.650	MVA
166	Zwiefalten	BW	Solartrockner	I+M	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
167								

Ein Anlagenbetreiber hat seine Daten ausdrücklich nur für statistische Zwecke freigegeben und wird deshalb hier nicht aufgeführt.

A.3 Technische Daten der Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland (Stand März 2021)

Tabelle 90: Klärschlammkompostierungsanlagen in Deutschland

NR.	Standort	BL	Verfahren	Anlagenkapazität t/a	Input Klär- schlamm (t) in 2017	Input Grün- abfall (t) in 2017	Analysierter mitt- lerer TS-Gehalt des Input-Klär- schlamm (%)	Output Klär- schlamm (t) in 2017	weitere Verwertung des Kompostes
1	Altenhain/Flöha	SN	Dreiecksmiete, offen	9.500	3.144	605	34	1.496	Landwirtschaft
2	Bad Berka	TH	Dreiecksmiete, offen	43.000	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	Landwirtschaft
3	Bad Dürrenberg	ST	Dreiecksmiete, offen	9.900	2.030	461	21	1.234	Landwirtschaft
4	Beesenstedt	ST	Dreiecksmiete, offen	18.000	1.050	725	25	1.363	Landwirtschaft
5	Braunsberda, OT Großkayna	ST	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
6	Brehna	ST	Dreiecksmiete, offen	9.000	2.176	739	22	2.207	Landwirtschaft
7	Dieskau	ST	Dreiecksmiete, offen	9.500	5.034	2.118	24	3.678	Landwirtschaft
8	Freren	NW	Teiltrocknung	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
9	Fuchshain	SN	Dreiecksmiete, offen	3.000	3.126	866	26	2.254	Landwirtschaft

NR.	Standort	BL	Verfahren	Anlagenkapazität t/a	Input Klär- schlamm (t) in 2017	Input Grün- abfall (t) in 2017	Analysierter mitt- lerer TS-Gehalt des Input-Klär- schlammes (%)	Output Klär- schlamm (t) in 2017	weitere Verwertung des Kompostes
10	Goddula	ST	Dreiecksmiete, offen	9.500	0	0	28	0	Landwirtschaft, Rekul- tivierung
11	Goslar	NI	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
12	Heudeber	ST	Tafelmiete	27.375	9.234	13.781	27	23.452	Landwirtschaft, Land- schaftsgestaltung und -pflege, private Nut- zung
13	Lindendorf, OT Libbenich	BB	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
14	Meuchen	ST	Dreiecksmiete, offen	25.000	4.937	1.360	28	4.279	Landwirtschaft, Rekul- tivierung
15	Mötzlich	ST	Dreiecksmiete, offen	6.500	1.231	622	21	1.126	Landwirtschaft
16	Naundorf	ST	Dreiecksmiete, offen	6.000	2.247	679	26	1.700	Landwirtschaft
17	Poserna	ST	Dreiecksmiete, offen	20.000	4.446	1.758	27	3.897	Landwirtschaft, Rekul- tivierung
18	Quesitz	SN	Dreiecksmiete, offen	6.500	4.307	1.671	28	4.337	Landwirtschaft
19	Rassnitz	ST	Dreiecksmiete, offen	9.500	926	0	29	0	Landwirtschaft

NR.	Standort	BL	Verfahren	Anlagenkapazität t/a	Input Klär- schlamm (t) in 2017	Input Grün- abfall (t) in 2017	Analysierter mitt- lerer TS-Gehalt des Input-Klär- schlammes (%)	Output Klär- schlamm (t) in 2017	weitere Verwertung des Kompostes
20	Saalfeld	TH	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
21	Schöngleina	TH	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
22	Spickendorf	ST	Dreiecksmiete, offen	9.500	4.741	1.460	27	3.855	Landwirtschaft
23	Stadt Kreuztal, OT Kredenbach	NW	Turmkompos- tierung	3.000	1.460	0	30	1.200	Landwirtschaft
24	Straßfurt-Atzendorf	ST	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
25	Teutschenthal, OT Dornstedt	ST	Dreiecksmiete, offen	35.000	13.700	21.400	28	14.660	k.A.
26	Wülperode	ST	Tafel-/Trapez- miete, offen	8.500	k.A.	k.A.	23	k.A.	Landwirtschaft
27	Zörbig	ST	Dreiecksmiete, offen	6.200	1.884	615	19	1.825	Landwirtschaft

A.4 Detaillierte Auswertung der Ergebnisse

A.4.1 Klärschlamm-trocknung

Tabelle 91: Eingesetzte Technologien in den Bundesländern (2017)

Verfahren	BW	BB	BY	HE	HH	MV	NI	W	RP	SH	SL	SN	ST	TH	Total
Solartrockner	29	0	31	1	0	1	10	1	4	5	0	0	0	0	82
Bandrockner	9	0	12	1	0	0	3	2	5	0	1	0	2	0	35
Hallentrockner	7	0	2	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	12
Scheibentrockner	3	0	2	0	1	0	0	3	0	0	0	0	1	1	11
Solarunterstützter Trockner	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5
Dünnschichttrockner	2	0	4	2	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	11
Trommeltrockner	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
Lineartrockner	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Paddel-/Schaufeltrockner	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3
Schneckentrockner	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Wirbelschichttrockner	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
TOTAL	55	1	56	5	1	2	17	10	12	5	1	0	4	1	167

Graphische Darstellung der Standorte der Anlagen in den jeweiligen Bundesländern

Abbildung 41: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Bayern

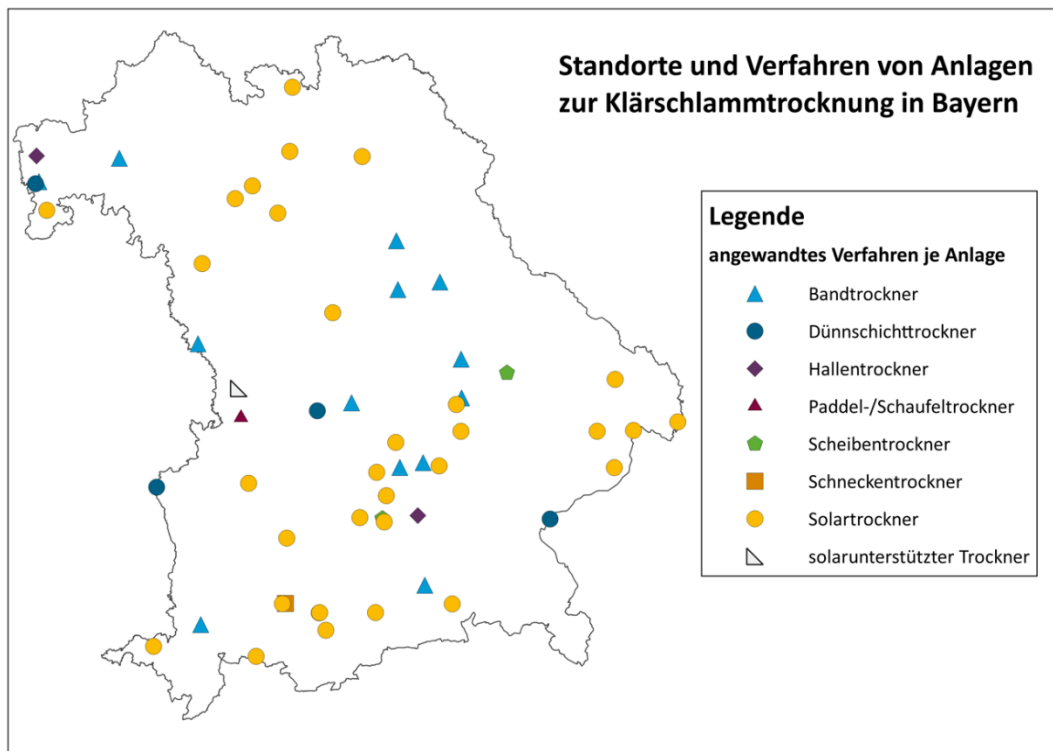


Abbildung 42: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Baden-Württemberg

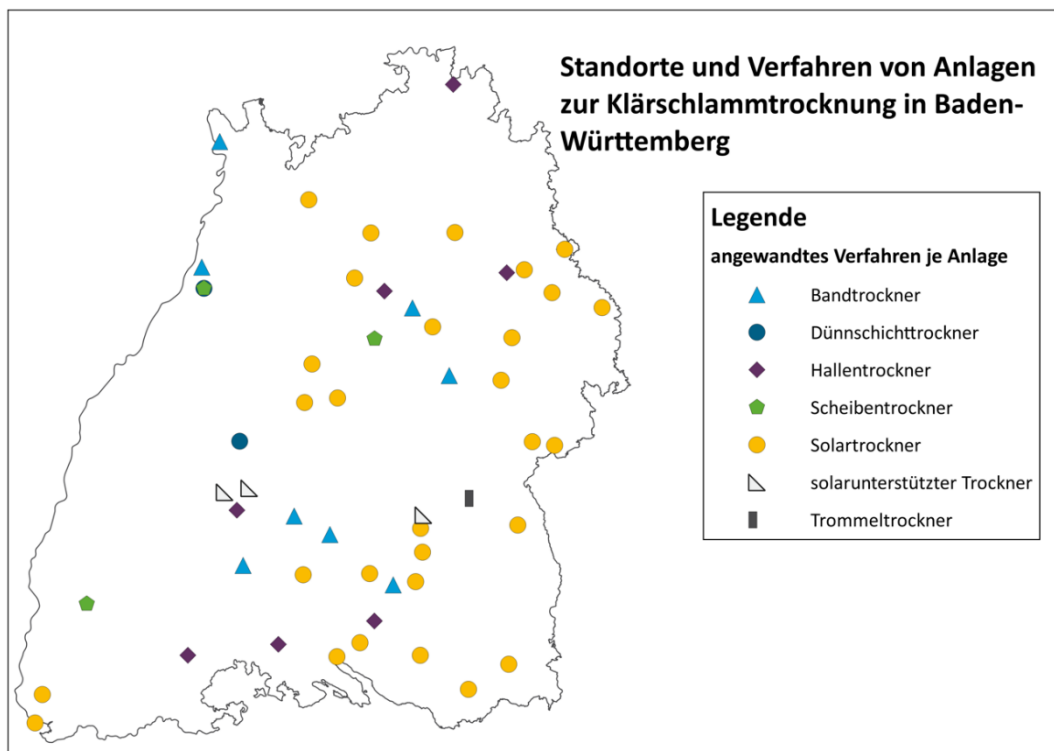


Abbildung 43: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Niedersachsen

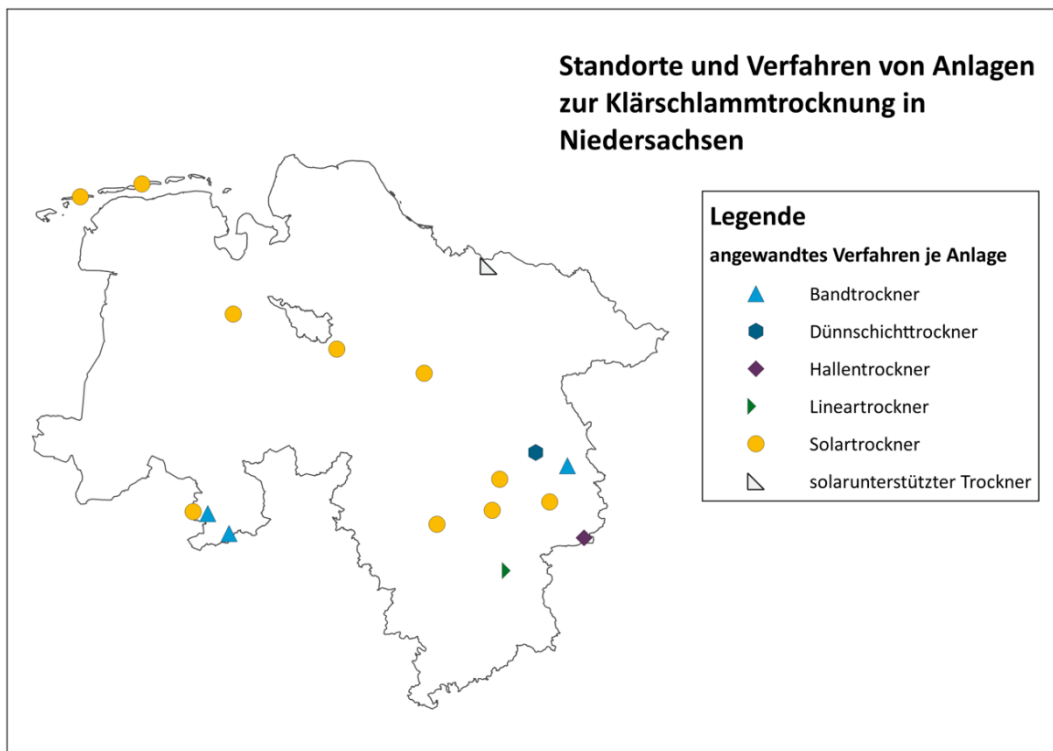


Abbildung 44: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Rheinland-Pfalz

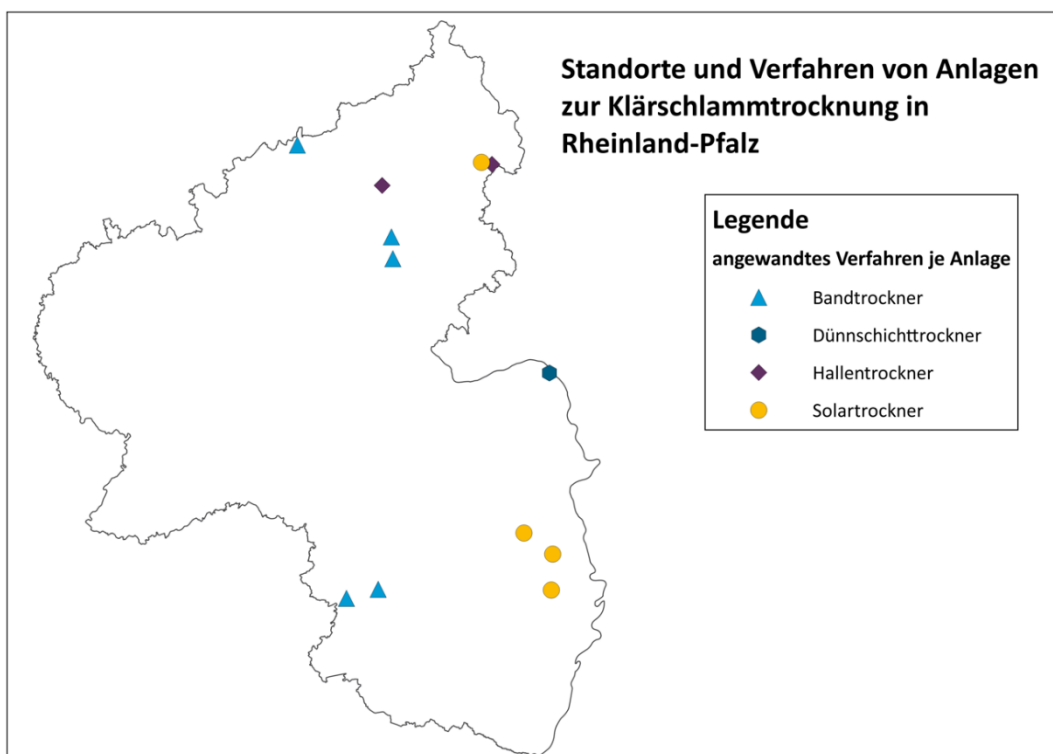


Abbildung 45: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Nordrhein-Westfalen

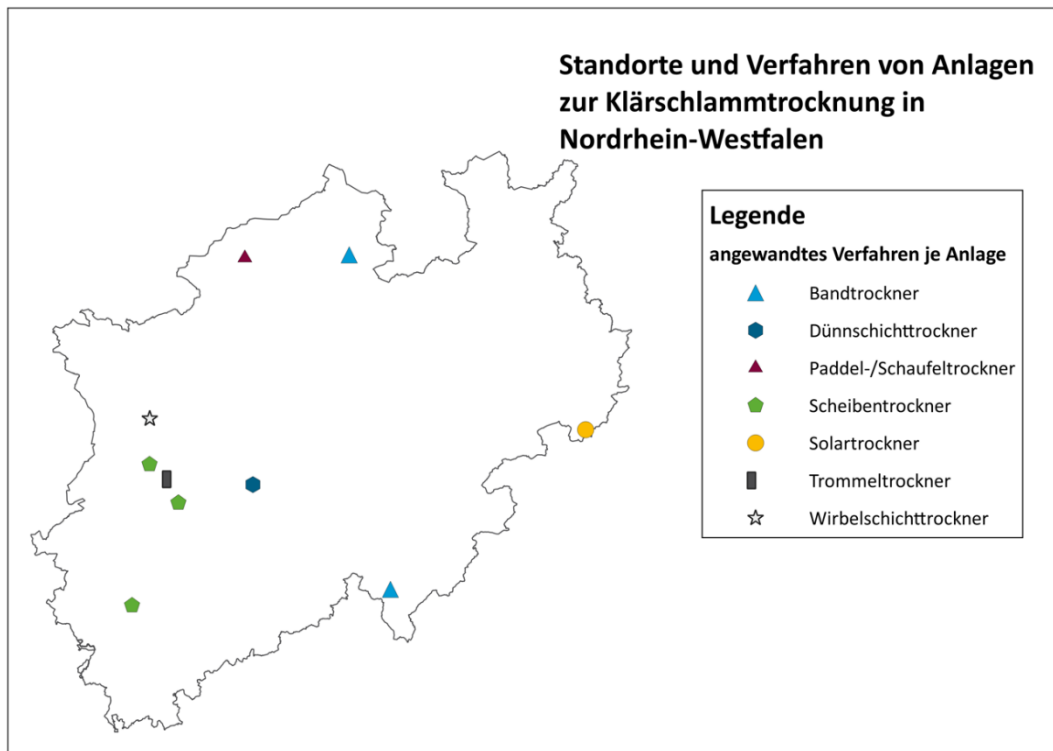


Abbildung 46: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Hessen

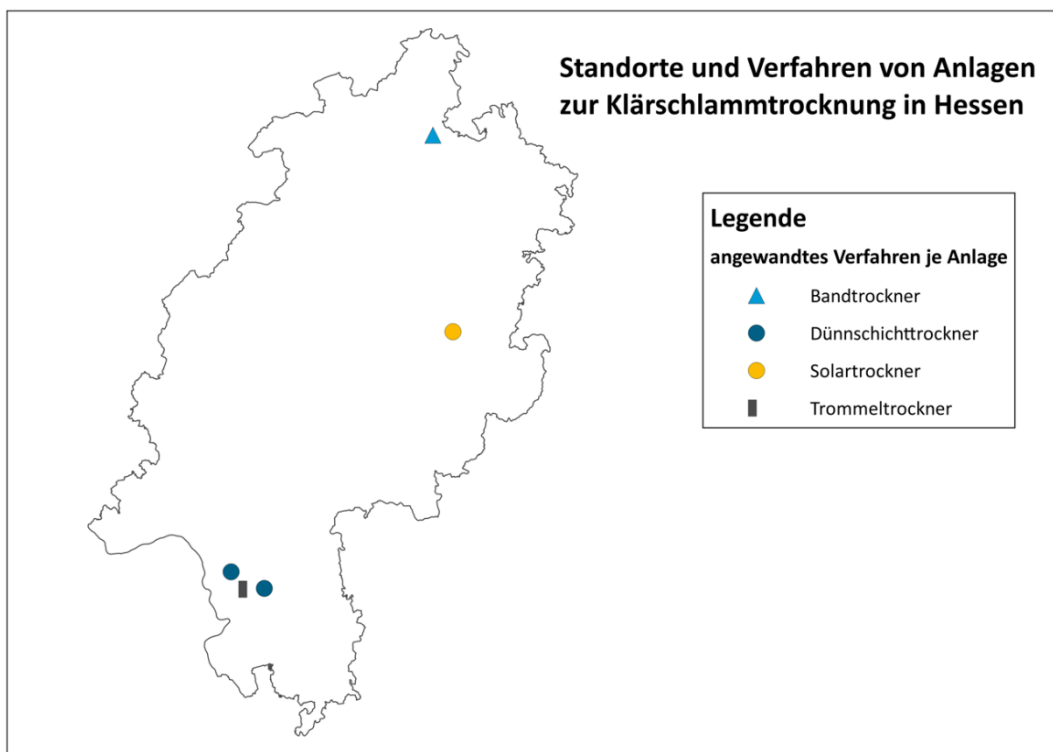


Abbildung 47: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Schleswig-Holstein

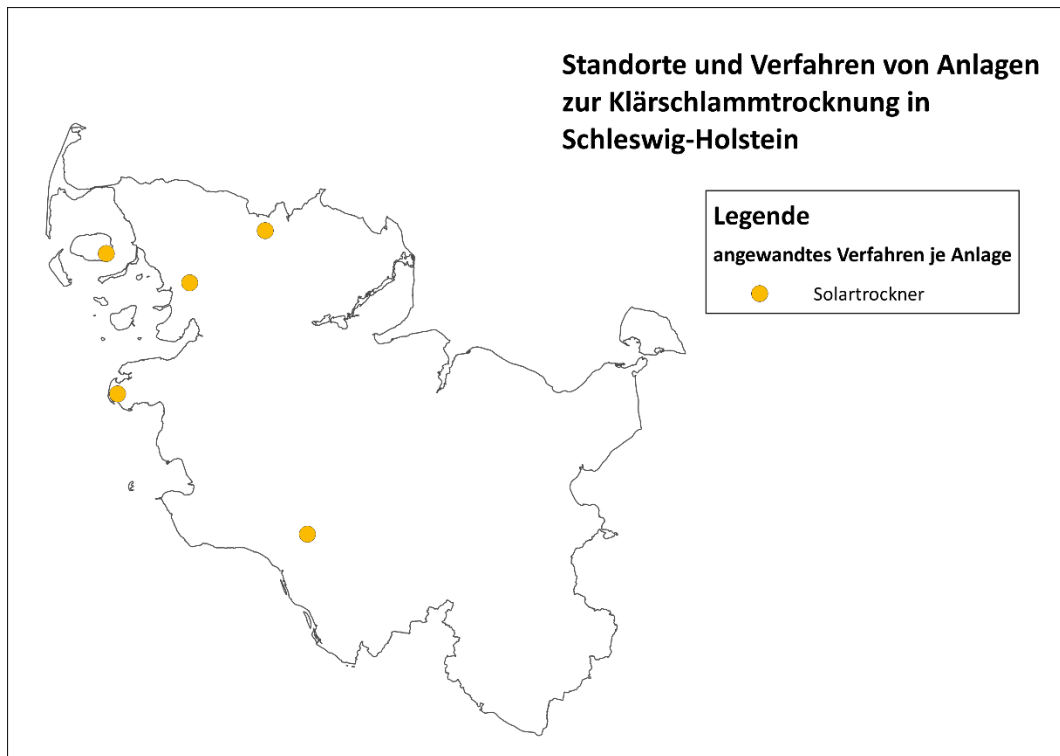


Abbildung 48: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Sachsen-Anhalt

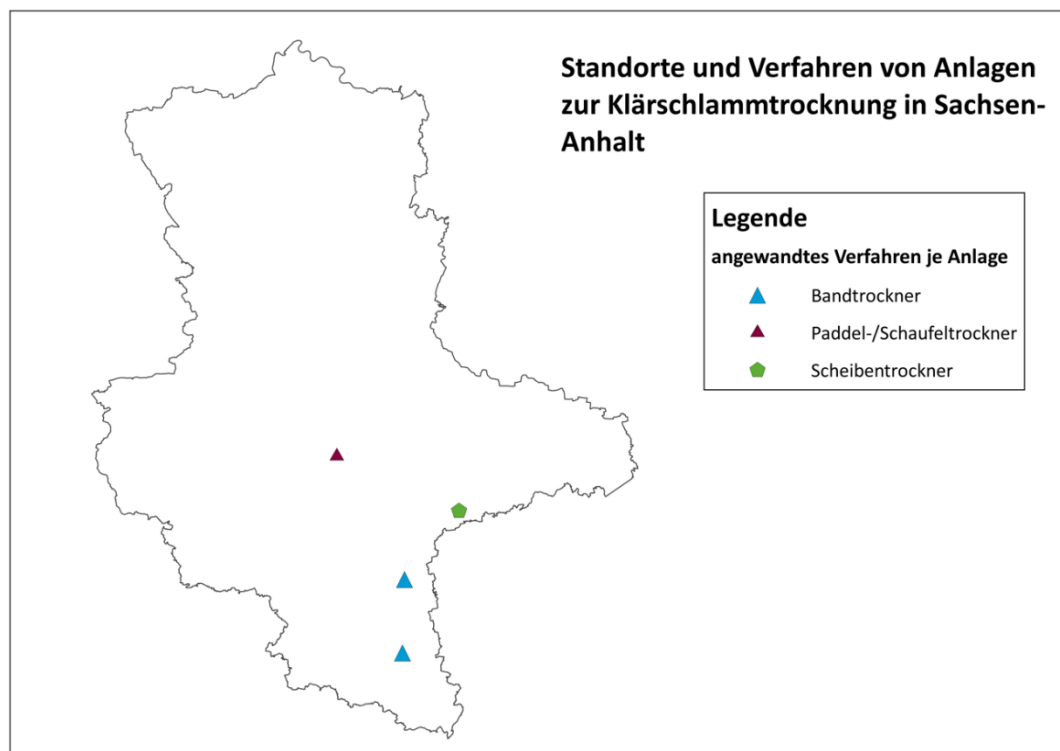


Abbildung 49: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Mecklenburg-Vorpommern

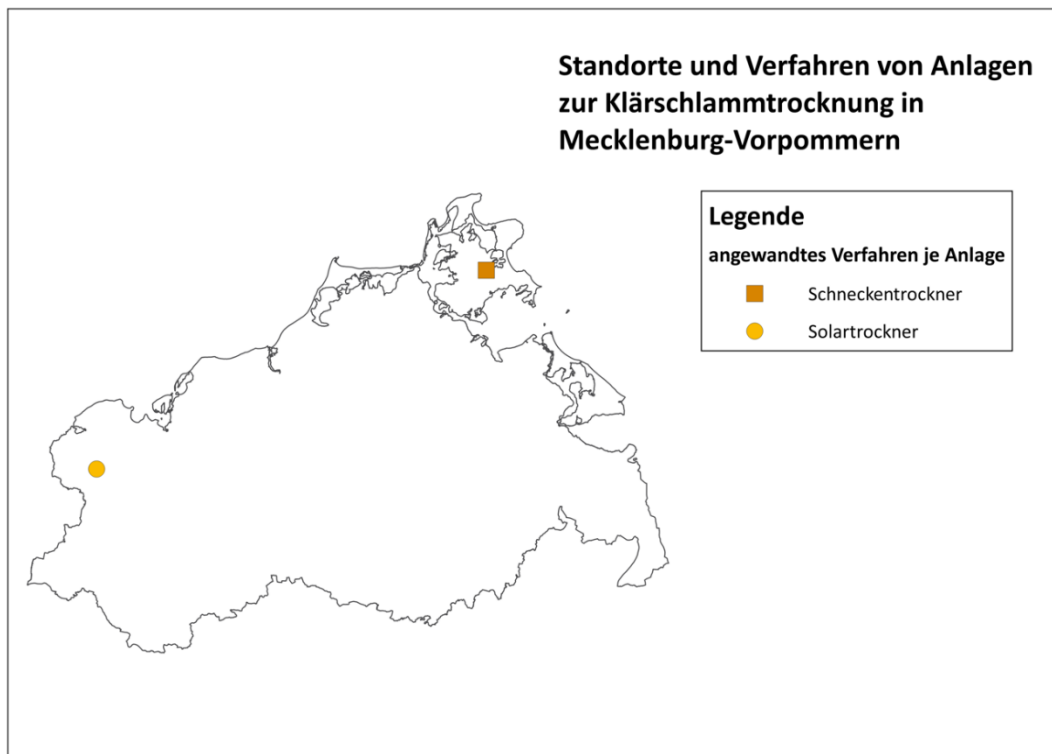


Abbildung 50: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung im Saarland

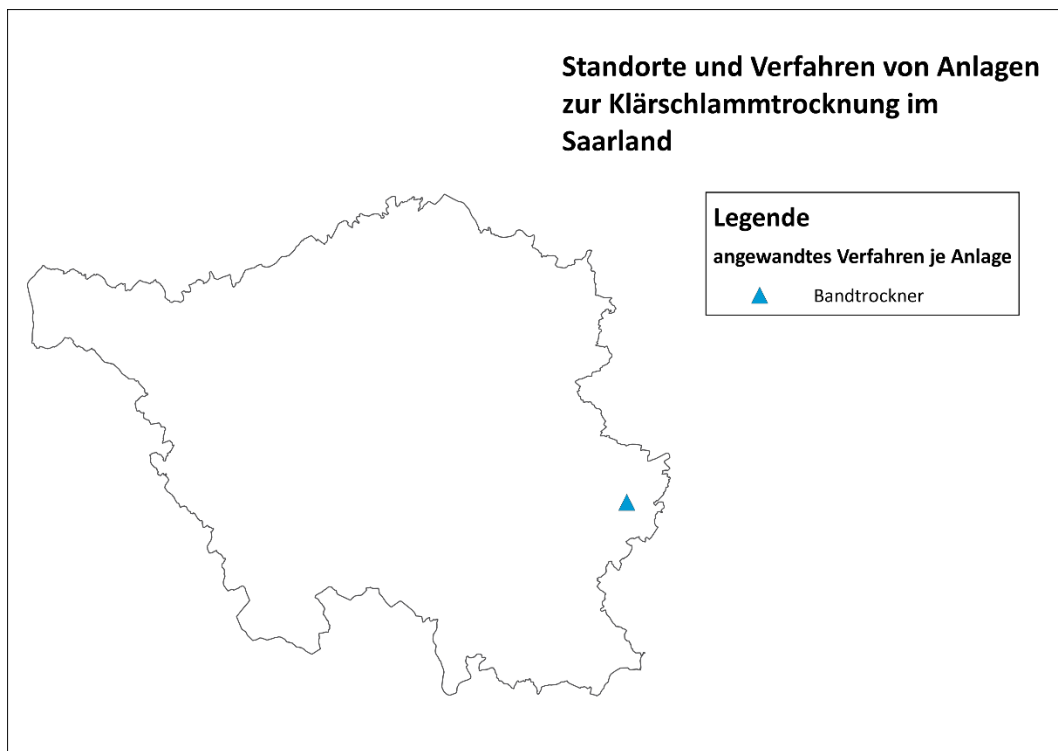


Abbildung 51: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Brandenburg

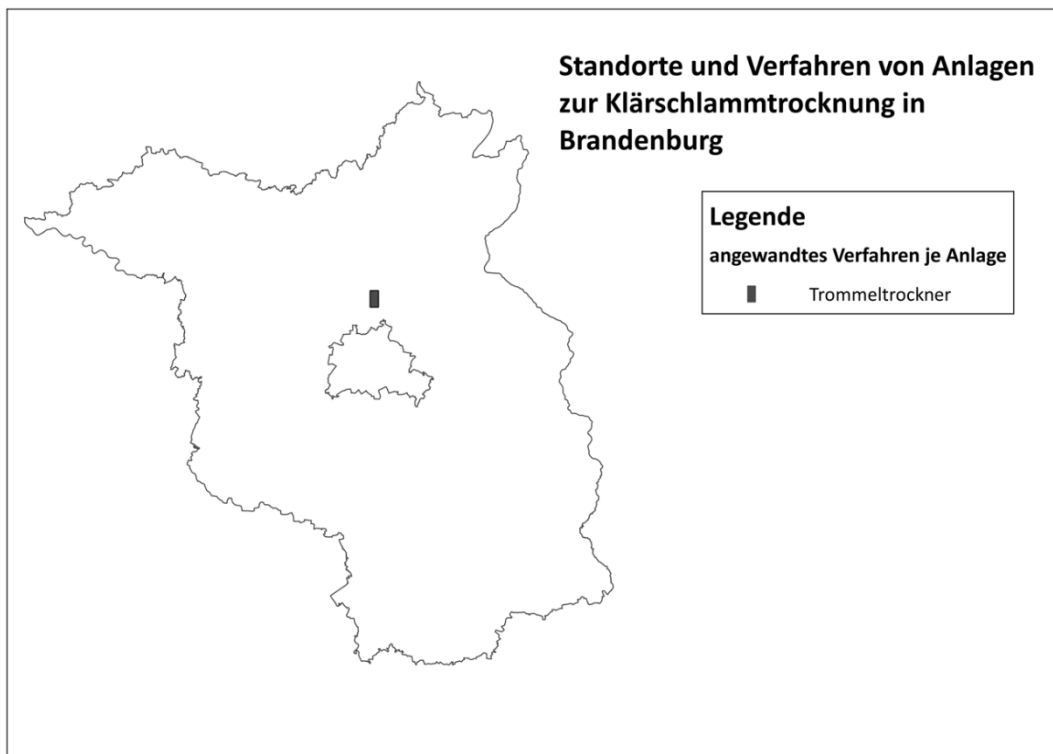


Abbildung 52: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Hamburg

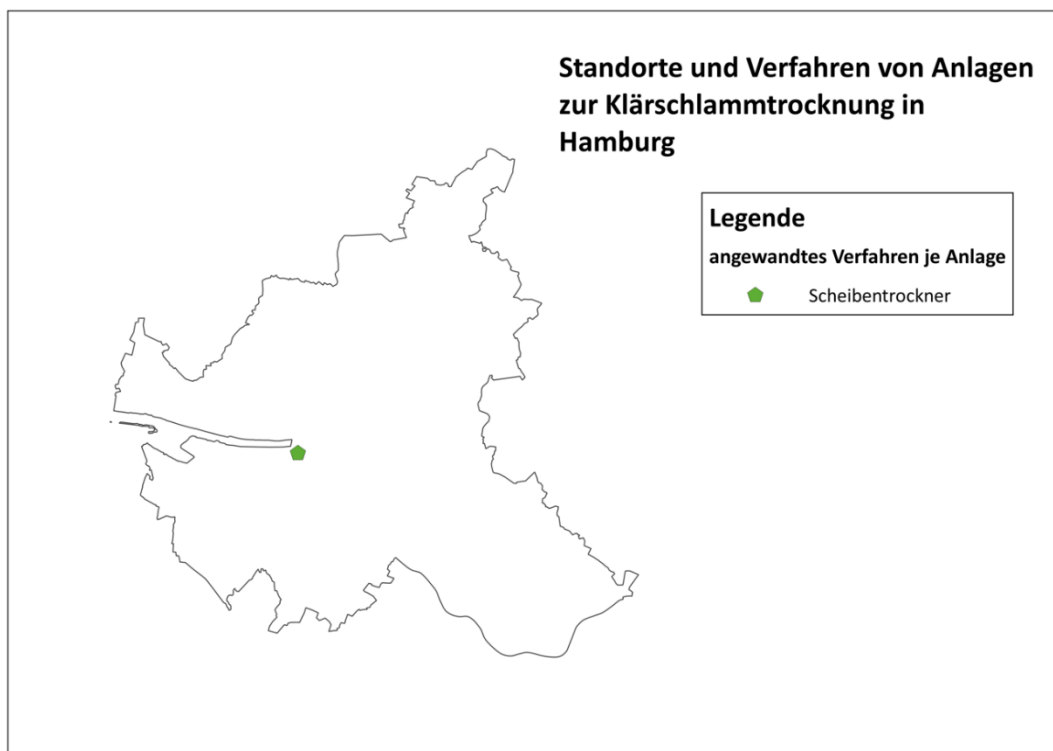


Abbildung 53: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlamm-trocknung in Thüringen

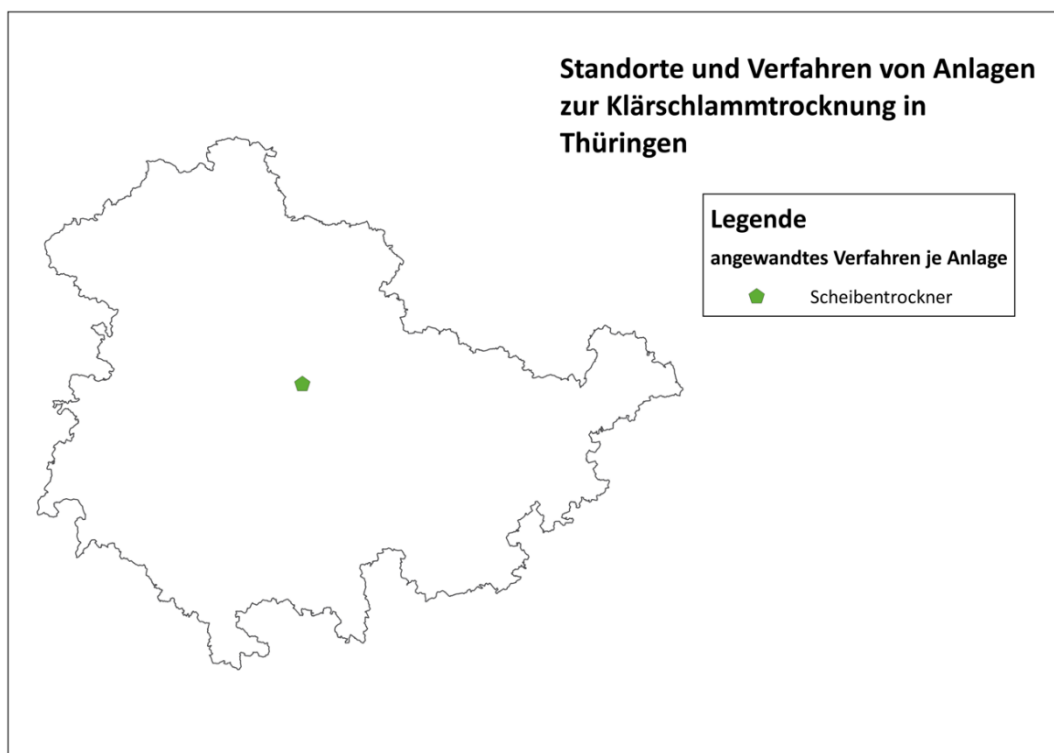
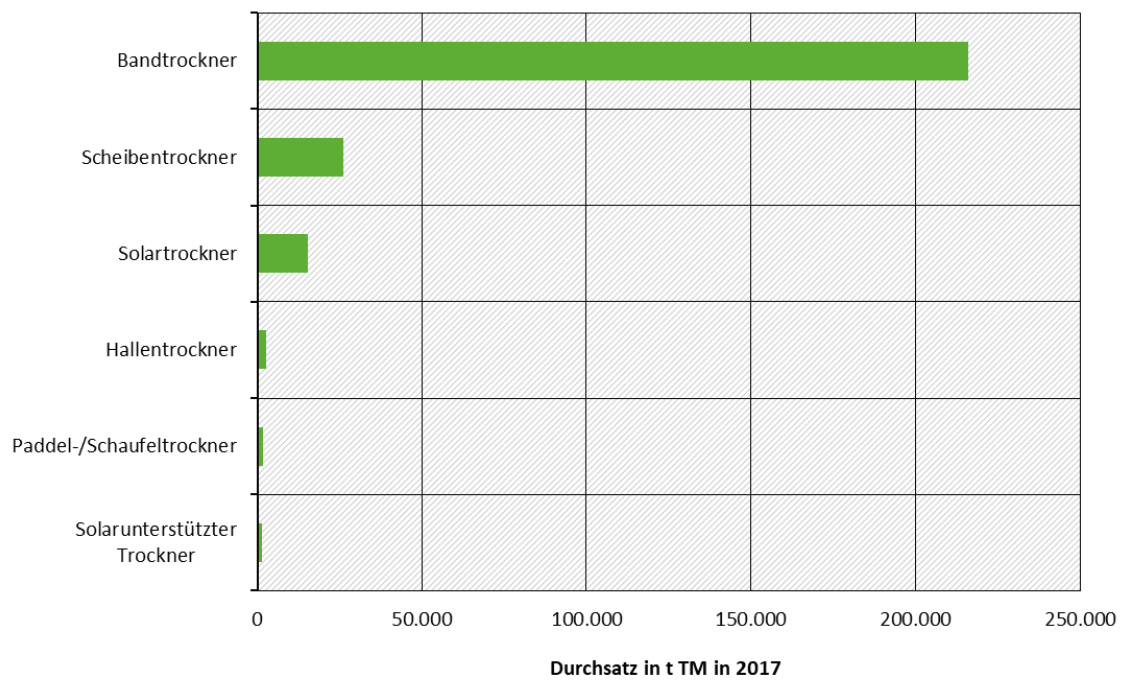


Tabelle 92: Tatsächlicher Durchsatz t TM je Bundesland (2017)

Verfahren	BW	BB	BY	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH	Total
Bandrockner	22.756	0	216.117	0	0	0	9.700	8.300	2.693	0	0	0	12.500	0	272.066
Scheibentrockner	42.500	0	26.040	0	43.623	0	0	26.564	0	0	0	0	15.170	3.771	157.668
Solartrockner	22.150	0	15.598	311	0	321	11.085	1.140	1.976	1.499	0	0	0	0	53.980
Trommeltrockner	37.300	6.950	0	0	0	0	0	5.000	0	0	0	0	0	0	49.250
Dünnschichttrockner	0	0	15.100	13.500	0	0	1.200	15.000	0	0	0	0	0	0	44.800
Paddel-/Schaufeltrockner	0	0	1.700	0	0	0	0	1.124	0	0	0	0	35.000	0	37.824
Hallentrockner	6.028	0	5.200	0	0	0	4.047	0	4.400	0	0	0	0	0	17.175
Solarunterstützter Trockner	2.971	0	1.500	0	0	0	3.000	0	0	0	0	0	0	0	7.471
Wirbelschichttrockner	0	0	0	0	0	0	0	7.050	0	0	0	0	0	0	7.050
Lineartrockner	0	0	0	0	0	0	576	0	0	0	0	0	0	0	576
Schneckenrockner	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10
TOTAL	133.705	6.950	281.255	13.811	43.623	331	29.608	64.178	9.069	1.499	0	0	62.670	3.771	647.870

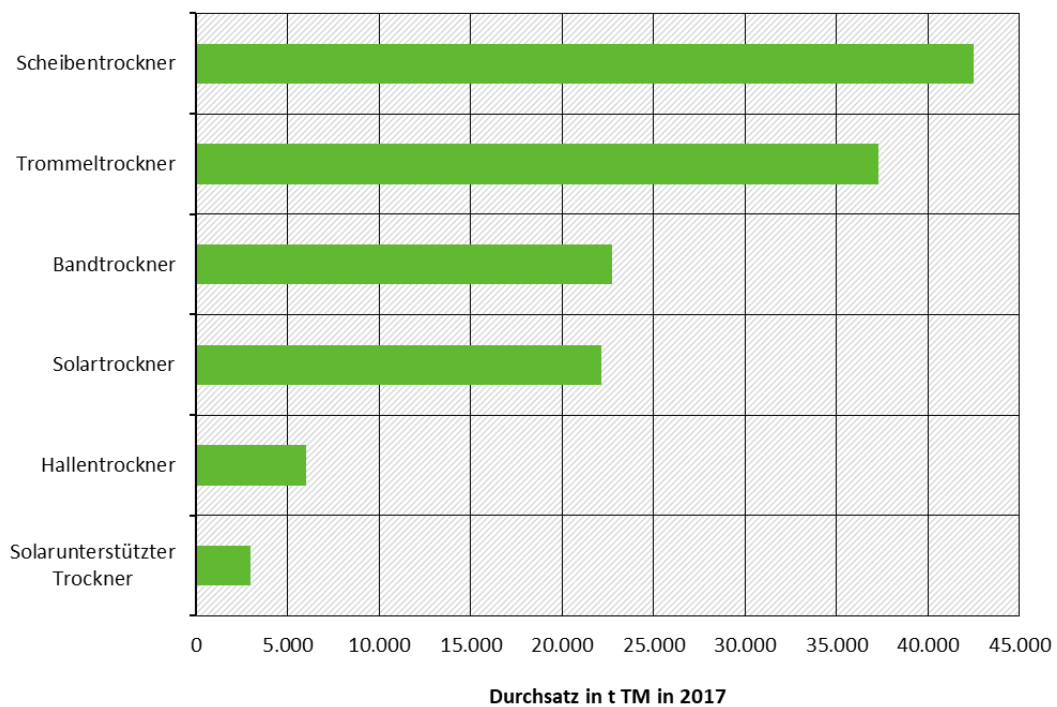
Abbildung 54: Durchsatz je Technologie in Bayern (Gesamt: 278.655 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

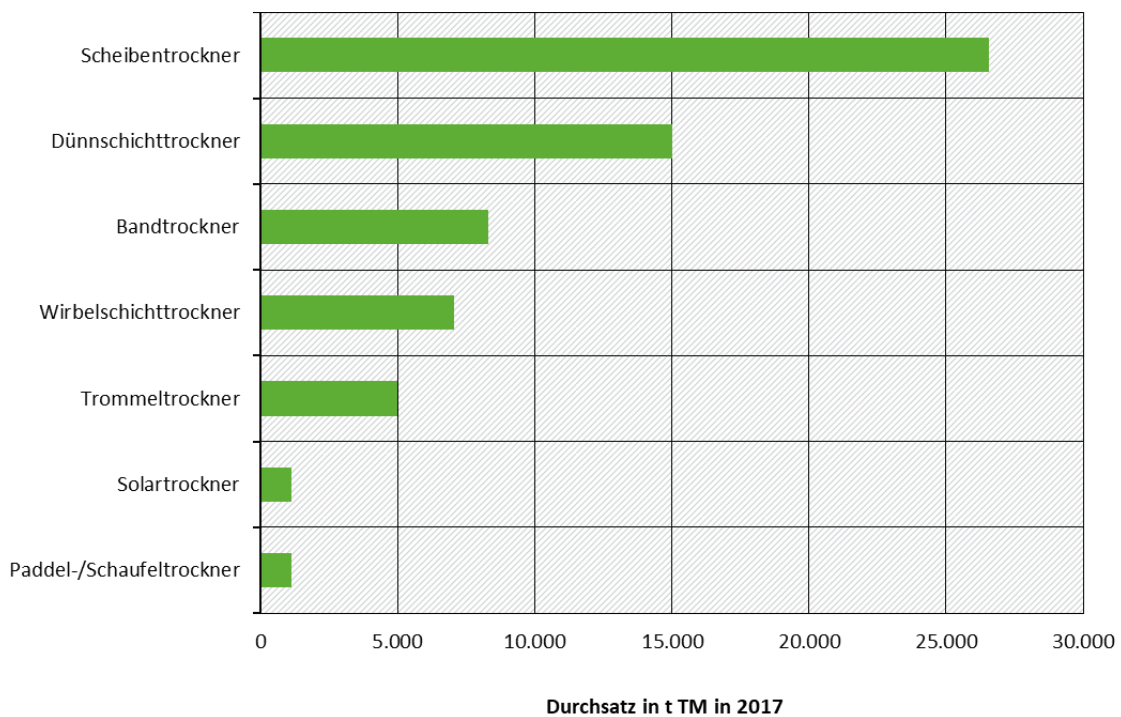
Abbildung 55: Durchsatz je Technologie in Baden-Württemberg (Gesamt: 133.705 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

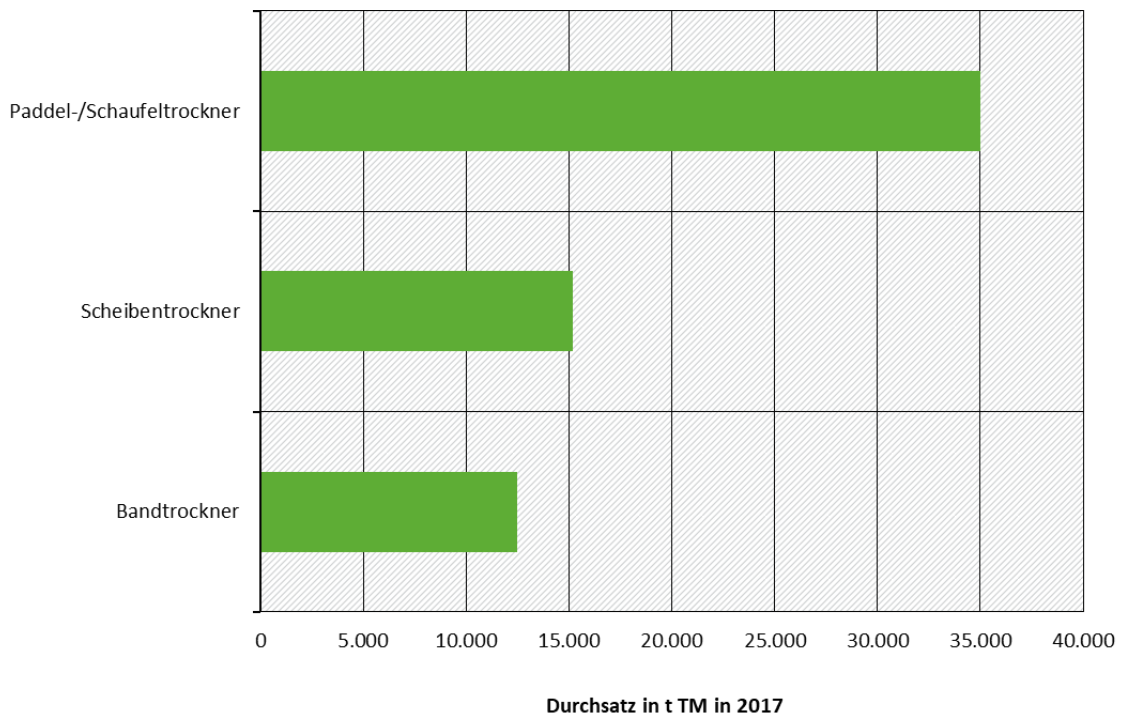
Abbildung 56: Durchsatz je Technologie in Nordrhein-Westfalen (Gesamt: 64.178 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

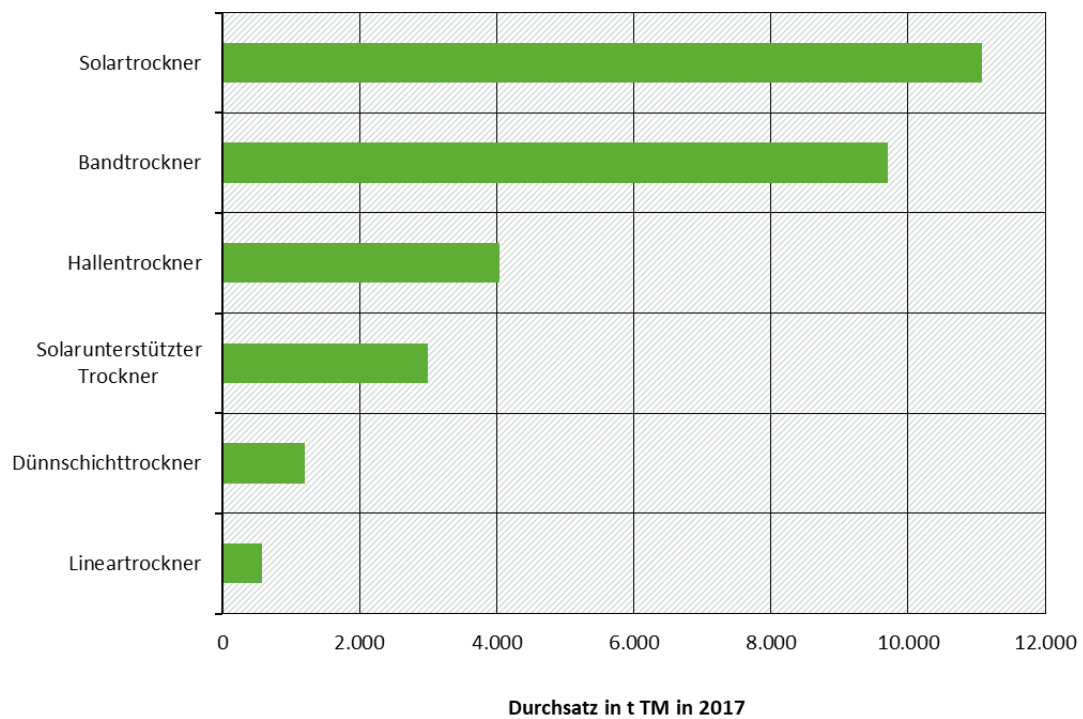
Abbildung 57: Durchsatz je Technologie in Sachsen-Anhalt (Gesamt: 62.670 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

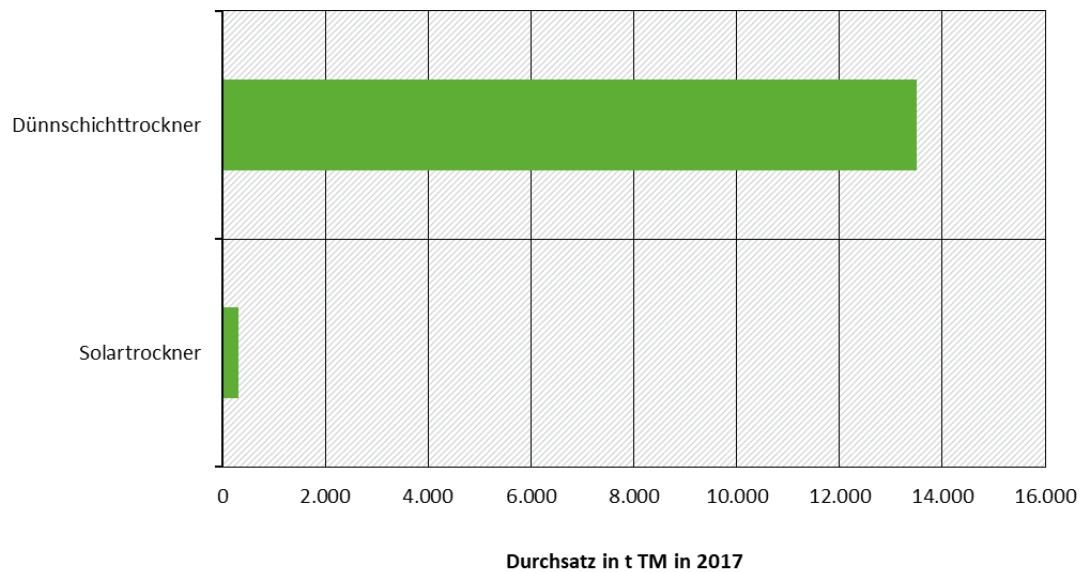
Abbildung 58: Durchsatz je Technologie Niedersachsen (Gesamt: 29.608 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

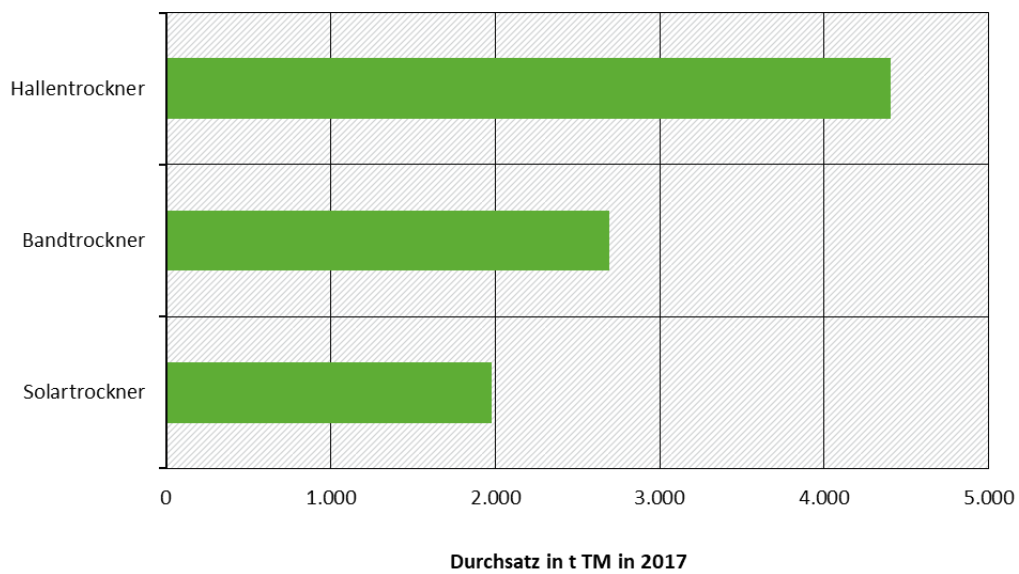
Abbildung 59: Durchsatz je Technologie Hessen (Gesamt: 13.811 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

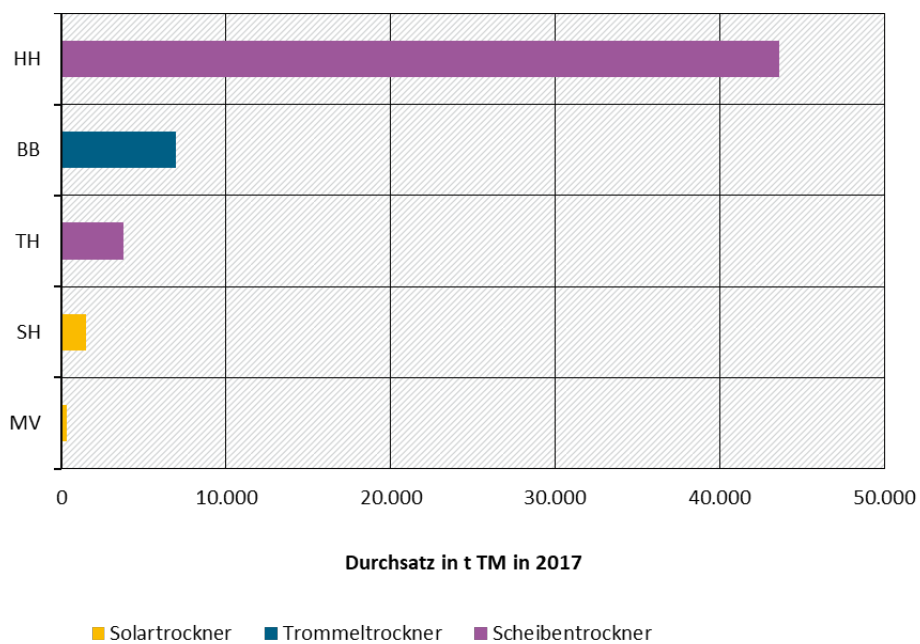
Abbildung 60: Durchsatz je Technologie Rheinland-Pfalz (Gesamt: 9.069 t TM 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

Abbildung 61: Durchsatz je Technologie in Hamburg, Brandenburg, Thüringen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern (Gesamt: 56.174 t TM in 2017)



Stand: März 2021

Quelle: Eigene Darstellung Ramboll

In Abbildung 61 kommt der in Mecklenburg-Vorpommern betriebene Schneckentrockner nicht zum Tragen, da er erst im Jahr 2017 in Betrieb genommen wurde und für diese Jahr nur einen Durchsatz von 10 t TM Klärschlamm verzeichnen kann.

A.4.2 Klärschlammkompostierung

Graphische Darstellung der Standorte der Anlagen in den jeweiligen Bundesländern

Abbildung 62: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Sachsen-Anhalt

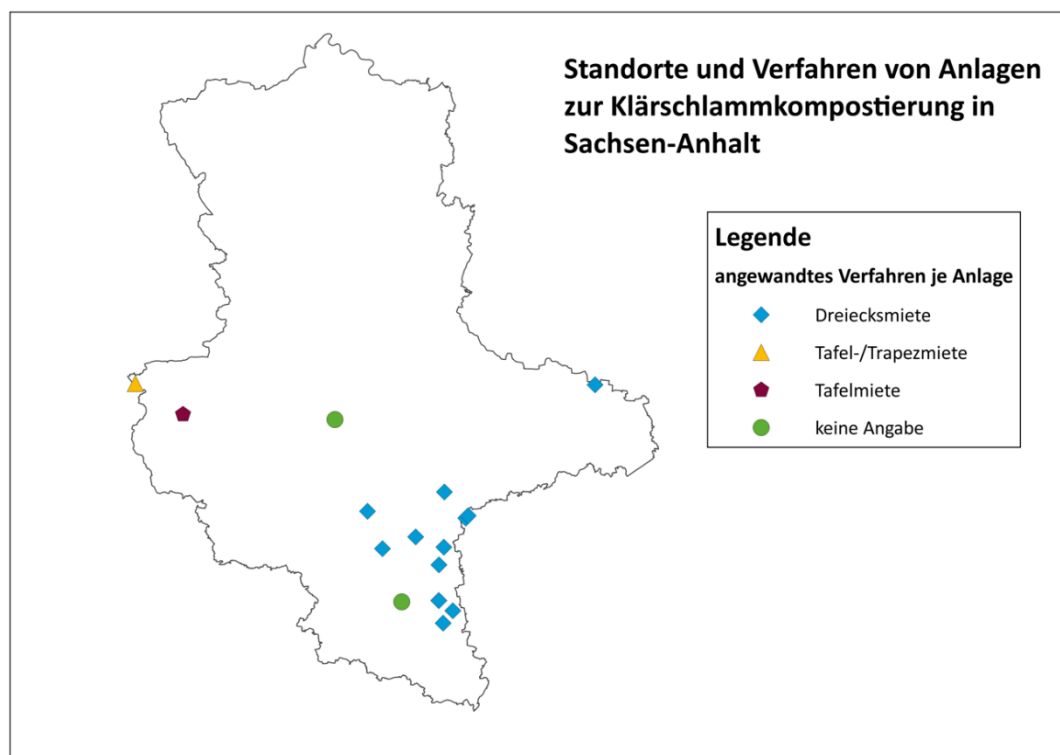


Abbildung 63: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Sachsen

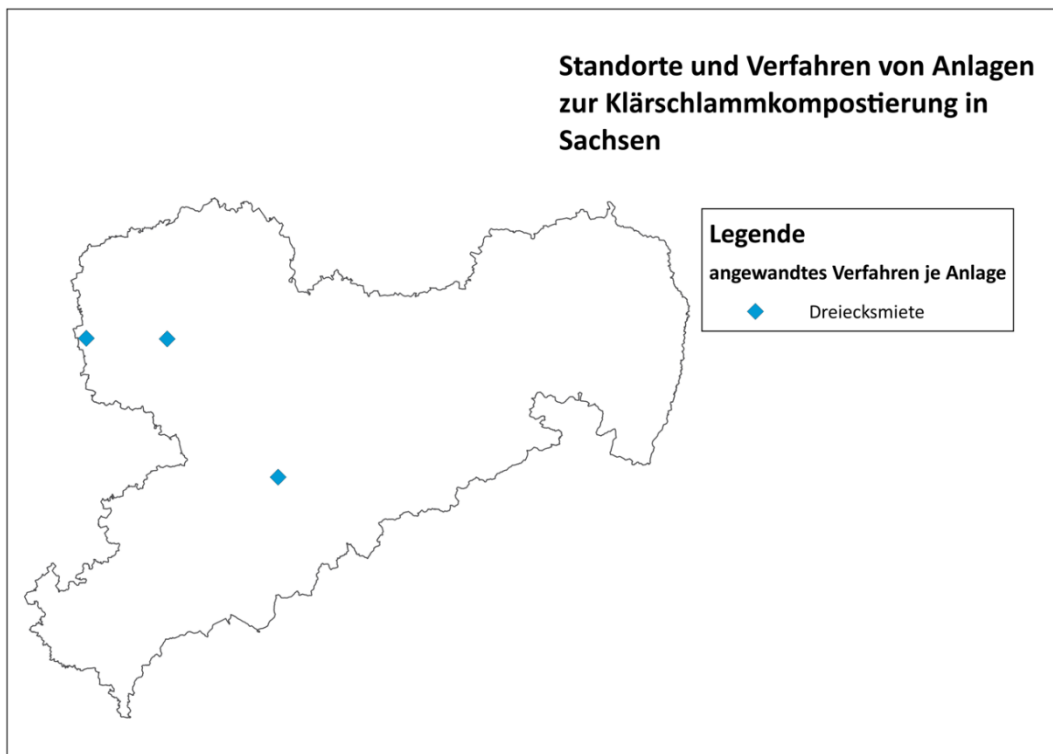


Abbildung 64: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Thüringen

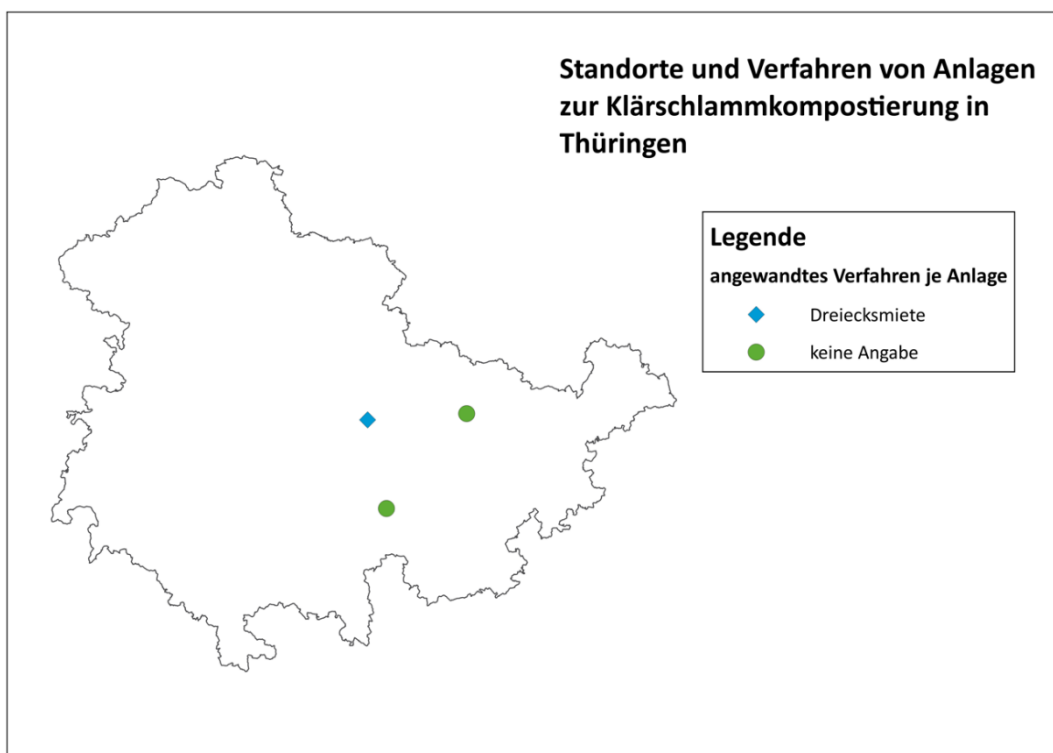


Abbildung 65: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Nordrhein-Westfalen

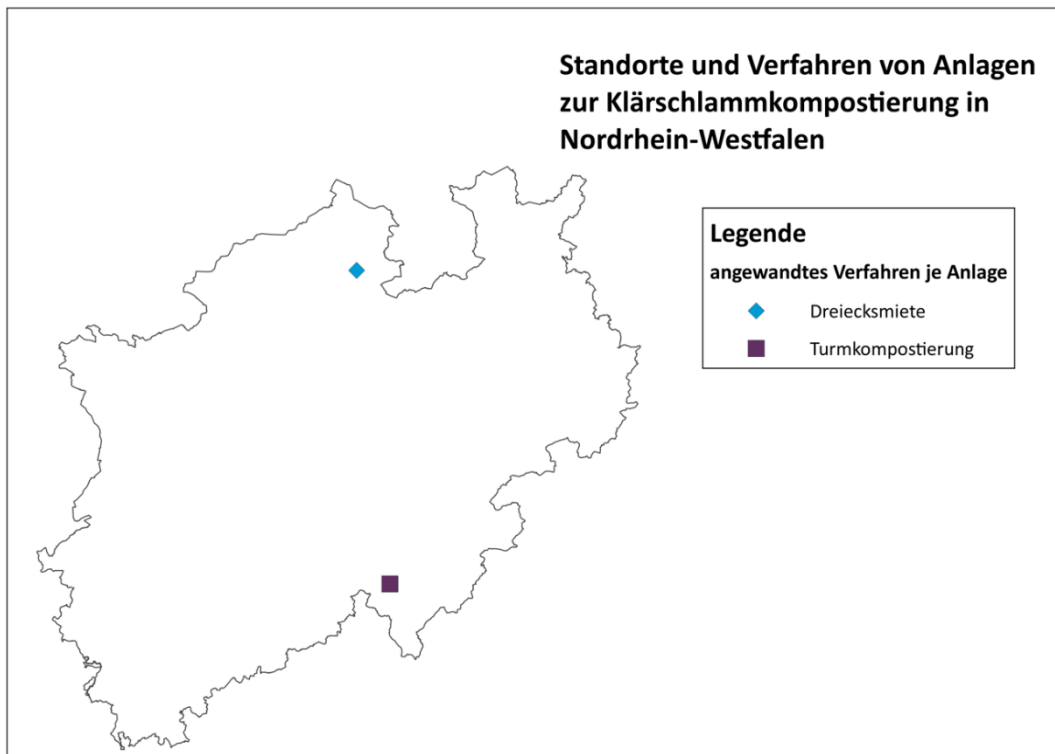


Abbildung 66: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Niedersachsen

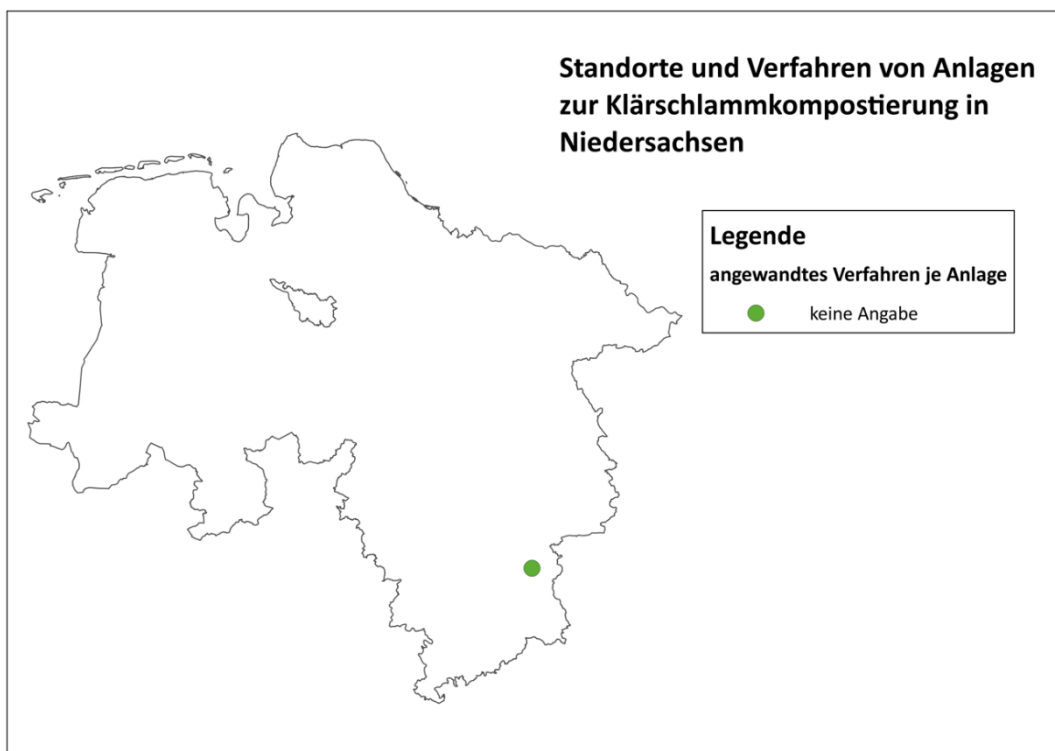


Abbildung 67: Standorte und Verfahren von Anlagen zur Klärschlammkompostierung in Brandenburg

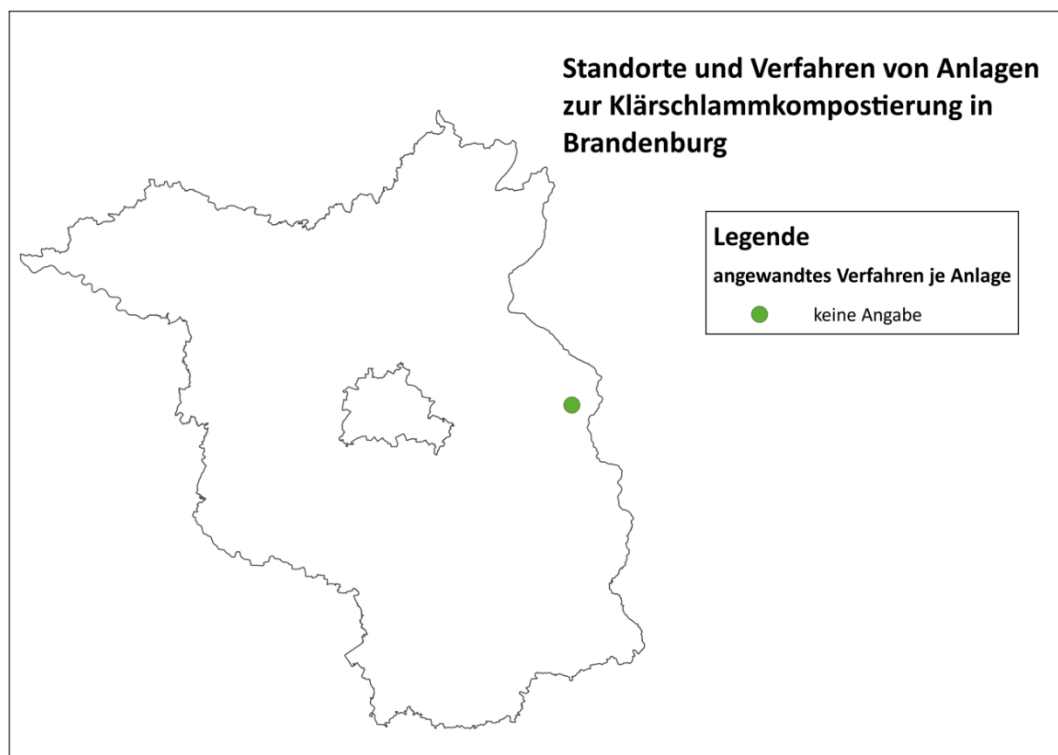


Tabelle 93: Input Klärschlammkompostierungsanlagen in t (2017)

Input gesamt	BB	HE	NI	NW	SN	ST	TH	Total
Klärschlamm	k.A.	k.A.	k.A.	1.460	10.577	53.636	k.A.	65.673
Grünabfall	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	3.142	45.718	k.A.	48.860
Sonstiges	k.A.	k.A.	k.A.	336	k.A.	4.274	k.A.	4.610
TOTAL	k.A.	k.A.	k.A.	1.796	13.719	103.628	k.A.	119.143

Tabelle 94: Output Klärschlammkompostierungsanlagen in t (2017)

Output	BB	HE	NI	NW	SN	ST	TH	Total
Kompost	k.A.	k.A.	k.A.	1.200	8.087	63.276	k.A.	72.563

B Anlage - Messdaten der beprobten Anlagen

Diese Anlage befindet sich in einem separaten Dokument.