

TEXTE

98/2015

Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz

TEXTE 98/2015

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3713 26 301
UBA-FB 002120

Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz

von

Dr.-Ing. David Montag, Dipl.-Ing. Wibke Everding, Dipl.-Ing. Susanne Malms,
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Aachen

Dipl.-Geoök. Joachim Reinhardt, Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach
IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Dr. Ute Arnold, Dr. Manfred Trimborn, Prof. Dr. Heiner Goldbach
Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz,
Rheinische-Friedrich-Wilhelms Universität, Bonn

Prof. Dr. Wolfgang Klett, Thomas Lammers
Köhler & Klett Partnerschaft von Rechtsanwälten mbH, Köln

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

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

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen
52056 Aachen

Abschlussdatum:

November 2014

Redaktion:

Fachgebiet III 2.5 Überwachungsverfahren, Abwasserentsorgung
Andrea Roskosch

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bewertung-konkreter-massnahmen-einer-weitergehenden>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, November 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3713 26 301 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Vor dem Hintergrund der aktuellen politischen Entwicklungen - Düngemittelverordnung sowie dem Entwurf der Klärschlammverordnung mit integrierten Regelungen zur Phosphorrückgewinnung – werden im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens einzelne Fragestellungen zur Phosphorrückgewinnung beantwortet. Neben dem Greifen der strengeren Grenzwerte der Düngemittelverordnung für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme ab 2015 wird über einen Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung und die Einführung einer Vorgabe zur Phosphorrückgewinnung diskutiert (Entwurf Klärschlammverordnung).

Schwerpunkte des Berichts bilden das Einsparpotenzial von Phosphor in Produkten und von phosphathaltigen Produkten sowie die Qualität der Rezyklate und deren Einsatz als Düngemittel in der Landwirtschaft bzw. in der Düngemittelindustrie. Außerdem werden Verfahren zur P-Rückgewinnung identifiziert und bewertet, die Kosten und der Energieaufwand der Verfahren dargestellt sowie mögliche Umstellungen der Kläranlagen in Bezug auf eine erleichterte Phosphorrückgewinnung geprüft. Weitere zentrale Inhalte sind Mengenerrechnungen zur Entwicklung der thermischen Klärschlammbehandlung und die Möglichkeit des Landfill Minings sowie die Langzeitlagerung der Klärschlammaschen. Anhand einer Expertenbefragung wurden Aspekte zur Markteinführung der Rezyklate diskutiert. Weiterhin werden bereits durchgeführte Maßnahmen zur Klärschlammbehandlung und P-Rückgewinnung aus dem Ausland dargestellt. Abschließend erfolgt eine Prüfung der rechtlichen Umsetzungsmöglichkeiten, u.a. zur Finanzierung und Subventionierung der P-Rückgewinnung sowie zur Abnahmeverpflichtung der produzierten Rezyklate.

Abstract

In light of the current political developments – the fertilizer ordinance as well as the draft of the sludge ordinance with integrated controls for phosphorus recovery – individual questions will be answered for phosphorus recovery under the UFOPLAN (Environmental Study) project. In addition to stricter limits of the fertilizer regulation for agricultural recycled sewage sludge from 2015, the report discusses withdrawing from land-related utilization of sewage sludge and introducing a requirement for phosphorus recovery (see draft of the sludge ordinance).

Main topics of the report are the potential for saving phosphorus in products and phosphate-containing products as well as the quality of recycled materials and their use as a fertilizer in agriculture or in the fertilizer industry. In addition, it identifies and evaluates methods for P-recovery, presents the costs and energy consumption of the processes and tests possible changes of the waste water treatment plants in terms of facilitating phosphorus recovery. It also focuses on calculating quantity for the development of thermal sludge treatment and the possibility of landfill mining as well as the long-term storage of sewage sludge ashes. Based on a survey of experts, aspects of introducing the recycled materials onto the market were discussed. Furthermore, steps already taken for disposal of sewage sludge and P recovery are presented from abroad. Finally, it examines the possibilities of legally implementing P-recovery processes, including financing and subsidizing P recovery and for the phosphate industry's obligation to accept recycled materials produced.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis.....	16
Abkürzungsverzeichnis.....	19
Zusammenfassung	21
Summary	33
1 Einleitung.....	44
Themenschwerpunkt: Einsparpotenziale von Phosphor	45
2 Potenziale des Ersatzes phosphathaltiger Produkte und des Ersatzes von Phosphor in Produkten	45
2.1 Potenziale des Ersatzes phosphathaltiger Produkte	47
2.1.1 Wasser- und Abwasserbehandlung	47
2.1.2 Flammschutzmittel und Weichmacher	47
2.1.3 Metallverarbeitung	48
2.1.4 Weitere Produkte.....	49
2.2 Potenziale des Ersatzes von Phosphor in Produkten.....	50
2.2.1 Detergenzien.....	50
2.2.2 Lebensmittel und Futtermittel.....	52
2.2.3 Weitere Bereiche	53
Themenschwerpunkt: Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen.....	55
3 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung	55
3.1 Ostara PEARL-Prozess.....	56
3.2 P-RoC-Verfahren	57
3.3 FIX-Phos-Verfahren	58
3.4 Berliner Verfahren/ AirPrex-Verfahren.....	59
3.5 Stuttgarter Verfahren.....	61
3.6 Budenheimer Kohlensäure-Verfahren.....	64
3.7 MePhrec Verfahren	65
3.8 PASCH Verfahren	66
3.9 AshDec/Outotec Verfahren.....	68
3.10 RecoPhos-Prozess	69
4 Kosten und Energieaufwand der P-Rückgewinnungsverfahren	71
4.1 Systeme und Systemgrenzen.....	71
4.1.1 Betrachtete P-Rückgewinnungsverfahren	71
4.1.2 Systemgrenzen	72

4.1.3	Substitutionspotenzial des P-Rezyklats.....	73
4.2	Methodik zur Berechnung von Energie und Kosten.....	73
4.3	Daten und Unsicherheiten.....	74
4.4	Ergebnisse.....	78
4.4.1	Darstellung von Energie und CO ₂ -Fußabdruck.....	78
4.4.1.1	Auf die rückgewonnene Phosphormenge normierte Ergebnisse für Energie und CO ₂ -Fußabdruck	79
4.4.1.2	Auf erweitertes System bezogene Ergebnisse für Energie und CO ₂ - Fußabdruck	82
4.4.2	Kosten der Phosphorrückgewinnung.....	85
4.4.2.1	Auf die rückgewonnene Phosphormenge normierte Kosten	85
4.4.2.2	Kostenbetrachtung des erweiterten Systems	86
5	Maßnahmen auf Kläranlagen.....	89
5.1	Zusammenstellung von Maßnahmen und Rückgewinnungspotenziale.....	89
5.2	Kostenermittlung der Mono- und Mitverbrennung von Klärschlamm.....	93
5.3	Umstellung von Kläranlagen.....	94
	Themenschwerpunkt: Düngemittel und Düngung.....	98
6	Potenziale zur Reduzierung von Düngung und P-Verlusten durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen.....	98
6.1	Status der P-Versorgung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland.....	98
6.2	Potenziale zur Reduzierung der Düngung.....	99
6.2.1	Optimierung der Düngung.....	99
6.2.2	Abbau von Überschüssen bei hohem Versorgungsgrad.....	100
6.2.3	Umverteilung von Überschüssen.....	101
6.3	Bodenverbessernde Maßnahmen zur Erhöhung der P-Ausnutzung.....	102
6.4	Pflanzenbauliche Maßnahmen.....	102
6.5	Beurteilung der landwirtschaftlichen Möglichkeiten zu Einsparung von Phosphatdüngern.....	104
7	Beimischungen und Düngemittel aus P-Rezyklaten.....	105
8	Düngewirkung, Pflanzenverfügbarkeit und Schadstoffgehalte von P-Rezyklaten.....	107
8.1	Untersuchung der Löslichkeit.....	107
8.2	Bodenuntersuchungen.....	111
8.3	Pflanzenversuche.....	113
8.4	Düngewirkung ausgewählter P-Rezyklate.....	116
8.5	Schadstoffgehalte in P-Rezyklaten aus Klärschlamm.....	117
8.6	Vergleich der Schadstoffbelastung mit anderen Phosphor-Düngern.....	120

8.7	Beurteilung der Düngewirkung, Pflanzenverfügbarkeit und Schadstoffgehalte von P-Rezyklaten	120
	Themenschwerpunkt: Verbrennung, Langzeitlagerung und Landfill Mining	122
9	Verstärkte Monoverbrennung von Klärschlamm.....	122
9.1	Klärschlammanfall und -entsorgungswege für Deutschland	122
9.2	Klärschlammanfall und -entsorgungswege der Bundesländer	124
9.3	Aktuelle und zukünftige rechtliche Bestimmungen.....	125
9.4	Auswertung der Klärschlammanalysen für Nordrhein-Westfalen.....	128
9.5	Zusätzliche Klärschlammmengen zur Monoverbrennung in Deutschland	135
9.6	Zusätzliche Klärschlammmengen zur Monoverbrennung in den Bundesländern.....	139
10	Lagerung phosphorhaltiger Verbrennungsaschen	141
10.1	Rechtliche Grundlagen.....	141
10.2	Charakterisierung von Klärschlammaschen und Ableitung der Anforderungen an die Langzeitlagerung	141
10.3	Technische Aspekte der Langzeitlagerung	143
10.3.1	Technische Ausbildung der Deponiebasis einschließlich Sickerwasserfassung und -behandlung.....	144
10.3.2	Einbaukonzept und Maßnahmen bei der Anlieferung von Klärschlammaschen	145
10.4	Alternativen zur Deponierung bzw. Langzeitlagerung	145
10.5	Wirtschaftliche Aufwendungen der Langzeitlagerung	146
10.5.1	Investitionen Basisausbau Langzeitlager.....	147
10.5.2	Investitionen Eingangsbereich Langzeitlager	148
10.5.3	Investitionen temporäre Oberflächenabdichtung Langzeitlager.....	148
10.5.4	Sonstige Investitionen/Jahreskosten Einbaubetrieb	148
10.6	Umsetzungsbeispiel am Standort Bottrop	150
10.6.1	Beschreibung des Standortes.....	150
10.6.2	Ermittlungen der Projektkostenbarwerte und der mittleren Jahreskosten	151
10.7	Rückbau der Klärschlammaschen	151
11	Phosphorrückgewinnung aus vorhanden Klärschlammlagern / Deponien.....	153
11.1	Entwicklung der Klärschlammmengen, -entsorgungswege und Phosphorkonzentrationen.....	153
11.2	Klärschlammdeponierung, -ablagerung und Deponierückbau	156
11.3	Phosphormengen in Deponien bzw. Lagern	158
11.4	Phosphorpotenzial von Mitverbrennungsaschen.....	160

Themenschwerpunkt: Strategien und Maßnahmen	162
12 Identifizierung von Maßnahmen aus dem Ausland	162
12.1 Niederlande	162
12.2 Österreich.....	163
12.3 Schweiz	164
12.4 Schweden	167
12.5 Allgemeine Maßnahmen	169
13 Markteinführung.....	171
13.1 Abnahme- und Vergütungsverpflichtung für Rezyklate.....	171
13.2 Freiwillige Selbstverpflichtung der Düngemittelindustrie.....	172
13.3 Beimischungs(quote).....	173
13.4 Gütesicherung.....	174
13.5 Standort der Anlagen und Art der Rezyklate.....	175
13.6 Finanzierung	175
14 Möglichkeiten rechtlicher Umsetzung.....	177
14.1 Rechtlicher Status von Rezyklat als Abfall oder Produkt.....	177
14.1.1 Die Unterscheidung zwischen Abfällen und Produkten	177
14.1.2 Abfalleigenschaft von Rezyklat als Folge der Abfalleigenschaft von Abwasser und Klärschlamm	177
14.1.3 Ende der Abfalleigenschaft von Phosphor-Rezyklaten.....	178
14.1.3.1 Durchlaufen eines Verwertungsverfahrens	178
14.1.3.2 Verwendung zu bestimmten Zwecken	179
14.1.3.3 Markt oder Nachfrage	179
14.1.3.4 Erfüllung technischer und rechtlicher Anforderungen	179
14.1.3.5 Keine schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt	180
14.1.3.6 Ergebnis	181
14.2 Rechtliche Umsetzung von Maßnahmen zur Förderung des Phosphorrecyclings	182
14.2.1 Abnahmepflicht der Düngemittelindustrie	182
14.2.1.1 Verfassungsrechtliche Bewertung	182
14.2.1.2 Unionsrechtliche Bewertung	184
14.2.2 Maßnahmen zur finanziellen Förderung der Phosphorrückgewinnung	186
14.2.2.1 Zulässigkeit von Subventionen (einschließlich Abgabenerleichterungen)	186
14.2.2.2 Rechtsfragen der Refinanzierung	188
14.2.2.3 Umlagemodelle	190

14.2.3	Pflicht zur Durchführung einer Phosphor-Rückgewinnung.....	191
15	Phosphorstrategie für Deutschland	193
16	Quellenverzeichnis.....	198
Anhang	211

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Jährlicher Verkauf von Seifen, Wasch-, Reinigungs- und Körperpflegemitteln sowie von Duftstoffen in Deutschland und der EU 27	51
Abbildung 2:	Jährliche Menge der Inhaltsstoffe von in Deutschland verkauften Wasch-, Produktions- und Reinigungsmitteln und der darin enthaltenen Phosphate und Phosphonate.....	51
Abbildung 3:	Verfahrensschema der PEARL-MAP-Kristallisationsanlage	56
Abbildung 4:	Verfahrensschema des P-RoC-Verfahrens.....	58
Abbildung 5:	Verfahrensschema des FIX-Phos-Verfahrens	58
Abbildung 6:	Verfahrensschema des Berliner Verfahrens	60
Abbildung 7:	Verfahrensschema des AirPrex-Verfahrens in Wieden-Echten, Niederlande.....	61
Abbildung 8:	Verfahrensschema des Stuttgarter Verfahrens	62
Abbildung 9:	Verfahrensschema des Budenheimer Kohlensäure-Verfahrens	64
Abbildung 10:	Verfahrensschema des MePhrec Verfahrens.....	65
Abbildung 11:	Verfahrensschema des PASCH-Verfahrens	67
Abbildung 12:	Verfahrensschema des AshDec Verfahrens	68
Abbildung 13:	Verfahrensschema des RecoPhos Prozesses	69
Abbildung 14:	Treibhauseffekt für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu Phosphor über die Primärdüngerherstellung; Daten zur Primärdüngerherstellung basieren auf älteren Daten mit Spielraum nach oben; Rückgewinnungsverfahren können in großtechnischen Umsetzungen zukünftig ggf. besser abschneiden.....	80
Abbildung 15:	Auf Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normierte Lasten für die Herstellung der Phosphor-Menge, die im jährlich in Deutschland anfallenden Klärschlamm vorliegt, im Vergleich zwischen den verschiedenen P-Rückgewinnungsverfahren	81
Abbildung 16:	Treibhauseffekt für die jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (als Referenzszenario in der Abbildung mit „Standard“ tituliert); Mitverbrennung im Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren.....	83
Abbildung 17:	Auf Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normierte Lasten für die thermische Behandlung einer 100.000 Einwohnerwerte (EW) entsprechenden Menge Klärschlamm inklusive Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu einer Monoverbrennung ohne Rückgewinnung; Gutschriften für rückgewonnene Phosphor-Ressource; Mitverbrennung im Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter	

	Verfahren ■ Nettobelastung von 1.000 EDW; ■ Nettoentlastung von 1.000 EDW · Nettobelastung von 100 EDW; · Nettoentlastung von 100 EDW < Nettobelastung < 100 EDW; < Nettoentlastung von < 100 EDW	84
Abbildung 18:	Kostenspanne für die thermische Behandlung pro Tonne Trockensubstanz Klärschlamm exklusive (linke 4 Säulen) und inklusive P-Rückgewinnungsverfahren. Die Darstellung mit P-Rückgewinnung umfasst als Spannweite Verfahren, die am Schlammwasser, Faulschlamm und Klärschlammasche angreifen. Zusätzlich integriert ist eine Betrachtung von Mitverbrennung im Braunkohlekraft- (BRK), Steinkohlekraft- (STK) und Zementwerk neben Monoverbrennung im Falle von P-Rückgewinnung aus Schlammwasser und Faulschlamm	87
Abbildung 19:	Aufteilung der Kläranlagengrößen in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte.....	92
Abbildung 20:	Kosten der Klärschlamm Entsorgung in Abhängigkeit des Entsorgungsweges pro Tonne Originalsubstanz	93
Abbildung 21:	Aufteilung der Art der Phosphorelimination bezogen auf Einwohnerwerte	96
Abbildung 22:	Aufteilung der Art der Phosphorelimination bezogen auf Anzahl der Kläranlagen	96
Abbildung 23:	Regionale Überschüsse in der Flächenbilanz von Phosphor	99
Abbildung 24:	Entwicklung der Flächenbilanz-Überschüsse bei Stickstoff und Phosphor in der Landwirtschaft.....	101
Abbildung 25:	Löslichkeiten verschiedener Phosphatsalze in Wasser bei 25°C in Abhängigkeit der P-Bindungsform und des begleitenden Kations.	107
Abbildung 26:	Einfluss der Prozesstemperatur bei der thermochemischen Behandlung von Klärschlammaschen P-Löslichkeit in Zitronensäure der gewonnenen Rezyklate.....	110
Abbildung 27:	Phosphorgehalte und –verfügbarkeiten (Gesamtgehalt nach Königswasseraufschluss, pflanzenverfügbarer Anteil nach CAL-Extraktion, leichtlöslicher Anteil nach Ca(NO ₃) ₂ -Extraktion)	112
Abbildung 28:	P-Aufnahme bei Gras bei der Düngung mit verschiedenen P-Rezyklaten im Gefäßversuch, Mg-W= mit Magnesium gefällter Klärschlamm der Nachklärung, MAP = mit Mg gefälltes Schlammwasser, MAP-U = mit Mg gefälltes Gelbwasser (Urin), M= Mineraldünger Superphosphat, NaAl-W= mit Al gefällter Klärschlamm der Nachklärung, FeP= mit Eisen gefällter KS aus der Zentrifugation, C= Kontrolle, Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %	115
Abbildung 29:	Trockenmasseerträge bei der Düngung von Klee mit verschiedenen P-Rezyklaten im Gefäßversuch, (Erklärung der Abkürzungen in Abbildung 28)	115

Abbildung 30:	Anteilige Entsorgungswege der thermischen Klärschlammverwertung	122
Abbildung 31:	Klärschlamm Entsorgung der Bundesländer 2012	124
Abbildung 32:	Aufteilung der Kläranlagen in Abhängigkeit der Größenklasse nach den angeschlossenen Einwohnerwerten (links) und der Anzahl der Kläranlagen (rechts) für NRW	128
Abbildung 33:	Darstellung der Phosphoreliminationsart in Abhängigkeit der Kläranlagengrößenklasse für NRW.....	129
Abbildung 34:	Klärschlamm Entsorgungswege für 2011 in Nordrhein-Westfalen	130
Abbildung 35:	Summenhäufigkeit der Phosphorgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen für NRW	131
Abbildung 36:	Summenhäufigkeit der Phosphorgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen für Deutschland.....	132
Abbildung 37:	Summenhäufigkeitsverteilung der Cadmiumkonzentration im stofflich verwerteten Klärschlamm im Vergleich zum Grenzwert der DüMV 2012 für NRW	134
Abbildung 38:	Summenhäufigkeitsverteilung der Cadmiumkonzentration in stofflich verwertetem Klärschlamm im Vergleich zu Grenzwerten.....	135
Abbildung 39:	Systemaufbau Basisabdichtung Langzeitlager LK II, LK III	144
Abbildung 40:	Systemaufbau Basisabdichtung Langzeitlager LK I	144
Abbildung 41:	Deponierte Klärschlamm mngen von 1979 bis 2009 in Deutschland	154
Abbildung 42:	Entsorgungswege von Klärschlammmonoverbrennungsaschen von kommunalen Klärschlämmen in Deutschland 2010.....	155
Abbildung 43:	Auf Deponien abgelagerte Phosphormengen aus Klärschlamm und Klärschlammaschen von 1979 bis 2012 in Deutschland	158
Abbildung 44:	Fossiler kumulierter Energieaufwand (KEA fossil) für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu Phosphor über die Primärdüngerherstellung.....	211
Abbildung 45:	Gesamter kumulierter Energieaufwand (KEA gesamt) für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu Phosphor über die Primärdüngerherstellung.....	211
Abbildung 46:	Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	212
Abbildung 47:	Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im	

	Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	212
Abbildung 48:	Treibhauseffekt für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Monoverbrennung nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren.....	213
Abbildung 49:	Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Monoverbrennung nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren.....	213
Abbildung 50:	Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Monoverbrennung nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren.....	214
Abbildung 51:	Treibhauseffekt für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Braunkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	214
Abbildung 52:	Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Braunkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	215
Abbildung 53:	Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Braunkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	215
Abbildung 54:	Treibhauseffekt für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Zementwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	216
Abbildung 55:	Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Zementwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	216

Abbildung 56:	Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); Mitverbrennung im Zementwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren	217
Abbildung 57:	Schwermetall-Konzentration landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme	218
Abbildung 58:	Schadstoffbelastung bayerischer Klärschlamme in den Jahren 1995 und 2010	219
Abbildung 59:	Stationäre Wirbelschichtverbrennung.....	223
Abbildung 60:	Verfahrensschema des Sludge2energy-Verfahren.....	224
Abbildung 61:	Funktionsprinzip der Zweikammer Pyrobustor®-Anlage	225
Abbildung 62:	Schema des SynGas-Vergasungsverfahrens	225
Abbildung 63:	Schematische Darstellung der Hydrothermalen Carbonisierung.....	226

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Phosphorhaltige Produkte und die in Deutschland eingesetzte P-Menge mit Tendenz	45
Tabelle 2:	Kategorisierung von Verfahren zur Phosphorrückgewinnung	55
Tabelle 3:	Finanzmathematische Vorgaben für die Kostenberechnung.....	74
Tabelle 4:	Maßstab der betrachteten Rückgewinnungsverfahren (errechnet aus Herstellerangaben bzw. Pinnekamp et al. (2011) entnommen)	76
Tabelle 5:	Spezifische angesetzte Kosten und Erlöse	77
Tabelle 6:	Phosphormengen an verschiedenen Stellen der Klärschlammbehandlungskette.....	77
Tabelle 7:	Kostenspannen für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zur Herstellung von Primärdünger inklusive Investitionskosten; die Werte basieren auf Herstellerangaben und beziehen sich auf jeweils verschiedene Anlagengrößen.....	85
Tabelle 8:	Kostenspanne für Betriebsmittel- und Energieeinsatz der betrachteten Rückgewinnungsverfahren; die Werte basieren auf Herstellerangaben und beziehen sich auf jeweils verschiedene Anlagengrößen	86
Tabelle 9:	Einschätzung ausgewählter P-Rückgewinnungsverfahren in Hinblick auf die P-Abreicherung im Klärschlamm	90
Tabelle 10:	Klärschlamm- und Phosphormengen in Abhängigkeit des P-Rückgewinnungsverfahrens und der P-Elimination auf der Kläranlage.....	92
Tabelle 11:	Phosphorpotenziale in Bio-P-Kläranlagen	97
Tabelle 12:	Relative Verteilung der P-Gehaltsklassen auf Ackerland (in %).....	98
Tabelle 13:	Flächenanteile verschiedener Kulturen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland (2012)	103
Tabelle 14:	P-Löslichkeiten bei P-Rezyklaten aus thermo-chemisch behandelten Klärschlammaschen (KSA=Klärschlammasche, PK=PK-Mineraldünger) in Abhängigkeit vom Herstellungsverfahren (dir=direkte, ind=indirekte Beheizungstechnik, Zugabe verschiedener Chlordonatoren) bezogen auf Gesamt-P nach Königswasseraufschluss (PKW)	108
Tabelle 15:	Phosphat-Löslichkeiten von Rezyklaten verschiedener Korngrößen-Fractionen aus dem MePhrec Verfahren. (Pt = Gesamtgehalt, PCAL = P im CAL-Extrakt, PNAC = P im neutralen Ammon-Citrat-Extrakt, PW = Wasserlösliches P)	109
Tabelle 16:	Veränderungen der P-Gehalte und Löslichkeiten bei unterschiedlichen Chargen verschiedener P-Rezyklate von 2009-2012	110

Tabelle 17:	Überschreitung der Schwermetall-Grenzwerte (DüMV) bei Aschen aus der Monoverbrennung	118
Tabelle 18:	Schwermetallgehalte ausgewählter P-Rezyklate mit Grenzwerten der DüMV	119
Tabelle 19:	Kapazitäten der Klärschlammverbrennung in Deutschland	123
Tabelle 20:	Vergleich der Grenzwerte nach AbfklärV von 1992 mit dem Entwurf der AbfklärV 2014	125
Tabelle 21:	Grenzwerte der DüMV von 2012, der AbfklärV von 1992 und des Entwurfs der AbfklärV von 2014	126
Tabelle 22:	Art der Klärschlammstabilisation in Abhängigkeit der Kläranlagengrößenklasse für NRW [%]	129
Tabelle 23:	Phosphorgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen in Abhängigkeit der Kläranlagen Größenklassen für NRW [g P/kg TR]	132
Tabelle 24:	Anteil landwirtschaftlicher Klärschlämme in NRW, die aufgrund von Grenzwertüberschreitungen einzelner Parameter ab 2015 nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden dürfen [%]	133
Tabelle 25:	Untersuchte und für die DüMV/AbfklärV relevante Parameter	136
Tabelle 26:	Mögliche Entwicklung der Klärschlammmentsorgungsmengen ab 2015 für Deutschland	137
Tabelle 27:	Variantenbetrachtung zur Entwicklung der Mono- und Mitverbrennungskapazitäten für Deutschland ab 2025	138
Tabelle 28:	Mögliche Entwicklung der Klärschlammmentsorgungsmengen ab 2015 für Niedersachsen	140
Tabelle 29:	Hauptelementgehalte von Klärschlammaschen	142
Tabelle 30:	Differenzierung der Phosphorkonzentrationen je nach Klärschlammherkunft, Untersuchungen von Krüger und Adam (2014)	142
Tabelle 31:	Investitionskosten (netto) Basisausbau LK II/III	147
Tabelle 32:	Investitionskosten (netto) Basisausbau LK I	147
Tabelle 33:	Investitionskosten (netto) Eingangsbereich Langzeitlager	148
Tabelle 34:	Investitionskosten (netto) temporäre Oberflächenabdichtung Langzeitlager	148
Tabelle 35:	Investitionskosten / Jahreskosten (netto) Betrieb Langzeitlager	149
Tabelle 36:	Projektkostenbarwert und Jahreskosten für das Langzeitlager am Standort Bottrop	151
Tabelle 37:	Kosten des Deponierückbaus bezogen auf ein kg Phosphor [€/kg P]	159
Tabelle 38:	Anzahl implementierter P-Rückgewinnungsverfahren, Wert in Klammern gibt die geplanten Anlagen wieder (nach Remy und	

	Kabbe 2013, eigene Recherchen), keine Gewähr auf Vollständigkeit	169
Tabelle 39:	Angesetzte Preise für die Betriebsmittel (Quelle: Hersteller der Phosphor-Rückgewinnungsverfahren bzw. Pinnekamp et al. 2011)	217
Tabelle 40:	Mögliche Entwicklung der Klärschlammuntersorgungsmengen ab 2015 für die einzelnen Bundesländer	220

Abkürzungsverzeichnis

Wird noch vervollständigt.

AbfklärV	Klärschlammverordnung
AbfRRL	Abfallrahmenrichtlinie
ABl.	Amtsblatt der Europäischen Union
Abs.	Absatz
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
AOX	Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene
Beschl.	Beschluss
BGH	Bundesgerichtshof
BMUB	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BRK	Braunkohle-Kraftwerk
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
bzw.	beziehungsweise
CAL	Calcium-Acetat-Lactat
CSH	Calciumsilikathydrat
DAP	Diammoniumphosphat Düngemittel
DK	Deponieklasse
DL	Doppellactat
DPP	Deutsche Phosphor-Plattform
DüMV	Düngemittelverordnung „Verordnung über das in Verkehr bringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln“
DüV	Düngeverordnung - Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
E	Einwohner
E	Amtliche Entscheidungssammlung des Bundesverfassungsgerichts
EDW	Einwohnerdurchschnittswerte
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EW	Einwohnerwerte
FR	Frischsubstanz
GG	Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland
GK	Kläranlagengrößenklasse

HTC	Hydrothermale Carbonisierung
i.V.m.	in Verbindung mit
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KS	Klärschlamm
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat (Struvit)
Mg	Magnesium
N	Stickstoff
Nr.	Nummer
P	Phosphor
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenz-p-dioxine und Dibenzofurane
PFOA/PFOS	Perfluorooctansäure/ Perfluorooctansulfonat
PFT	Perfluorierte Tenside
PHöchtMengV	Phosphathöchstmengenverordnung
Rn.	Randnummer
Rs.	Rechtssache
sog.	sogenannt
SSP	Singlesuperphosphat
STK	Steinkohle-Kraftwerk
TASi	TA Siedlungsabfall (Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen)
TR	Trockenrückstand
TSP	Triplesuperphosphat
Urt.	Urteil
vgl.	vergleiche
VVA	Abfallverbringungsverordnung

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3713 26 301
UBA-FB-00 **[trägt die UBA-Bibliothek ein]**

Zusammenfassung

Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz

von

Dr.-Ing. David Montag, Dipl.-Ing. Wibke Everding, Dipl.-Ing. Susanne Malms,
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen University, Aachen

Dipl.-Geoök. Joachim Reinhardt, Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach
IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Dr. Ute Arnold, Dr. Manfred Trimborn, Prof. Dr. Heiner Goldbach
Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz der Rheinische-
Friedrich-Wilhelms Universität, Bonn

Prof. Dr. Wolfgang Klett, Thomas Lammers
Köhler & Klett Partnerschaft von Rechtsanwälten mbB, Köln

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, 52056 Aachen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Abschlussdatum 30.11.2014

Einleitung

Vor dem Hintergrund der aktuellen politischen Entwicklungen - Düngemittelverordnung sowie dem Entwurf der Klärschlammverordnung mit integrierten Regelungen zur Phosphorrückgewinnung – werden im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens einzelne Fragestellungen zur Phosphorrückgewinnung beantwortet. Neben dem Greifen der strengeren Grenzwerte der Düngemittelverordnung für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme ab 2015 wird über einen Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung und die Einführung einer Vorgabe zur Phosphorrückgewinnung diskutiert (Entwurf Klärschlammverordnung).

Schwerpunkte des Berichts bilden das Einsparpotenzial von Phosphor in Produkten und von phosphathaltigen Produkten sowie die Qualität der Rezyklate und deren Einsatz als Düngemittel in der Landwirtschaft bzw. in der Düngemittelindustrie. Außerdem werden Verfahren zur P-Rückgewinnung identifiziert und bewertet, die Kosten und der Energieaufwand der Verfahren dargestellt sowie mögliche Umstellungen der Kläranlagen in Bezug auf eine erleichterte Phosphorrückgewinnung geprüft. Weitere zentrale Inhalte sind Mengenerrechnungen zur Entwicklung der thermischen Klärschlamm Entsorgung und die Möglichkeit des Landfill Minings sowie die Langzeitlagerung der Klärschlammaschen. Anhand einer Expertenbefragung wurden Aspekte zur Markteinführung der Rezyklate diskutiert. Weiterhin werden bereits durchgeführte Maßnahmen zur Klärschlamm Entsorgung und P-Rückgewinnung aus dem Ausland dargestellt. Abschließend erfolgt eine Prüfung der rechtlichen Umsetzungsmöglichkeiten, u.a. zur Finanzierung und Subventionierung der P-Rückgewinnung sowie zur Abnahmeverpflichtung der produzierten Rezyklate.

Themenschwerpunkt: Einsparpotenziale von Phosphor

Die außerlandwirtschaftlichen Anwendungen für Phosphor fallen vergleichsweise unbedeutend aus. Die höchsten Einsparpotenziale in diesem Bereich finden sich bei den Maschinengeschirrspülmitteln. Der Ersatz von Phosphaten ist hier aber mit größeren Schwierigkeiten verbunden als bei den Waschmitteln. Die Ersatzstoffe müssen in der Mischung genauso wirksam sein und dürfen ökobilanziell über ihren ganzen Lebensweg hinweg nicht schlechter abschneiden. Außerdem sind gute Abbaubarkeit, geringe Toxizität und ein ökologisch unbedenkliches Verhalten in den aquatischen Systemen sowie hohe Eliminationsraten in den Kläranlagen für eine Anwendung Voraussetzung. Eine Einsparung von Phosphor darf nicht zu größeren ökologischen Lasten führen. Grundsätzlich erscheint dies als machbar, entsprechende Maßnahmen können jedoch einen Preisanstieg bei Maschinengeschirrspülmitteln bedingen. Das jährliche Einsparpotenzial liegt bei 10.000 – 20.000 Mg P/a (siehe Tabelle 1). Danach folgt das Einsparpotenzial bei Lebensmitteln, in welchem insbesondere Phosphor in Form von Zusatzstoffen eingespart werden könnte. Dazu bedarf es aber der Einschätzung von Lebensmittelchemikern.

In der Metallbearbeitung kann die Phosphatierung durch neuartige Verfahren ersetzt werden, die über einen verringerten Energieeinsatz und geringere Schlamm bildung auch weitere Vorteile aufwiesen. Der damit verbundene Phosphorverbrauch ist mangels verlässlicher Zahlen äußerst unsicher und liegt bei maximal 7.000 Mg P/a, wahrscheinlich aber deutlich niedriger.

In weiteren Bereichen ist Phosphor nicht einfach substituierbar bzw. nur unter Erhöhung der Einsatzmengen anderer Stoffe.

Themenschwerpunkt: Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen

Phosphorrückgewinnungsverfahren sind Techniken, mit denen Phosphor aus Sekundärrohstoffen rückgewonnen werden kann. Ziel ist es, eine Verwertung direkt in der Landwirtschaft als Dünger, in der Düngemittelindustrie oder in der Phosphorindustrie zu ermöglichen (Montag et al. 2010). Phosphorrückgewinnungsverfahren zeichnen sich dadurch aus, dass mit ihnen eine gezielte Schadstoffentfrachtung bzw. Wertstoff-Schadstoff-Trennung vollzogen wird. Demzufolge werden die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung bzw. die Verwendung von (aufgeschlossener) Klärschlammasche als Düngemittel nicht als Verfahren zur Phosphorrückgewinnung gewertet.

Auch in Deutschland werden bereits mehrere groß- und halbtechnische Anlagen zur Phosphorrückgewinnung betrieben und erprobt. Der Entwicklungsstand bzw. die Anwendungsreife der Verfahren sind sehr unterschiedlich. Auch in den letzten Jahren sind noch neue Verfahrenskonzepte entwickelt worden, woran abgelesen werden kann, dass in diesem Bereich noch mit weiteren Innovationen zu rechnen ist. Die Rückgewinnungspotenziale liegen für den Stoffstrom Klärschlamm im Bereich von bis zu 45 – 70 %, für Klärschlammasche bis zu 90 % bezogen auf den Phosphorgehalt im Kläranlagenzulauf. Diese Werte berücksichtigen jedoch nicht den Grad der Pflanzenverfügbarkeit des enthaltenen Phosphors. Unter bestimmten Randbedingungen ist bereits heute ein wirtschaftlicher Betrieb einiger Verfahren möglich.

Beim Vergleich des jeweiligen Aufwands an Kosten und Energie von Phosphatdünger aus Rückgewinnungsprozessen mit Phosphatdünger aus primären Rohstoffen ist eine konsistente Systemgrenze entscheidend. Die Problematik besteht in der großen Unterschiedlichkeit eines sekundären und primären Systems, insbesondere aufgrund der Kopplung der Phosphorrückgewinnung mit den komplexen Prozessen der Abwasserreinigung und der Klärschlamm Entsorgung. Ist beispielsweise die Behandlung des Klärschlamm integraler Bestandteil des Rückgewinnungsverfahrens, ist dies als zusätzlicher Nutzen dem Verfahren anzurechnen. Dem Verfahren werden in dem Fall die Lasten und Kosten der ersparten Monoverbrennung gutgeschrieben. Analog wird bei Rückgewinnungsverfahren, die die zu deponierende Aschemenge aus der Klärschlamm Entsorgung reduzieren, gleichfalls ein „Bonus“ aus dieser reduzierten Last angerechnet.

Dieses Vorgehen erlaubt, die Systemgrenze sowohl konsistent als auch eng zu halten und das Ergebnis auf die wesentlichen Faktoren fokussieren zu können. In einer erweiterten Systembetrachtung wird anschließend die thermische Behandlung und Entsorgung des Klärschlamm mit in die Systemgrenze aufgenommen, um mögliche Interaktionen von Klärschlammbehandlung und Rückgewinnungsverfahren zu berücksichtigen.

Die Beschränkung auf Energie und daraus abgeleitete Klimagasbilanzen soll nicht davon ablenken, dass mit einer vollständigen Ökobilanz für die Phosphorrückgewinnung ganz deutliche Umweltvorteile zum Tragen kommen. Gesamtökologisch wiegen die höheren Cadmium- und Uraneinträge in den Boden durch Primärdünger sowie die Umweltauswirkungen durch den Abbau von Phosphatgestein im Tagebau stärker als die höheren Energielasten der Rückgewinnung. Hierzu sei auf die Ergebnisse des Projekts PHOBE (Pinnekamp et al. 2011) verwiesen.

Ein Vergleich zwischen den verschiedenen Rückgewinnungsverfahren hängt vom betrachteten Einzelfall ab und kann nicht auf dieser allgemeinen Basis gezogen werden. In der Modellierung wird von einem theoretisch durchschnittlichen Klärschlamm ausgegangen. Insbesondere die Kosten für die Rückgewinnung hängen sehr stark vom betrachteten Einzelfall ab und lassen sich kaum pauschalisiert bewerten. Es können verfahrensbedingte Synergieeffekte eintreten, wodurch Betriebsmittel an anderer Stelle eingespart werden. Hinzu kommt, dass die

größtechnische Umsetzung in den meisten Fällen noch aussteht. Die Angaben der Hersteller, die der Energie- und Treibhausgasbilanz sowie Kostenrechnung zugrunde liegen, beziehen sich somit teilweise auf Anlagen im Labormaßstab oder stellen theoretisch errechnete Daten dar. Da insbesondere die Investitionskosten einen starken Skaleneffekt aufweisen, wird in dieser Studie auf verfahrensspezifische Kostenangaben verzichtet. Die ausgewiesenen Spannweiten sollen eine Orientierung geben, mit welchen Kosten auch volkswirtschaftlich bei einer flächendeckenden Einführung von Phosphorrückgewinnungsverfahren gerechnet werden kann.

Mit Blick auf die Energie- und Treibhausgasbilanz bezüglich der engen Systemgrenze ist die Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasserbereich mit höheren Lasten verbunden als die Herstellung von primärem Phosphordünger. Diese höheren Lasten werden jedoch insgesamt als niedrig bewertet:

Das Phosphorpotenzial im jährlich in Deutschland anfallenden Klärschlamm von ca. 82 Mio. Einwohnerwerten beläuft sich auf knapp 60.000 Mg Phosphor, womit der mineralische Phosphorbedarf von ca. 30 Mio. Einwohnern in Deutschland, entsprechend 30 Mio. Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), gedeckt werden könnte. Wenn diese Phosphormenge über Rückgewinnungsverfahren produziert würde, anstatt aus Phosphorerzen über herkömmliche Herstellungsformen der Primärdüngerherstellung gewonnen würden, ergäbe sich je nach Verfahren eine zusätzliche Belastung von maximal 60.000 EDW bezüglich Treibhauseffekt und 80.000 EDW bezüglich Energieverbrauch.¹

In der erweiterten Systemraumbetrachtung bleiben die normierten Ergebnisse von Treibhauseffekt und Energieverbrauch um zwei Größenordnungen hinter der eingesparten Phosphormenge zurück. Die mit der Rückgewinnung einhergehenden Umweltlasten sind folglich im Hinblick auf die dadurch erzielbare Ressourcenschonung relativ gering. Die Rückgewinnungsverfahren aus Schlammwasser oder Faulschlamm lassen sich auch mit einer Mitverbrennung des Klärschlammes in einem Kraft- oder Zementwerk kombinieren. Verbrannt wird dann ein an Phosphor angereicherter Schlamm, dessen Asche aufgrund der Mischung anschließend nicht mehr als Phosphorressource zur Verfügung steht. Gemessen an der Energie- und Treibhausgasbilanz weisen solche Systeme Vorteile gegenüber einer Monoverbrennung auf und auch gegenüber den Systemen, die aufgrund des Ansatzpunktes der Rückgewinnung (P-Rückgewinnung aus Klärschlamm-Asche) auf eine Monoverbrennung angewiesen sind. Nach einer Normierung auf Einwohnerdurchschnittswerte zeigt sich aber einerseits, dass die Unterschiede zwischen den Systemen gering ausfallen. Aus anderen Studien ist andererseits bekannt, dass die Unterschiede zwischen Mono- und Mitverbrennung bezüglich Quecksilberemissionen sehr viel relevanter sind und hier die Mitverbrennung deutlich günstiger abschneidet (Fehrenbach und Reinhardt 2010). Daher ist aus den Ergebnissen dieser Studie bezüglich Treibhauseffekt und Energieaufwand alleine kein Rückschluss auf eine ökologische Priorisierung von Mono- oder Mitverbrennung nach Rückgewinnungsverfahren aus Schlammwasser oder Faulschlamm möglich.

Die ermittelte Kostenspannweite für die Rückgewinnungsverfahren liegt zwischen 0,40 €/kg P und 20 €/kg P, wobei die 0,40 €/kg P von der Modellierungsart abhängen und in der Praxis nicht erreicht werden dürften. Demgegenüber liegen die Herstellungskosten für Primärdünger je nach Verarbeitungsgrad mit 0,60 €/kg P bis maximal 2,20 €/kg P niedriger (siehe Tabelle 7).

¹ Ein EDW repräsentiert dabei die entsprechenden Lasten, die ein Einwohner Deutschlands jährlich über die gesamte Volkswirtschaft betrachtet verursacht. Dies stellt eine Normierung dar, um die relativen Unterschiede zwischen verschiedenen Indikatoren abschätzen zu können.

Wenn die Phosphormenge, die im jährlich in Deutschland anfallenden Klärschlamm vorliegt, über die Rückgewinnungsverfahren produziert würde, dann kämen je nach Verfahren auf einen Einwohner Kosten von jährlich minimal 0,30 € bis maximal 14 € zu. Die 0,30 € dürften wiederum in der Praxis nicht erreicht werden. Im Vergleich hierzu zahlt er für die gleiche Menge primären Phosphors in Form von Rohphosphat 0,40 € und in Form von Phosphor-Düngemitteln bis zu 1,60 €.

Die thermische Behandlung des Klärschlammes verursacht pro Einwohner jährlich Kosten zwischen 4,30 € und 6,40 € im Falle der Monoverbrennung und im Bereich 2,70 € – 4,00 € bei Mitverbrennung im Braunkohle-Kraftwerk. Wird die Phosphorrückgewinnung mitbetrachtet, würden daraus je nach Verfahren und Verbrennungsart Gesamtkosten von 4,30 € bis 11,40 € resultieren. Für diesen volkswirtschaftlichen Preis könnte je nach Verfahren gut 1/9 bis zu 1/3 des gesamtdeutschen mineralischen Phosphorbedarfs gedeckt werden, entsprechend jährlich 15,13 kg Phosphorerz je Einwohner, wobei ein Phosphaterzbedarf von 8,23 kg/kg Phosphor angenommen wird.

Insgesamt bewegen sich somit sowohl der Energieverbrauch und der zusätzliche Treibhauseffekt als auch die Kostensteigerung für den einzelnen Bürger durch eine Implementierung der Phosphorrückgewinnung im Abwasserbereich in einem vertretbaren Rahmen. Als Gegenwert sind die dadurch eingesparte Menge Ressource zu sehen sowie die oben erwähnten weiteren Umweltentlastungen.

Eine grundsätzliche Frage bleibt, wie die Rezyklate in der Düngemittelindustrie verarbeitet werden können und ob eine direkte Anwendung einiger Produkte möglich ist. Davon hängt ab, welche Gutschriften und Erlöse für die Rezyklate angerechnet werden. Aus ökologischer Sicht ist die Energiegutschrift für den Herstellungsaufwand einer entsprechenden Menge Primärdünger nicht entscheidend. Vielmehr zählt hier der Einspareffekt von Phosphor-Primärressourcen. Die Einsatzweise der Rezyklate sollte darauf ausgelegt sein, eine maximale Einsparung primärer Phosphor-Ressourcen durch die rückgewonnene Phosphormenge effektiv zu erreichen. Das Ausbringen eines Rezyklats mit nicht pflanzenverfügbarem Phosphor auf den Acker spart keine primäre Phosphor-Ressource ein.

Gemäß der Daten der DWA-Klärschlammhebung 2003 wird auf 6 % (bezogen auf Einwohnerwerte) der kommunalen Kläranlagen eine ausschließlich vermehrte biologische P-Elimination eingesetzt. Unter optimalen Bedingungen ergibt sich auf diesen Anlagen ein Potenzial von 1.300 Mg P/a zur Phosphorrückgewinnung aus dem Schlammwasser (einschließlich Wirkungsgrad der Prozesse), welches möglichst bald und umfassend genutzt und in die Phosphorstrategie eingeflochten werden sollte. Hierfür kommen z.B. leicht implementierbare MAP-Fällungsverfahren in Frage, bei denen ein Rezyklat mit sehr hohem pflanzenverfügbarem P-Anteil erzeugt werden kann.

Eine weitgehende Umstellung auf Bio-P-Elimination erscheint allerdings wenig realistisch. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Betreiber häufig die betrieblichen Nachteile der Bio-P scheuen und/oder zusätzliche Beckenvolumina erforderlich sind, für die auf vielen Kläranlagen keine Flächen verfügbar sind.

Themenschwerpunkt: Düngemittel und Düngung

Einsparungen im P-Verbrauch sind vor allem durch Düngungsmaßnahmen zu erzielen. Aufgrund des aktuellen Versorgungsstatus der Böden kann Phosphor in Deutschland sowohl durch Reduzierung als auch durch eine regionale Umverteilung von Nährstoffen eingespart werden, da ein beachtlicher Anteil der Böden hoch bzw. sehr hoch mit Phosphor versorgt ist,

v.a. in Gegenden mit intensiver Viehhaltung.

Die größten Einsparungen erfolgen zurzeit durch den Abbau von über die letzten Jahrzehnte angehäuften Bodenvorräten. Diese Einsparungen können aber nur über eine begrenzte Zeit durchgeführt werden. In den nächsten 50 -100 Jahren werden die Vorräte erschöpft sein, so dass die folgenden Generationen wieder mehr Phosphor düngen müssen, um die P-Bilanzen (P-Düngung minus P-Entzug) auszugleichen. Dauerhaft lassen sich Einsparungen durch die Umverteilung von regionalen Überschüssen erzielen. Das Potenzial dieser Einsparungen liegt bei über 20.000 Mg P/ Jahr. Hierzu müssen aber Separationstechniken weiterentwickelt werden um diese Phosphatmengen kostengünstig zu transportieren.

Bodenverbessernde Maßnahmen führen zwar zu einer Erhöhung der P-Ausnutzung, das Potenzial hierzu ist aber in der deutschen Landwirtschaft weitgehend ausgeschöpft. Im Zuge der weiteren Intensivierung des Ackerbaus ist eher mit einer gleichbleibenden oder verschlechterten P-Ausnutzung zu rechnen als mit einer verbesserten.

Pflanzenbauliche Maßnahmen haben zwar das Potenzial auf nationaler Ebene eine gewisse Menge an Phosphat einzusparen, bringen aber für die globale P-Bilanz kaum etwas und sind mit immensen volkswirtschaftlichen Kosten verbunden, sodass sie letzten Endes ungeeignet sind.

Als Rezyklate werden die mit den Phosphorrückgewinnungsverfahren gezielt erzeugten phosphorhaltigen Erzeugnisse bezeichnet. Klärschlamm und Klärschlammasche sind keine Rezyklate in diesem Sinne.

Ziel für die Verwertung von P-Rezyklaten sollte ihre Eignung als eigenständiges Düngemittel sein. Dazu müssen Qualitätsanforderungen des Düngemittelrechts sowie eine ausreichende Wirksamkeit (Pflanzenverfügbarkeit) vorliegen. Daneben sind Verkaufspreis und technische Eigenschaften wichtig. Besteht die Möglichkeit nicht, könnten Rezyklate anderen Düngemitteln beigemischt werden, sofern nicht schlechte Qualitäten in guten „versteckt“ werden bzw. das Ziel haben Schadstoffe zu verdünnen. Als dritte Möglichkeit könnten Rezyklate zusammen mit Rohphosphaten zu Super- oder Tripelphosphat aufgeschlossen werden. Auch eine Schadstoffentfrachtung belasteter P-Rezyklate im Zuge der Aufbereitung von P-Düngern wäre denkbar.

Zur Beurteilung der Düngewirkung dienen Untersuchungen des Düngers (P-Löslichkeit), Bodenuntersuchungen und Pflanzenversuche im Gefäß oder Feld. Die nach der Düngemittelverordnung vorgeschriebenen Löslichkeitsuntersuchungen dienen als erster Anhaltspunkt zur Wirksamkeit des Düngers, können jedoch die komplexe Situation im Boden nicht vollständig abbilden.

Die P-Löslichkeit eines Düngemittels wird zunächst durch die Phosphor-Bindungsform sowie durch die Eigenschaften des gebundenen Kations bestimmt. Primäre Phosphate ($\text{H}_2\text{PO}_4^- \cdot \text{Me}^+$) sind gut, sekundäre bedingt und tertiäre Phosphate nicht wasserlöslich. Weitere Einflussfaktoren sind Korngröße des Materials, Charge und weitere Nebenbestandteile. Die Rezyklate enthalten i.d.R. keine wasserlösliche P-Fraktion, jedoch verschieden hohe Anteile an ammoniumcitratlöslichem Phosphat.

Die Düngewirkung resp. Pflanzenverfügbarkeit des im Dünger enthaltenen Phosphats wird im Vergleich zu einem verfügbaren Mineraldünger bewertet. Bei den untersuchten Rezyklaten zeigten sich folgende Wirksamkeiten:

Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP oder Struvit) verhält sich in seiner Wirkung ähnlich wie Super- bzw. Tripelsuperphosphat und stellt damit einen wirksamen P-Dünger dar. Etwas weniger wirksam zeigen sich Mg-Phosphate, Ca-Silico-Phosphate, Ca-Phosphate, die in ihrer Wirkung etwa im Bereich von Thomasphosphat liegen. Aufgrund mangelnder Wirksamkeit können Rezyklate mit Al-P- und Fe-P-Verbindungen ebenso wie nicht aufbereitete Aschen

nicht empfohlen werden. Zu beachten ist, dass die Düngewirkung mancher Rezyklate vom pH-Wert des Bodens beeinflusst wird.

Der Kenntnisstand zu Schadstoffgehalten in Rezyklaten ist sehr beschränkt. Insbesondere zu Gehalten an organischen Schadstoffen existieren kaum (publizierte) Analysen.

Eine umfangreiche Untersuchung zu Aschen aus der Klärschlammmonoverbrennung von Krüger & Adam (2014) zeigte, dass Aschen aus der Monoverbrennung die Schwermetall-Grenzwerte der DüMV nicht immer einhalten konnten. Bei rd. 2/3 der Aschen war der Grenzwert für ein Metall oder mehrere Metalle überschritten. Diese Überschreitung war insbesondere für Klärschlämme/Aschen zu beobachten, die aus Kläranlagen mit höherem industriellem Abwasseranteil stammen.

Zur Aufbereitung der Rezyklate aus Klärschlämmen bzw. Klärschlammaschen werden verschiedene thermochemische oder nasschemische Verfahren angewendet um die Schadstoffe zu eliminieren. Die wenigen Untersuchungen zeigen, dass diese Verfahren i.d.R. zu einer Reduzierung der Schadstoffgehalte führen, jedoch nicht immer ausreichen um Qualitäten zu erreichen, die den Qualitätsanforderungen der DüMV entsprechen. Überschreitungen konnten für Ni und As gezeigt werden; es traten auch erhöhte Werte bei Zn, Cu, Cd auf.

Bei der Entwicklung von Strategien zur Verwertung ist die Abwasserbehandlung mit einzubeziehen. Die Verfahren der vermehrten biologischen Phosphorelimination oder eine chemische Fällung von Mg- bzw. Ca-Phosphaten wären gegenüber der Fällung mit Eisen zu bevorzugen, um aus Abwasser P-Rezyklate zu generieren, da hohe Eisengehalte die Wirksamkeit der P-Düngung beschränken.

Zur Beurteilung einer „Recyclingeffizienz“ reicht es nicht aus, die Gesamt-Mengen an zurückgewonnenem Phosphor zu bilanzieren. Auch der P-Gesamtgehalt in einem potenziellen Düngerprodukt ist nicht ausreichend. Berücksichtigt werden muss die mögliche P-Aufnahme in die Pflanze, d.h. die P-Verfügbarkeit des Rezyklats oder des daraus gewonnenen Düngers, die letztendlich das entscheidende Kriterium für ein effizientes Recycling darstellen.

Themenschwerpunkt: Verbrennung, Langzeitlagerung und Landfill Mining

Die Phosphormengen in den Klärschlämmen, die einer Mitverbrennung (Kohlekraftwerke, Zementwerke, Müllverbrennungsanlagen) zugeführt werden, gehen derzeit noch unwiederbringbar verloren. Die Rückstände der Verbrennungsanlagen werden bspw. im Straßenbau oder auf Deponien abgelagert und stehen aufgrund ihrer starken Verdünnung für die Phosphorrückgewinnung nicht zur Verfügung. Diese Phosphormengen werden auf ca. 16.900 Mg P/a geschätzt (siehe Kapitel 11.4). Um den Phosphor dennoch nutzen zu können, muss eine Phosphorrückgewinnung vor der Mitverbrennung des Klärschlammes stattfinden. Hierzu stehen Möglichkeiten zur Rückgewinnung aus dem Schlammwasser oder Faulschlamm zur Verfügung. Nach dem aktuellen Entwurf der Klärschlammverordnung (Stand April 2014) darf Klärschlamm nur noch mitverbrannt werden, wenn er einen P-Gehalt von max. 20 g P/kg TR aufweist. Bei einem üblichen P-Gehalt von ca. 35 g P/kg TR im Klärschlamm würde dies einer notwendigen Abreicherung von 45 % entsprechen. Die Rückgewinnungsverfahren aus Schlammwasser können diese Abminderung des P-Gehalts im Klärschlamm nicht erreichen. Bei dem Budenheim- und Stuttgarter Verfahren kann die Abreicherung nach den derzeit vorliegenden Ergebnissen der Prozessoptimierung gerade erreicht werden (siehe Tabelle 9).

Anhand der Verteilung der Schadstoffgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen wurde ermittelt, welche Mengen an Klärschlamm in Zukunft (ab 2015) durch die Verschärfung der Grenzwerte der Düngemittelverordnung (DüMV) nicht weiter stofflich verwer-

tet werden können (siehe Tabelle 26). Neben Cadmium könnte auch die Grenzwertverschärfung für Quecksilber und PCB dazu führen, dass ca. ein Drittel der 2003 noch stofflich verwerteten Klärschlämme nicht mehr in der Landwirtschaft oder zum Landschaftsbau eingesetzt werden können. Die weiteren untersuchten Parameter dürften zu keinem signifikanten Rückgang der stofflichen Verwertung führen. Die Auswertungen aus Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen mit deutlich aktuelleren Daten zur Klärschlammqualität kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Es wird vermutet, dass aufgrund einer Intensivierung der Indirekt-einleiterüberwachung die Schwermetallgehalte in den Klärschlämmen sinken könnten. Andererseits ist es möglich, dass durch die Novellierung der Düngeverordnung die Ausbringung des Klärschlammes im Herbst deutlich eingeschränkt wird und die Klärschlammmenge nicht durch eine gesteigerte Ausbringung im Frühjahr kompensiert werden kann. Diese Aspekte können zu einer Reduzierung der zu verwertenden Klärschlamm-mengen um ca. 40 % führen. Abhängig vom Szenario (30 % bzw. 50 % der bislang landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme halten die Grenzwerte der DüMV nicht mehr ein), würden die Mengen der thermischen Klärschlammverwertung um ca. 234.000 bzw. 390.000 Mg TR/a steigen (siehe Tabelle 27).

Unter der Annahme, dass mit Einführung des Verbots der bodenbezogenen Klärschlammverwertung eine P-Rückgewinnung noch nicht erfolgreich durchgeführt werden kann, müssten 90 % der Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt werden und die Mitverbrennung verliert für Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 ihre Rechtskonformität. Die Kläranlagen der Größenklasse 1 - 3 können ihren Klärschlamm weiterhin einer stofflichen Verwertung oder der Mitverbrennung zuführen (ca. 10 %). Dies hätte zur Folge, dass bei heutigen zur Verfügung stehenden Monoverbrennungskapazitäten von ca. 611.300 Mg TR/a zusätzlich ca. 1,05 Mio. Mg TR/a geschaffen werden müssten.

Ausgehend davon, dass in Zukunft P-Rückgewinnungsverfahren auf den Kläranlagen implementiert werden und der Klärschlamm unter den geforderten P-Grenzwert abgereichert werden kann, könnten diese Klärschlämme einer Mitverbrennung angedient werden und die vorhandenen Mitverbrennungskapazitäten weiterhin genutzt werden (siehe Tabelle 28). Dies würde jedoch bedeuten, dass alle Kläranlagen der Größenklasse 5 und ein Anteil der GK 4 mit einem P-Rückgewinnungsverfahren ausgestattet werden müssten.

Da belastbare Kostenabschätzungen zu den P-Rückgewinnungsverfahren noch nicht vorliegen und sich die Entsorgungspreise der Klärschlämme in Zukunft voraussichtlich stark verändern werden, können noch keine konkreten Aussagen getroffen werden, welches P-Rückgewinnungsverfahren mit welcher Klärschlamm-entsorgungsvariante das kostengünstigste Verfahren darstellt.

Da eine Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm-aschen derzeit noch nicht wirtschaftlich ist, aber der enthaltene Phosphor eine wertvolle Ressource darstellt, sollten Klärschlamm-aschen aus der Monoverbrennung separat gelagert werden, um eine spätere Phosphorrückgewinnung zu ermöglichen.

Mit der im Mai 2013 in Kraft getretenen Novelle der DepV wird eine Lagerung von Klärschlammmonoverbrennungsaschen in Langzeitlagern ermöglicht. Nach DepV kann bei diesen Aschen bei separater Lagerung ein Antrag auf eine Ausnahme von der Nachweispflicht, dass die nachfolgende ordnungsgemäße und schadlose Verwertung gesichert ist, zugelassen werden. Diese Ausnahme ist zunächst auf maximal fünf Jahre zu befristen und kann befristet bis zum 30. Juni 2023 verlängert werden. Mit der sich derzeit im Entwurf befindlichen Novellierung der AbfKlärV ist zu erwarten, dass die separate Langzeitlagerung für nicht P-abgereicherte Klärschlamm-aschen aus der Monoverbrennung nach den gewährten Übergangsfristen verpflichtend wird.

Mögliche Standorte für Langzeitlager könnten vorhandene Deponiestandorte oder Standorte von Monoverbrennungsanlagen sein. Als Mindestkapazität wird eine Lagergröße von 200.000 m³ Ausbauvolumen empfohlen.

Generell gelten nach § 23 DepV für Langzeitlager (Klassen LK 0 – III) identische Anforderungen wie an entsprechende Deponien. Es kann davon ausgegangen werden, dass für die meisten Klärschlammaschen die Anforderungen der LK II einzuhalten sind. Lediglich bei einzelnen Klärschlammmonoverbrennungsaschen ist eine Lagerung in einem Langzeitlager der Klasse II ausgeschlossen, wohingegen einige Klärschlammaschen auch in einem Langzeitlager der LK I gelagert werden könnten.

Für ein Langzeitlager der LK II ist oberhalb der geologischen Barriere eine Basisabdichtung als Kombinationsdichtung mit zwei Dichtungskomponenten herzustellen, während für eine LK I eine Basisabdichtung mit einer Dichtungskomponente ausreichend ist.

Die beispielhaft abgeschätzten Kosten der Errichtung und des Betriebes von Langzeitlagern für Klärschlammaschen betragen bei vorhandener geologischer Barriere je nach Größe und Verfüllungszeitraum zwischen 19 €/Mg Asche und 42 €/Mg Asche; entsprechend 0,21 €/kg P bis 0,47 €/kg P bei einem Phosphorgehalt von 9 %. Die Kosten für den Rückbau der Aschen können derzeit nicht sicher abgeschätzt werden.

In der Praxis ist aufgrund der zeitlichen Befristung der Langzeitlagerung gemäß DepV fraglich, ob potenzielle Betreiber von Langzeitlagern eine Investitionsentscheidung für die Langzeitlagerung von Klärschlammmonoverbrennungsaschen treffen werden, da das Risiko besteht, die gelagerten Aschen vor dem 30.06.2023 auskoffern und auf einer Deponie ablagern zu müssen.

Anhand von Phosphorkonzentrationen in Klärschlämmen, den angefallenen Klärschlamm-mengen sowie den Klärschlammmentsorgungswegen wurden die in den letzten 33 Jahren auf Deponien bzw. in Lagern abgelagerten Phosphormengen aus Klärschlamm und Klärschlamm- asche ermittelt (siehe Abbildung 41). Die gesamte abgelagerte Phosphormenge beträgt von 1979 bis 2012 ca. 335.800 Mg P, wovon ca. 293.800 Mg P im Klärschlamm und 42.000 Mg P in den Klärschlammmonoverbrennungsaschen vorhanden sind. Anfang der 80er Jahre waren die abgelagerten Klärschlamm-mengen hoch (ca. 55 % Deponierung), die P-Konzentrationen (10,4 g P/kg TR) im Klärschlamm jedoch gering (siehe Kapitel 11.1). Zum Ende des Betrachtungszeitraums war das Verhältnis umgekehrt. Die P-Konzentrationen im Klärschlamm haben sich mehr als verdoppelt (24 g P/kg TR) und die abgelagerte Klärschlamm-menge ist im Zuge der Umsetzung der TA Siedlungsabfall bis zum Jahr 2005 ganz zurückgegangen. Bei einem Inlandsabsatz von phosphorhaltigen Düngemitteln von rd. 124.000 Mg P/a im Wirtschaftsjahr 2012/2013 könnte die in den Deponien vorhandene Phosphormenge den Düngemittelbedarf für ca. 2,7 Jahre decken. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der im Betrachtungszeitraum abgelagerten Klärschlämme bzw. Klärschlamm- aschen gemeinsam mit Hausmüll bzw. Siedlungsabfällen abgelagert wurden. Der Klärschlamm-anteil betrug in Abhängigkeit der Einbauvariante zwischen 5 bis 13 % bzw. 1 bis 3 % vom Hausmüll- bzw. Siedlungsabfallvolumen, so dass der Klärschlamm stark verdünnt in den Deponien bzw. Lagern vorliegt. Ebenso ist nicht davon auszugehen, dass bspw. bei der Mietendeponierung nur gezielt die Klärschlamm- miete rückgebaut werden kann. Verfahren und Techniken zur Phosphorrückgewinnung aus den Deponierückständen stehen derzeit nicht zur Verfügung und Erfahrungen liegen noch nicht vor. Ebenso ist fraglich, ob eine Trennung zwischen Hausmüll bzw. Siedlungsabfall und Klärschlamm möglich ist.

Die Phosphormengen in den Lagern und Deponien stehen zwar theoretisch zur Verfügung, sie werden aber nach jetzigem Kenntnisstand nicht zur Ressourcenschonung beitragen können.

Themenschwerpunkt: Strategien und Maßnahmen

Neben Deutschland beschäftigen sich auch andere Länder bereits mit dem Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlamm Entsorgung und einem verstärkten Phosphorrecycling. Bspw. ist in den Niederlanden aufgrund sehr niedriger Schadstoffgrenzwerte eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht mehr möglich und sämtliche Klärschlämme werden verbrannt. In Österreich haben bereits die Bundesländer Wien und Tirol ein Verbot zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung erlassen, ebenso die Schweiz. Der Kanton Zürich erbaut derzeit eine Klärschlammmonoverbrennungsanlage mit einem anliegenden Klärschlammaschenlager. Die Klärschlammasche wird bis zur späteren Verwertung, bspw. in Form einer P-Rückgewinnung, gelagert.

Es zeigt sich, dass auch ohne ein Gebot zur Phosphorrückgewinnung in einzelnen Ländern Verfahren zur Phosphorrückgewinnung errichtet wurden. In Belgien wird insbesondere in der Industrie das NuReSys[®]-Verfahren verwendet und in Deutschland wird zunehmend das AirPrex[®]-Verfahren auf Kläranlagen errichtet. In den USA und Kanada findet bisher ausschließlich das Ostara PEARL[®]-Verfahren Anwendung (siehe Tabelle 38).

In Japan wird ebenso wie in den Niederlanden und der Schweiz der anfallende Klärschlamm zu 100 % verbrannt. Eine Rückgewinnung wird sowohl aus Klärschlammaschen als auch aus Abwasser und sowohl auf kommunalen Kläranlagen als auch in der Industrie durchgeführt. Es existiert in Japan bisher kein etablierter Markt für gewonnene Rezyklate; sie werden entweder an die Düngemittelindustrie oder den Großhandel abgegeben, wo sie mit anderen Düngemitteln vermischt und als NPK Dünger verkauft werden. Die Verkaufserlöse können die Kosten der P-Rückgewinnung nicht decken. Unterstützung oder Anreize zur Finanzierung der Anlagen durch die Regierung existieren nicht.

Status von P-Rezyklaten als Abfall oder Produkt

In rechtlicher Hinsicht ist wesentlich, ob P-Rezyklate aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammaschen als Abfall oder Produkt einzustufen sind. Weil es sich bei den genannten Ausgangsmaterialien für die Erzeugung von P-Rezyklaten um Abfälle handelt, ist der rechtliche Maßstab für die Abgrenzung zwischen Abfall und Produkt die Regelung über das Ende der Abfalleigenschaft nach § 5 Abs. 1 KrWG. P-Rezyklate erfüllen die in dieser Vorschrift enthaltenen Voraussetzungen des Durchlaufens eines Verwertungsverfahrens, der Verwendung zu bestimmten Zwecken und des Vorhandenseins eines Marktes oder einer Nachfrage. Ob die Voraussetzungen des § 5 Abs. 1 Nr. 3 KrWG an die Erfüllung der technischen und rechtlichen Anforderungen für die jeweilige Zweckbestimmung – im Fall der P-Rezyklate also die Verwendung als Inputstoff in der Düngemittelproduktion – erfüllt sind, hängt demgegenüber von den Eigenschaften des jeweiligen Rezyklats ab und lässt sich nicht allgemein beantworten. Gleiches gilt für die Anforderung des § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG, die das Vorhandensein abfallspezifischer Risiken ausschließen soll. Im Hinblick auf eventuelle Risiken von P-Rezyklaten, die nicht bereits vom Düngemittelrecht erfasst sind, besteht darüber hinaus ein weiterer Untersuchungsbedarf in tatsächlicher Hinsicht. Eine abschließende Einstufung von P-Rezyklaten als Abfall oder Produkt ist daher derzeit nicht möglich.

Maßnahmen zur Förderung des Phosphorrecyclings

Als mögliche gesetzgeberische Maßnahmen zur Förderung des Phosphor-Recyclings werden die Einführung einer Rechtspflicht von Düngemittelherstellern zur Abnahme von P-Rezyklaten, eine staatliche Subventionierung, die Schaffung einer Sonderabgabe oder eines Umlagemodells sowie die Verpflichtung von Klärschlammherzeugern zur Durchführung von Phosphor-Recycling auf ihre Vereinbarkeit mit höherrangigem Recht untersucht.

Abnahmepflicht für P-Rezyklate

Eine Abnahmepflicht der Düngemittelindustrie ist in verfassungsrechtlicher Hinsicht als Eingriff in die Berufsfreiheit in Form einer Berufsausübungsregelung zu bewerten. Als solche ist sie aufgrund der Zielsetzung des Umwelt- und Ressourcenschutzes zulässig, wenn die Anforderungen des Verhältnismäßigkeitsprinzips gewahrt werden. Damit bestehen keine grundsätzlichen verfassungsrechtlichen Bedenken gegen die Einführung einer Abnahmepflicht; die Ausgestaltung muss jedoch in einer Weise erfolgen, dass die mit einer Pflicht zur Abnahme und Verwendung von P-Rezyklaten einhergehenden Belastungen technischer, wirtschaftlicher und rechtlicher Art dem verfolgten Zweck angemessen sind.

Unionsrechtlich stellt sich die Einführung einer Abnahmepflicht aufgrund der Weite der sog. Dassonville-Formel als Maßnahme gleicher Wirkung wie eine mengenmäßige Einfuhrbeschränkung und damit als Beeinträchtigung der Warenverkehrsfreiheit dar. Auch dieser Eingriff kann jedoch durch die Erfordernisse des Ressourcenschutzes, der als umweltpolitische Zielsetzung ausdrücklich im Primärrecht verankert ist, bei Beachtung des Verhältnismäßigkeitsprinzips gerechtfertigt werden. Dabei wird eine Abnahmepflicht als Anforderung an den Produktionsprozess (im Gegensatz zu einer produktbezogenen Anforderung) auszugestalten sein, um die Verkehrsfähigkeit ausländischer Düngemittel in Deutschland nicht zu beeinträchtigen.

Staatliche Subventionierung der P-Rückgewinnung

Subventionen für Maßnahmen der P-Rückgewinnung durch den Staat einschließlich Abgabenerleichterungen unterliegen dem europäischen Beihilferecht. Aus diesem ergeben sich jedoch unter der Voraussetzung, dass das erforderliche Beihilfeverfahren ordnungsgemäß durchgeführt wird, keine prinzipiellen Bedenken gegen solche Fördermaßnahmen.

Eine Besonderheit, die sich daraus ergibt, dass die P-Rückgewinnung dem Abfallrecht unterliegt, besteht jedoch darin, dass als zusätzlicher unionsrechtlicher Maßstab für Subventionen Art. 14 AbfRRL heranzuziehen ist, wonach die Kosten für Maßnahmen der Abfallbewirtschaftung – also Kosten des Recyclings von Abfällen – vom Abfallerzeuger oder -besitzer zu tragen sind. Die Übernahme von Kosten des P-Recyclings durch den Staat läuft dem dadurch festgelegten Verursacherprinzip zuwider. Aufgrund der unionsrechtlichen Pflicht der Mitgliedstaaten zur Förderung einer hochwertigen Verwertung ist die Zulässigkeit von vorübergehenden Subventionen mit dem Ziel der Einführung neuer Rückgewinnungsverfahren gleichwohl zu bejahen.

Sonderabgabe

Zur Refinanzierung von Maßnahmen zur Förderung der P-Rückgewinnung kommt die Einführung einer Sonderabgabe in Betracht. Eine Sonderabgabe ist eine nicht-steuerliche Abgabe, die zulässig ist, wenn sie einen Sachzweck verfolgt und gestaltend auf den geregelten Sachbereich Einfluss nimmt, eine homogene Gruppe in Anspruch genommen wird, die eine besondere Finanzierungsverantwortung trifft, und die gruppennützige Verwendung des Abgabenaufkommens sichergestellt ist. Kläranlagenbetreiber können als homogene Gruppe in diesem Sinne angesehen werden. Zweifelhaft ist jedoch, ob ihnen eine besondere Finanzierungsverantwortung für die P-Rückgewinnung zukommt. Gegen die Einführung einer „Phosphor-Abgabe“ als Sonderabgabe bestehen daher rechtliche Bedenken.

Umlagemodell

Die Einführung eines Umlagemodells, bei dem im Gegensatz zu einer Sonderabgabe keine Geldmittel dem öffentlichen Haushalt zufließen würden, ist unionsrechtlich nicht an den Anforderungen des Beihilferechts zu messen. Auch mit verfassungsrechtlichen Vorgaben ist ein

Umlagemodell bei entsprechender Ausgestaltung vereinbar. Bei der Ausgestaltung einer Umlage für Kläranlagenbetreiber ist allerdings zu beachten, dass Mittel zur Förderung der P-Rückgewinnung nur dann zur Verfügung stehen, wenn mehr Kläranlagenbetreiber zur Zahlung der Umlage verpflichtet sind als Förderung aus der Umlage erhalten. Die Einführung einer Verpflichtung zur P-Rückgewinnung kann daher zum Leerlaufen einer Umlagefinanzierung führen. Dies führt zu der Empfehlung, die Umlagefinanzierung für die Übergangsfrist bis zum Inkrafttreten einer Verpflichtung zur P-Rückgewinnung vorzusehen.

Pflicht zur Durchführung von Phosphor-Rückgewinnung

Die Verpflichtung von Kläranlagenbetreibern zur Durchführung einer P-Rückgewinnung ist mit dem Unionsrecht vereinbar. Zweifelhaft ist bereits, ob ein Eingriff in die Warenverkehrsfreiheit überhaupt vorliegt, weil es sich allenfalls um eine Maßnahme gleicher Wirkung wie ein Ausfuhrverbot handeln kann, eine spezifische Beschränkung der Ausfuhrströme jedoch nicht vorliegen dürfte. Jedenfalls wäre eine solche Pflicht bei Einhaltung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes jedoch aufgrund der umweltschützenden Zielsetzung als Eingriff gerechtfertigt.

Environmental Study of the
Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear
Safety

Project Code Number 3713 26 301

UBA-FB-00 [registered by the Federal Environmental Agency]

Summary

Evaluating Concrete Steps for Advanced Phosphorus Recovery from Relevant Streams as well as for Efficient Phosphorus Utilization

By

Dr.-Ing. David Montag, Dipl.-Ing. Wibke Everding, Dipl.-Ing. Susanne Malms,
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
The Institute of Environmental Engineering of the RWTH Aachen University, Aachen

Dipl.-Geoök. Joachim Reinhardt, Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach
The Institute for Energy and Environmental Research (IFEU), Heidelberg

Dr. Ute Arnold, Dr. Manfred Trimborn, Prof. Dr. Heiner Goldbach
The Institute of Crop Science and Resource Conservation at the University of
Bonn, Bonn

Prof. Dr. Wolfgang Klett, Thomas Lammers
Köhler & Klett Partnership of Lawyers mbB, Cologne

The Institute of Environmental Engineering at the RWTH Aachen University, 52056
Aachen

On behalf of the German Federal Environmental Agency

Closing date: November 30th 2014

Introduction

In light of the current political developments – the fertilizer ordinance as well as the draft of the sludge ordinance with integrated controls for phosphorus recovery – individual questions will be answered for phosphorus recovery under the UFOPLAN (Environmental Study) project. In addition to stricter limits of the fertilizer regulation for agricultural recycled sewage sludge from 2015, the report discusses withdrawing from land-related utilization of sewage sludge and introducing a requirement for phosphorus recovery (see draft of the sludge ordinance).

Main topics of the report are the potential for saving phosphorus in products and phosphate-containing products as well as the quality of recycled materials and their use as a fertilizer in agriculture or in the fertilizer industry. In addition, it identifies and evaluates methods for P-recovery, presents the costs and energy consumption of the processes and tests possible changes of the waste water treatment plants in terms of facilitating phosphorus recovery. It also focuses on calculating quantity for the development of thermal sludge treatment and the possibility of landfill mining as well as the long-term storage of sewage sludge ashes. Based on a survey of experts, aspects of introducing the recycled materials onto the market were discussed. Furthermore, steps already taken for disposal of sewage sludge and P recovery are presented from abroad. Finally, it examines the possibilities of legally implementing P-recovery processes, including financing and subsidizing P recovery and for the phosphate industry's obligation to accept recycled materials produced.

Key subject: savings potential of phosphorus

Outside of agriculture, the uses of phosphorus are comparatively insignificant. The highest potential to save it can be found in machine dishwashing detergents. However, here replacing phosphates is far more difficult than doing so for detergents for washing machines. The substitutes have to be just as effective in the mixture and must not perform worse from an ecological point of view over their entire life cycle. Moreover, the substitutes have to fulfill certain requirements: biodegradability, low toxicity and environmentally acceptable behavior in aquatic systems as well as high rates of elimination in sewage treatment. A saving of phosphorus must not lead to major environmental loads. Basically, this seems to be feasible, while such measures will likely lead to a price increase for dishwasher detergents. The annual savings is 10,000 to 20,000 Mg P/a (Table 1). The savings potential in food comes next. Here phosphorus in the form of additives can be cut back. However, this requires the assessment by food chemists.

In metalworking, phosphating can be replaced by new procedures which, additionally, have further advantages such as reduced energy consumption and reduced sludge formation. The phosphorus consumption involved is highly uncertain due to a lack of reliable figures and may be up to 7,000 Mg P/a, but it is probably much lower.

In other areas phosphorus cannot be easily substituted or only so by increasing the amounts of other substances. It is advisable to save phosphorus in the afore-mentioned areas to have enough phosphorus available for these purposes in the future.

Key subject: Phosphorus-recovery on wastewater treatment plants

Phosphorus recovery processes are technologies for the recovery of phosphorus from secondary raw materials. The aim is to be able to use the phosphorus directly in agriculture as fertilizer, in the fertilizer or phosphorus industries (Montag et al. 2010). Phosphorus-recovery processes are characterized by extracting pollutants selectively or separating out valuable substances from pollutants. Therefore, the use of sludge in agriculture or the use of (solubilized) sewage sludge ash cannot be evaluated as a phosphorus-recovery process.

In Germany as well, several large-scale and pilot plants for phosphorus recovery are already being operated and tested. The stage of development or the market maturity of the technologies varies greatly. During the last few years, more new process concepts have also been developed, which shows that further innovations in this field can be anticipated. The potential to recover phosphorus from sewage sludge lies in the range of up to 45 to 70 %, for sewage sludge ash up to 90 %, based on the phosphorus contained in the wastewater treatment plant influent. Nevertheless, these values do not take the degree of plant availability of the contained phosphorus into consideration. Under certain boundary conditions, some processes can already be operated economically today.

A consistent system boundary is crucial when the respective costs and energy requirements for the production of phosphorus fertilizers by recycling processes are compared with the production from primary phosphorus sources. The difficulty lies in the big difference of secondary and primary systems, especially due to the interconnection of phosphorus recycling with the complex processes of sewage and sewage sludge treatment. For example, in case of the sludge treatment as an integral part of the recycling process, it has to be credited to the respective process as additional benefit. The burden and costs of the alternative treatment is, therefore, credited to the process as benefit. Likewise, when the ash from sewage sludge treatment is reduced thanks to recycling processes, a “bonus” results as a consequence of the reduced burden upon landfills.

This approach makes it possible to keep the system boundary consistent and tight. The result can be focused on the significant factors. In a subsequent extended system approach, the thermal treatment of the sewage sludge and subsequent disposal is included within the system boundary in order to account for the interactions of sewage sludge treatment and recycling processes.

The restriction on energy and greenhouse gas balances derived from this should not distract from the fact that, in a full life cycle assessment, clear advantages for phosphorus recycling would show up. When all ecological aspects are considered, the higher inputs of cadmium and uranium into soil by the application of primary fertilizers and the environmental effects from open mining of phosphate rock outweigh the higher energy consumption of phosphorus recovery. Reference is made to the results of the project PHOBE (Pinnekamp et al. 2011).

A comparison between the different recovery methods depends on the individual case under consideration and cannot be made on this general basis. In the model a theoretical average sludge is assumed. In particular, the costs of recovery depend very much on the individual case under consideration and can hardly be evaluated on a generalized basis. There may be process-related synergies, whereby resources are saved elsewhere. In addition, large-scale implementation in most cases is still pending. The information provided by the manufacturer, underlying the energy and greenhouse gas balance and costs calculation, thus relates in part to sites in laboratory scale or represents theoretically calculated data. Especially since the investment costs have a strong scale effect, this study does not show process-specific cost information. The reported spans should provide guidance as to which costs can be expected from a widespread introduction of phosphorus recovery processes from an economic point of view.

In view of the energy and greenhouse gas balance with respect to the tight system boundary, the recovery of phosphorus from the wastewater sector is associated with higher burdens than the production of primary phosphorus fertilizer. These higher burdens are, however, assessed as low:

The phosphorus potential in a year incurred in sewage sludge in Germany, with about 82 million population equivalents, amounts to nearly 60,000 Mg of phosphorus. This amount could cover the mineral phosphorus requirement of about 30 million inhabitants in Germany, corresponding to 30 million inhabitants averages (EDW). If this amount of phosphorus were produced via recovery processes, rather than being derived from phosphorus ores by conventional production of primary fertilizers, an additional burden of up to 60,000 EDW would result depending on the process with respect to the greenhouse effect and 80,000 EDW in terms of energy consumption.

In the extended system approach, the normalized results of the greenhouse effect and energy consumption remain two orders of magnitude behind the saved amount of phosphorus. The environmental burdens connected with the recovery of phosphorus are, therefore, relatively small compared to the attainable conservation of phosphorus resources. The recovery process from process water or sludge can be combined with a subsequent co-incineration of sewage sludge in a power or cement plant. The co-incinerated sludge is depleted of phosphorus, the ashes of which are no longer available as phosphorus resource because of the dilution by mixture. Regarding the energy and greenhouse gas balance, such systems have advantages over subsequent mono-incineration and also over the systems that rely on mono-incineration due to recovering phosphorus from ashes. A normalization step on population averages shows, on the one hand, that the differences between the systems are small.

On the other hand, other studies have proven that the normalized differences between mono- and co-incineration regarding mercury emissions are much more relevant, in which the co-incineration performs much worse (Fehrenbach, Reinhardt 2010). Therefore, from the results of this study with respect solely to the greenhouse effect and energy consumption, no conclusion is possible on an ecological prioritization of mono- or co-incineration after phosphorus recovery from process water or sludge.

The calculated cost range for the recovery processes is € 0.40/kg P to 20/kg P, with the € 0.40/kg P depending on the modeling style, which may not be reached in practice. In contrast, the production costs for primary fertilizer range from € 0.60/kg P up to € 2.20/kg P, depending on the degree of processing, and are thus lower.

Co-incineration tends to be assessed as cheaper than mono-incineration. It is, thus, an option for the systems with recovery processes winning phosphorus from process water and sludge. However, the values reported in the literature have large spreads, so no general statement is possible.

If the amount of phosphorus present in the sewage sludge incurring each year in Germany was produced by recovery processes, the annual costs would range from min. € 0.30 to max. € 14 per inhabitant, depending on the recovery process. The € 0.30 may not be reached again in practice. In comparison, a user will pay up to € 1.60 for the same amount of primary phosphorus in the form of rock phosphate and € 0.40 in the form of phosphorus fertilizers.

The thermal treatment of sewage sludge causes annual costs from € 4.30 to 6.40 per capita in case of mono-incineration, and in the range from € 2.70 to 4.00 for co-incineration in a lignite-fired power plant. Adding the phosphorus recovery leads to total costs of min. € 4.30 up to max. € 11.40, depending on the process and combustion. When these economic costs are taken

into account, 1/9 up to 1/3 of the phosphorus needs could be met depending on the recovery process.

Overall, therefore, both the energy consumption and additional greenhouse effect and the increase in costs for the individual citizen move to an acceptable level when the phosphorus recovery is implemented in the wastewater sector. In exchange, the resulting savings of phosphorus resources has to be seen as well as the above-mentioned additional environmental benefits.

A fundamental question remains as to how the recycled materials can be processed in the fertilizer industry and whether a direct application of some products is possible. This will determine what credits and revenues for the recyclates can be taken into account. From an ecological perspective, the energy credit for the production burdens of a corresponding amount of primary fertilizer is not critical. Rather, the saving of phosphorus resources is the crucial point here. The use of recyclates should be designed to achieve maximum savings of primary phosphorus resources by the recovered amount of phosphorus effectively. When a recyclate without any phosphorus available to plants is spread on a field, there are no savings of primary phosphorus resources.

According to the data of the DWA sludge elevation conducted in 2003, an enhanced biological phosphorus removal is applied to 6 % (related to population equivalents) of the municipal wastewater treatment plants. Under optimum conditions, the potential for phosphorus recovery from the sludge liquor on these plants is about 1,300 Mg P/a (including efficiency of recovery process). This potential should be used as soon and as extensively as possible as a part of the phosphorus strategy. Therefore, MAP precipitation processes, for example, can be applied, which generate a recyclate having a very high share of phosphorus available to plants.

However, an extensive conversion to Bio-P elimination processes seems to be unrealistic. This is due to the fact that operators often avoid the operational disadvantages of the Bio-P, and/or additional basin volumes are necessary for which surfaces are not available on many wastewater treatment plants.

Key subject: fertilizer and fertilization

The use of phosphorus can be cut back in agriculture mainly by improved fertilizer application. Due to a high P-status in German soils, especially in areas with high animal density, fertilizer reduction and regional redistribution can help to reduce phosphorus consumption.

Recently, main P-savings have been achieved by depletion of soil reservoirs that have accumulated during the last decades by excessive fertilizer use. This lessening, which is around 5 % per year in average for Germany, can be continued for quite a number of years. However, at some point those reserves will be consumed and then more phosphorus will be necessary to balance the phosphorus removed by harvested crops.

Further P-savings are possible by reallocating any regional surplus. A potential of around 20.000 Mg P/a may be reclaimed from areas dense in animals, especially if separation techniques are improved to allow more economic transportation of those phosphorus substrates.

Generally, improving soil conditions will increase P-efficiency. However, as many of those measures (liming, addition of organic substrate, soil structure improvement) are already used, we do not expect a huge hidden potential for saving phosphorus in Germany. Due to the actual trend of intensification in agriculture, there may rather be stable or lower exploitation than increased one.

Means in plant production, e.g. cultivation of leguminosae, have the potential to save some phosphorus in Germany. However, they do not contribute to P-saving if balanced globally.

The phosphorus products selectively generated with phosphorus recovery processes are called recyclates. Sewage sludge and sewage sludge ash are not recyclates in this sense.

P-recyclates should best be employed as a stand-alone fertilizer. Therefore, product quality has to fulfill the requirements demanded by law as well as to reach sufficient plant availability. Besides, for consumer acceptance, fertilizer price, consistency and handling are important. If the aim of stand-alone fertilizer cannot be reached, recyclates could be added to other commercial fertilizers. It has to be ensured, however, that this does not “hide” bad recycle quality or dilute pollutant concentrations. As a third possibility, recyclates might be treated/digested together with raw phosphate to obtain super- or triple phosphate. With this treatment, elimination of pollutants could be included as well.

To estimate the fertilizer efficiency, analysis of solubility, soil and plant experiments in pot and field are done. Analysis of solubility – as demanded in DüMV – is a first reference to estimate fertilizer efficiency; however, it cannot fully describe the complex situation in a soil with plants.

P-solubility depends on the P-binding form as well as on the bound cation. Primary phosphates ($\text{H}_2\text{PO}_4^- \text{Me}^+$) are well water soluble, secondary partly and tertiary phosphates are not water soluble. Further factors influencing the solubility are grain size, batch or additional ingredients. The examined recyclates usually did not have a water soluble P-fractions, but they do have different percentages of ammonium citrate soluble phosphate.

Fertilizer efficiency is evaluated in relation to a paralleled mineral fertilizer. Examined recyclates showed different efficiency:

MAP (struvite) is similar / comparable to super- or triple superphosphate and can be classified as an effective P-fertilizer. Less effective recyclates like Mg-Phosphates, Ca-silico-phosphates, Ca-phosphates scored similar to Thomas phosphate. Due to neglecting effectiveness of Al-P- and Fe-P recyclates and raw ash, those cannot be recommended as P-fertilizer. For some fertilizers, the effect depends on the soil pH and may only be valuable in acid soil conditions.

Little is known about pollutants in recyclates. Especially on organic contaminants, published analyses are rarely available.

A considerably large study on ashes from mono incineration by Krüger & Adam (2014) showed that heavy metal concentrations in ashes can exceed the thresholds listed in the DüMV. In around 2/3 of the examined ashes, one or more metals exceeded the limit. This was especially the case for sewage sludge from industrial origin.

Several thermochemical or wet chemical treatments have been applied to improve quality and to eliminate pollutants. Results of the available studies show that the treatments are able to reduce the metal concentrations. However, quality demands of the DüMV could often, but not always be reached. Levels of Ni and As were surpassed, as well as those for Zn, Cu, and Cd.

When developing strategies to reuse phosphorus, planners need to include waste water treatment itself (not only sludge) into the approach. Options to regain phosphorus by biological treatment or by new sanitary systems may have advantages compared to current Fe-precipitation as high Fe will reduce P-efficiency of a fertilizer.

To estimate the “recycling efficiency,” it is not sufficient to balance the total amount of regained phosphorus. The total amount of P in a fertilizer product is not sufficient either, as it is

necessary that the plant can take up that phosphorus. Therefore, the plant-available phosphorus has to be the criteria for efficient recycling.

Key subject: incineration, storage und landfill mining

The amounts of phosphorus in sewage sludge which are co-incinerated (coal-fired power plants, cement works, waste incineration plants) are still irretrievably lost. The residues of incineration plants are deposited, for example, in road construction or on landfills and, therefore, cannot be used for phosphorus recovery on account of their being strongly diluted. The amounts of phosphorus are estimated to be approximately 16,900 Mg P/a (see Chapter 11.4). To use the phosphorus, it has to be recovered before the sewage sludge is incinerated. To do this, there are several possibilities to recover it from sewage water or digested sludge. According to the current draft of the Sewage Sludge Ordinance (status: April 2014), sewage sludge can only be incinerated if its maximum P-content does not exceed 20 g P/kg DM. A standard P-content of approx. 35 g P/kg DM in sewage sludge would thus mean phosphorus has to be depleted by 45 percent, but the available recovery process from sewage water cannot reduce the P content in sewage sludge to this extent. The Budenheim and Stuttgart process, however, can just reach this depletion level according to the current results of the process optimization (see Table 9).

Based on the distribution of the contaminant levels in agriculturally recycled sewage sludge, we determined what amounts of sewage sludge in the future (from 2015 on) can no longer be recycled due to the tightened limits of the fertilizer ordinance (DüMV) (see Table 26). In addition to cadmium, the tightened limits for mercury and PCB could lead to the fact that about one third of the sewage sludge recycled in 2003 can no longer be used in agriculture or landscaping. The other parameters studied are not likely to lead to any significant reduction in recycling. The evaluations from the federal states Mecklenburg-Western Pomerania and North-Rhine Westphalia come to similar conclusions with much more recent data for sludge quality. It is believed that the heavy metal content in the sludge could fall if the indirect discharge is more intensively monitored. On the other hand, the amendment of the fertilizer ordinance may significantly restrict farmers from spreading sewage sludge in the autumn, and they cannot compensate for this amount by increasing its usage in the spring. These aspects could reduce the amount of sewage sludge to be recycled by about 40 %.

Depending on the scenario (30 % and 50 % of the previously agriculturally recycled sewage sludge no longer complies with the limits set by DüMV), the amounts of thermal utilization of sewage sludge would increase by about 234,000 or 390,000 Mg DM/a (see Table 27).

Under the assumption that, along with the introduction of the ban on land-related sewage sludge recycling, a P-recovery cannot be carried out successfully, 90 % of the sewage sludge would have to be incinerated in mono-incineration plants, with co-incineration losing its legal compliance for Class 4 and 5 treatment plants. Class 1 - 3 sewage treatment plants could continue recycling their sewage sludge material or incinerating it (about 10 %). This would mean that, at the presently available mono-incineration capacity of approximately 611,300 Mg DM/a, approximately 1.05 million Mg DM/a would have to be created additionally.

Assuming that P-recovery procedures are implemented at wastewater treatment plants in the future and that sewage sludge can be depleted below the required P-limit, this sludge could be co-incinerated, and the existing capacities for co-incineration could continue to be used (see Table 28). However, this would mean that all Class 5 sewage treatment plants and a portion of the Class 4 would have to be equipped with a P-recovery process.

Since reliable cost estimates are not yet available for the P-recovery methods and the disposal prices of sludge are expected to change significantly in the future, definite statements cannot yet be made on which P-recovery method with which sewage sludge disposal option is the most cost effective method.

Since the phosphorus in sewage sludge ash cannot yet be economically recovered, but is a valuable resource, sewage sludge ash from mono-incineration plants should be stored separately to allow later phosphorus recovery.

The amendment of the German Landfill Ordinance in May 2013 (DepV) enables sewage sludge mono-incineration ashes to be stored in long-term storage facilities. In accordance with the German Landfill Ordinance the separate storage can be permitted if an application is filed to waive the obligation to prove that the subsequent proper and harmless reuse is assured. This exception has to be limited to a maximum of five years and may be extended until 30 June 2023. Based on the current draft of the German Sewage Sludge Ordinance (AbfKlärV) it is expected that the separate long-term storage of non-P-depleted ash from mono-incineration plants will become compulsory after the transitional periods granted.

Long-term storage facilities could be constructed on existing landfill sites or at mono-incineration plants. A minimum capacity of 200,000 m³ is recommended for a long-term storage facility.

Pursuant to § 23 of the German Landfill Ordinance, the requirements for long-term storage facilities (of Classes 0 – III) equal the ones for landfills. It can be assumed that the requirements of a Class II long-term storage facility have to be applied for most of the sewage sludge ashes. Some sewage sludge ashes may not be stored in a Class II long-term storage facility, whereas some could also be stored in a Class I long-term storage facility.

For a Class II long-term storage facility a bottom liner has to be implemented as a combination seal with two sealing components above the geological barrier, while for a Class I storage facility a bottom liner with one sealing component is sufficient.

Depending on size and filling period the estimated costs for the construction and operation of long-term-storage facilities for sewage sludge ashes amount to between 19 €/Mg ash and 42 €/Mg ash, 0.21 €/kgP to 0.47 €/kgP (at a phosphorus content of 9 %), respectively. The costs to remove the stored ashes cannot be estimated with any certainty at this time.

In practice, since the German Landfill Ordinance limits the storage of sewage sludge ash, potential operators might not invest in the long-term storage of sewage sludge ash as they may have to remove the material before 30 June 2023 and dispose of it at a landfill.

Based on phosphorus concentrations in sewage sludge, the accumulated sludge volumes and the sludge disposal routes, we determined how much phosphorus from sewage sludge and sewage sludge ash has been stored or deposited into landfills over the last 33 years (see Figure 41). The total amount of phosphorus deposited from 1979 to 2012 is approximately 335,800 Mg P, of which approximately 293,800 Mg P are present in sewage sludge and 42,000 Mg P in sewage sludge mono-incineration ashes. In the early 80s, the deposited sludge quantities were high (about 55 % landfilling), the P concentrations (10.4 g P/kg DM) in sewage sludge, however, low (see Chapter 11.1). At the end of the observation period, the ratio was reversed. The P concentrations in sewage sludge more than doubled (24 g P/kg DM) and the deposited sludge quantity declined completely in the course of implementing the technical guidelines up until 2005. As domestic sales of phosphate fertilizers are approx. 124,000 Mg P/a in the fiscal year 2012/2013, the amount of phosphorus present in landfills could meet the demand for fertilizers for about 2.7 years. It can be assumed that a large part of the sewage

sludge and sewage sludge ashes in the period under investigation was deposited together with domestic waste or municipal waste. Depending on the kind of installation, the sludge amount was between 5 to 13 % and from 1 to 3 % of household waste and municipal waste volume, respectively, so that the sludge found in the landfills and in storage was strongly diluted. In addition, one cannot assume, for example in open, public sludge-based composting facilities, that only the open compost itself can be decomposed selectively. Methods and techniques for phosphorus recovery from landfill residues are not currently available, nor is any empirical knowledge. It is also questionable whether domestic waste and municipal solid waste and sewage sludge can be easily separated.

The amounts of phosphorus in storage and landfills are theoretically available, but they cannot yet contribute to conserving resources according to present knowledge.

Key subject: strategies and measures

In addition to Germany, other countries have begun concentrating on a withdrawal from agricultural sludge disposal and on increasing phosphorus recycling. For example, in the Netherlands, agricultural utilization of sewage sludge is no longer possible due to very low pollutant limits, which means all sewage sludge is, thus, incinerated. In Austria, the states of Vienna and Tyrol have already adopted a ban on the agricultural use of sewage sludge as has Switzerland. The canton of Zurich is currently building a sewage sludge mono-incinerator with neighboring sewage sludge ash storage. The sewage sludge ash will be stored for later use, e.g. for P-recovery.

It turns out that methods for phosphorus recovery have been established in individual countries without there being a requirement for it. In Belgium, the NuReSys® method is used in the industry in particular, and in Germany the AirPrex® method is increasingly being established for sewage treatment plants. In the USA and Canada, the Ostara PEARL® methods have been applied exclusively so far (see Table 38).

In Japan, 100 % of sewage sludge is incinerated as is the case in the Netherlands and Switzerland. A recovery is carried out from sewage sludge ash, from waste water and from municipal sewage treatment plants as well as in the industry. In Japan there is currently no established market for the recycled materials recovered; they are either delivered to the fertilizer industry or wholesale market, where they are mixed with other fertilizers and sold as NPK fertilizer. The proceeds cannot, however, cover the cost of P-recovery. The government does not provide support or incentives to finance the investments.

Categorization of phosphoric recyclates as waste or products

The first legal aspect examined was whether phosphoric recyclates made from wastewater, sewage sludge or the ash of such sludge are to be regarded as waste or as products. As the input material of such recyclates must by itself be considered as waste, the legal basis for the determination of this question is paragraph 5, subparagraph 1 KrWG regarding end-of-waste status. Phosphoric recyclates fulfill that provision's requirements of having undergone a recovery operation, use for specific purposes and existence of a market or demand. Whether the further condition laid down in paragraph 5, subparagraph 1, number 3 KrWG is met, which demands that all technical and legal requirements for the purpose in question – i.e. usage of phosphoric recyclates as an input substance for fertilizer production – must be fulfilled, depends on the individual characteristics of the respective recyclate and, thus, cannot be determined in general. The same is true for paragraph 5, subparagraph 1, number 4 KrWG, which aims at excluding waste-specific risks from recyclates. There is also need for further technical

examination with regard to such risks, which may be present and which are not governed by the law relevant to the production and use of fertilizers. For these reasons, a final categorization of phosphoric recyclates as waste or as products is not possible at the moment.

Measures to promote recycling of phosphorus

To promote recycling of phosphorus, the creation of a legal obligation for fertilizer producers to purchase phosphoric recyclates, the grant of state aid, the establishment of a new special charge or a system of apportionment as well as making recycling of phosphorus obligatory for producers of sewage sludge are considered as possible legislative measures, which are examined here with respect to their conformity with higher-ranking law.

Obligation to purchase phosphoric recyclates

With respect to constitutional law, an obligation of the fertilizer industry to purchase phosphoric recyclates must be considered as interference with professional freedom. Because of its aim to protect the environment and to save natural resources, such an obligation is nevertheless constitutional as long as the requirements of the principle of proportionality are met. Thus, there are no fundamental concerns against the establishment of such an obligation; it must however be designed in such a way that the burden imposed on fertilizer producers by technical, economic and legal issues resulting from the duty to purchase and use phosphoric recyclates are adequate to the pursued goal.

With respect to European Union Law, an obligation to purchase phosphoric recyclates has to be regarded as a measure having equivalent effect to quantitative restrictions on import within the meaning of the so called Dassonville test and, thus, as an interference with free movement of goods. However, this interference can likewise be justified by the need of prudent and rational utilization of natural resources, as expressly established as a goal of European environment policy in the European Treaties, on the condition that conformity with the principle of proportionality is maintained. For this reason, such an obligation would need to be designed as a requirement concerning the manufacturing process of fertilizers (as opposed to a requirement concerning the product itself), in order not to impair the marketability of fertilizers imported to Germany.

State aid supporting recycling of phosphorus

State aid granted for the recycling of phosphorus, including alleviation of charges, is governed by European state aid law. However, assuming the procedural prerequisites are fulfilled, no fundamental concerns against such state aid arise from these provisions. As waste legislation is applied to the recycling of phosphorus, however, state aid in this field must additionally meet the requirements of Article 14 of the Waste Framework Directive, which provides that the costs of waste management – that term includes recycling – shall be borne by the waste producer or the waste holder. If costs resulting from the recycling of phosphorus are taken over by the state, a conflict with the “polluter-pays principle” prescribed by that provision arises. But as the member states are also obliged under the European Treaties to promote high quality recycling; temporary state aid with the purpose of establishing new forms of recycling can nevertheless be considered lawful.

Special charge

To recover costs for measures of phosphorus recycling, the implementation of a so called special charge can be considered. A special charge is different from a tax, which is constitutional if a material goal is pursued and the respective matter is influenced by the charge, if the charge is imposed on a homogenous group, which bears special financial responsibility with

respect to the matter involved, and if the revenue is used to the benefit of that group. Operators of wastewater treatment plants can be considered a homogenous group for this purpose. It is doubtful, however, whether this group bears a special responsibility for financing the recycling of phosphorus. Thus legal concerns regarding the implementation of a “phosphorus charge” exist.

System of apportionment

Implementing an apportionment system, which differs from a special charge in that no funds flow to the public budget, is not governed by European state aid law. Such a system would also conform to constitutional requirements if properly designed. In the designing of a levy for wastewater treatment plant operators, it must, however, be observed that funds for promoting recycling of phosphorus are only available if the number of operators who are obliged to pay the levy is greater than the number of operators who receive money from the system of apportionment. Introduction of a requirement for recycling of phosphorus can, thus, render a system of apportionment pointless. This leads to the advice to provide for the levy funding for the transitional period until the entry into force of an obligation for recycling phosphorus.

Obligatory recycling of phosphorus

The obligation of operators of wastewater treatment plants to take measures of phosphorus recycling conforms to European Law. It is already doubtful whether there is even an interference with the free movement of goods because such obligation could at most be a measure having equivalent effect to quantitative restrictions of export, but it would not have the specific effect of restricting patterns of export. Even if there was an interference with the free movement of goods, such an obligation would be justified by its environmental purposes, assuming that proportionality is maintained.

1 Einleitung

Phosphor, das elfthäufigste Element der Erdkruste, wird industriell in Form von Phosphaterz in Lagerstätten abgebaut und größtenteils als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt. Er ist für alle Lebewesen von essentieller Bedeutung und gehört somit zu den wichtigsten Nährstoffelementen des Ökosystems. In ungedüngten Böden ist Phosphat häufig der Ertrag limitierende Faktor. Die derzeit bekannten und mit heute verfügbaren Methoden wirtschaftlich abbaubaren Phosphorlagerstätten haben im Vergleich zu vielen seltenen Erden eine relativ hohe Reichweite. Allerdings ist Phosphor in seiner Hauptverwendungsfunktion als Pflanzennährstoff nicht substituierbar, wodurch eine Rückgewinnung und Kreislaufführung erforderlich wird. Hinzu kommen Besorgnisse über sinkende Qualitäten der verbliebenen Lagerstätten, was zu steigenden Kosten von Düngemitteln durch Aufbereitungsmaßnahmen bzw. zu höher schadstoffbelasteten Düngemitteln bei Verzicht auf diese Maßnahmen führen würde.

Zur Nutzung des enthaltenen Phosphors als Nährstoff erfolgt ein Teil der Klärschlamm Entsorgung seit jeher über die Ausbringung in der Landwirtschaft. Trotz bestehender Reglementierungen hinsichtlich organischer und anorganischer Schadstoffe über das Abfall- und Düngerecht ebbt die Diskussion um die Zukunft der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung nicht ab bzw. wird durch das Auffinden potenzieller Schadstoffe aufgrund stark verbesserter Analysentechnik und dem daraus abgeleiteten Vorsorgegedanken weiter angeregt. Der Anteil der thermischen Behandlung von Klärschlämmen hat in Deutschland deshalb in den vergangenen zwei Jahrzehnten deutlich zugenommen und stellt nun den Hauptentsorgungspfad dar.

Mit dem Bericht „Bewertung von Handlungsoptionen zur nachhaltigen Nutzung sekundärer Phosphorreserven“ des LAGA-Ad-hoc-Arbeitskreises (LAGA, 2012) sowie der Aufnahme von Phosphor als den ersten von vier Beispielstoffströmen im „Deutschen Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess)“ (ProgRess, 2012) sind im Jahr 2012 zwei Publikationen erschienen, die das zunehmende Interesse der Politik am Thema Phosphorrückgewinnung zeigen. Ende 2013 wurde schließlich der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung – verbunden mit einer Vorgabe zur Phosphorrückgewinnung – im Koalitionsvertrag der aktuellen Bundesregierungsparteien festgelegt.

In den vergangenen etwa zwölf Jahren sind in Deutschland, aber auch in anderen Staaten, an verschiedenen Stellen Forschungsarbeiten im Themenbereich Phosphorrückgewinnung durchgeführt wurden. Insbesondere ist hierbei die im Jahr 2011 abgeschlossene Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ zu nennen, die von BMBF und BMU getragen wurde. Inzwischen wurde eine Vielzahl von Verfahren zur Phosphor-Rückgewinnung aus verschiedenen Stoffströmen entwickelt, insbesondere aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammmasche. Einige dieser Prozesse haben die technische Marktreife erlangt, können die P-Rezyklate jedoch bislang im Regelfall unter Anrechnung der erzielbaren Rezyklat-Erlöse nicht kostendeckend produzieren.

Ziel des UFOPLAN-Vorhabens „Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz (KoMa)“ ist, anhand einer umfassenden Auswertung vorliegender Studien und weitergehender Betrachtungen die Strategien für Maßnahmen der Phosphorrückgewinnung und zum effizienten Phosphoreinsatz zu entwickeln bzw. zu bewerten.

Themenschwerpunkt: Einsparpotenziale von Phosphor

2 Potenziale des Ersatzes phosphathaltiger Produkte und des Ersatzes von Phosphor in Produkten

Zusätzlich zur Nahrungs- und Futtermittelherstellung existieren verschiedene technische Produkte, die Phosphor (P) enthalten und für deren Herstellung somit P-Ressourcen beansprucht werden. In Europa liegt die Summe allen nicht in der Landwirtschaft verwendeten Phosphats bei 10 % der Gesamtmenge. Phosphor in Düngemitteln ist nicht substituierbar. Die Einsparung von Düngemitteln in der Landwirtschaft wird in den Folgekapiteln behandelt. Ebenso ist Phosphor in Futtermitteln ein lebenswichtiger Bestandteil, entstammt zum Teil auch tierischen Quellen und ist Teil des landwirtschaftlichen Kreislaufes, so dass kein Einsparpotenzial besteht bzw. nicht zwingend auf mineralische Phosphor-Ressourcen rückgegriffen wird. Eine Darstellung erfolgt deshalb hier nicht.

In nachfolgender Tabelle 1 sind die Hauptproduktgruppen phosphorhaltiger Erzeugnisse zusammengestellt. Im Kap. 2.1 werden Ersatzmöglichkeiten für phosphorhaltige Produkte diskutiert. Im Gegensatz zu den in Kap. 2.2 bearbeiteten Produkten, in welchen der Ersatz von Phosphor möglich ist, übernimmt Phosphor in den im Kapitel 2.1 angesprochenen Produkten eine unersetzbare Funktion. Der Ersatz von Phosphor würde zur Einstufung in eine andere Produktkategorie oder -gruppe führen. So ist Phosphat in Detergenzien nur einer von vielen Inhaltsstoffen, wohingegen bei Phosphatierungsmitteln Phosphor essenzieller Bestandteil ist. Die Differenzierung der zwei verschiedenen Ansätze auf die Produkte ist ebenso in nachfolgender Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Phosphorhaltige Produkte und die in Deutschland eingesetzte P-Menge mit Tendenz

Produkt	Zuordnung Kapitel	Form / Bedeutung / Wirkung von Phosphor im Produkt	Menge (Mg P/a)
Düngemittel	Landwirtschaft		115.000 ¹
Futtermittel	Landwirtschaft	Mineralischer Phosphor	37.490 ² - 50.000
Schädlingsbekämpfungsmittel	2.1	Organophosphate	760
Seifen & Detergenzien	2.2	Phosphor ist Nebenbestandteil dieser Produktgruppe	Ca. 10. ² - 20.000 ↑
Lebensmittel	2.2	Kaliumphosphat als Kochsalzersatz; Calciumphosphate in Pulvern zur Verbesserung der Haftungseigenschaften und Trennmittel; Ammoniumphosphatide als Emulgatoren in Schokolade; Tri- und Polyphosphate als Eiweißlöser, Ionenaustauscher, Stabilisatoren und Säureregulatoren in Schmelzkäse, Desserts und	Ca. 3.200– 10.000 ² ↑

Produkt	Zuordnung Kapitel	Form / Bedeutung / Wirkung von Phosphor im Produkt	Menge (Mg P/a)
		Eis; Monostärkephosphat in cremigen Produkten	
Getränke	2.2	Phosphorsäure (Säuerungsmittel) Substitution ist vom Prinzip machbar, aber hierdurch Veränderung der Eigenschaft bestimmter Marken	
Metallbehandlung	2.1	Phosphorsäure, ggf. zusammen mit Zink und Nickel als Schutzschicht gegen Korrosion; Rost- und Betonlöser	Max. 7.750** (nicht verlässlich)
Wasserbehandlung	2.1	Zudosierung von Phosphaten ins Trinkwasser zur Verhinderung von Korrosion und zur Enthärtung	Ca. 2.230*-4.300 ² ↑
Abwasserbehandlung	2.1	In Form von P-Donatoren	
Flammschutzmittel, Weichmacher, Antioxidantien	2.1	Organische (halogenierte) für Verkohlungs Oberfläche	Ca. 1.020-4.000 ² ↑
Zahnpasta	2.2	In Form des Fluorträgers Apatit	Ca. 320*
Keramikherstellung	2.1/ 2.2	Tricalciumphosphat-Keramik(fasern) / Verflüssigungs- und Bindemittel	?
Textil- und Lederverarbeitung	2.2	Mono-, Di-, Trinatriumphosphat als Puffer, Polyphosphate	?
Frostschutzmittel	2.2	Korrosionsinhibitoren, Schmiermittel	Gering ↓
Gummiherstellung	2.2	Plastifizierungsmittel	Gering
Fermentationsprozess	2.1	Produkt- und Enzymausbeute	Eher gering
Aktivkohle	2.1	Phosphorsäure zur Aktivierung	
Phosphorhaltige Chlorierungsmittel	2.1	Bspw. Phosphoroxychlorid	

1 PINNEKAMP et al. (2011)

2 Schätzung Umweltbundesamt von 2011 veröffentlicht in LAGA (2012)

* Annahme, dass die relative europäische Aufteilung auf Sektoren der deutschen entspricht

** Annahme, dass Stahl zu 100 % phosphatiert; Annahme, dass durchschnittliche Dicke der Stahlanwendungen 20 cm → keine verlässliche Größe

Die Anwendungsbereiche für phosphorhaltige Erzeugnisse jenseits der Landwirtschaft (Dünger, Futtermittel) liegen weiterhin überwiegend in der Produktion von waschaktiven Stoffen (Detergenzien). Um etwa einen Faktor 5 niedriger folgt der Einsatz von P in Nahrungs- und Genussmitteln einerseits und in diversen industriellen Produktionsprozessen andererseits.

Außerhalb der Detergenzien, Landwirtschaft und Lebensmitteln besteht noch ein theoretisches Einsparpotenzial von gut 5.000 Mg P pro Jahr (Pinnekamp et al. 2011) in den Bereichen Metallbehandlung, Wasserbehandlung und Flammschutzmitteln bzw. Weichmachern.

2.1 Potenziale des Ersatzes phosphathaltiger Produkte

In diesem Kapitel werden die Produkte mit Phosphor als elementarem Bestandteil näher beschrieben und alternative Produkte aufgezeigt.

2.1.1 Wasser- und Abwasserbehandlung

In der häuslichen Wasserbehandlung erfolgt eine Zudosierung von Phosphaten zur Verhinderung von Korrosion (Stadtwerke Augsburg) oder Enthärtung des Wassers. Polyphosphate verhindern eine Ausfällung von Calcit (DVGW 2003). Alternativ können zur Enthärtung Ionenaustauscher und Silikate verwendet werden.

Im Abwasser liegen Stickstoff und Phosphor oft im Überschuss vor. Insbesondere in industriellen Abwässern kann aber auch ein Phosphormangel gegeben sein, welcher zu einer Verschlechterung der Schlammabsetzeigenschaften führt. Daher gab es an der TU Kaiserslautern ein Forschungsprojekt zur Entwicklung und Erprobung eines Phosphortools für die Kläranlage der BASF AG, Ludwigshafen. Zu Phosphormangelzeiten muss eine Zudosierung von Phosphorsäure zur Aufstockung des Phosphatanteils und zu Phosphorüberschusszeiten eine Zugabe von Eisensalzen zur Fällung vor der biologischen Stufe erfolgen. Phosphor ist hier als lebensnotwendiges Element für die Mikroben in der biologischen Stufe nicht substituierbar.

Über die in Deutschland jährlich zu diesem Zweck eingesetzte Menge an Phosphorsäure liegt keine Angabe vor. In Europa wird für die gesamte Wasserbehandlung 0,7 % der insgesamt verbrauchten P-Menge eingesetzt (Pinnekamp et al. 2011). Unter der Annahme, dass die relative Aufteilung auf die Einsatzbereiche in Deutschland den gesamteuropäischen Verhältnissen entspricht und Abschätzungen für die Summe der in Deutschland verbrauchten Phosphormenge hieraus, errechnet sich eine Menge für Deutschland von ca. 2.230 Mg/a P im Bereich Wasser- und Abwasserbehandlung. In Europa ist die im Sektor Wasserbehandlung verbrauchte P-Menge im Zeitraum 1999-2006 von 45.000 auf 49.000 Mg/a angestiegen. Nach Umfragen des Umweltbundesamtes (LAGA 2012) beträgt der jährliche Phosphoreinsatz in der Trinkwasserversorgung 4.300 Mg in Deutschland.

2.1.2 Flammschutzmittel und Weichmacher

Phosphate werden als Organophosphate (Phosphorsäureester) in Flammschutzmitteln und Weichmachern eingesetzt, die Bestandteil von bspw. Kunststoffen sind. Zu unterscheiden sind halogenierte (Brom, Chlor) Flammschutzmittel, solche auf Basis von Phosphor, Stickstoff, mineralischen Stoffen wie Aluminium und Magnesium und andere wie Borax. Phosphor-Flammschutzmittel bilden eine feste, verkohlte Oberflächenschicht aus Phosphorverbindungen und bewirken in bestimmten Fällen eine Unterbrechung der Radikalkettenmechanismen des Verbrennungsprozesses in der Gasphase (Flame-Retardants 2013). Gängige halogenierte Flammschutzmittel sind Tris(chlorpropyl)phosphat (TCPP) oder einige polybromierte Diphenylether (PBDE). Neuartige, untoxischere Flammhemmer könnten in Form von Phosphoramitaden zur Verfügung stehen (EMPA 2013). Gängige Organophosphat-

Flammschutzmittel sind das Tri-n-butylphosphat, Tri-(2-butoxyethyl)phosphat, Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP), TCPP, Triphenylphosphat und Trikresylphosphate (LGL 2012).

Es muss berücksichtigt werden, dass die chemische Wirkung bei Flammschutzmitteln wie bspw. Phosphor- und Bromverbindungen effektiver ist als die physikalische (EFRA 2004) bei Flammschutzmitteln wie Aluminiumhydroxid, woran sich die anwendungsbezogene Auswahl der Flammschutzmittel orientieren muss. Die den zu behandelnden Produkten zugeschlagenen Mengen betragen im Falle von Phosphor- und Bromverbindungen 10-20 %, im Falle von Aluminiumhydroxid aber bis zu über 50 % (FAPU 2004). Größere Einsatzmengen können wiederum auch größere Umweltbelastungen bedingen.

Die Verwendung bromierter Flammschutzmittel ist in der EU teilweise schon eingeschränkt. Die REACH-Verordnung (Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals) stuft die halogenierten Flammschutzmittel HBCD (Hexabromcyclododecan) und DecaBDE als besonders besorgniserregende Stoffe ein (UBA 2013). Auch die Weichmacher DEHP, BBP, DBP und DBIP sind auf der Kandidatenliste für besonders besorgniserregende Stoffe (Weichmacher.de 2014). Die Richtlinie zur Beschränkung gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS) verbietet den Einsatz von DecaBDE in entsprechenden Anwendungen, weil hierfür umweltverträglichere Ersatzstoffe verfügbar sind. Einschränkungen bei Alternativen können zur Ausweitung phosphorhaltiger Flammschutzmittel und Weichmacher führen. Nach der CLP-Verordnung (Regulation on Classification, Labelling and Packaging of Substances and Mixtures) der EU sind andererseits TCEP Tris-(2-chlorethylphosphat) und Tributylphosphat als vermutlich karzinogen und zusätzlich wie Triethylphosphat als gesundheitsschädlich beim Verschlucken eingestuft (UBA AU 2010).

In Europa wurden vor dem Jahr 2006 85.300 Mg phosphorhaltige Flammschutzmittel eingesetzt (EFRA 2006). Weltweit wächst die eingesetzte Menge von Flammschutzmitteln auf Phosphorbasis (EFRA 2004).

Nach Fromme (2012) entfallen zurzeit ca. 25 % der Flammschutzmittel auf die Gruppe der halogenierten Flammschutzmittel mit einem jährlichen Verbrauch von ca. 15.000-19.000 Mg in Deutschland. Dementsprechend entfallen auf die Organophosphat-Flammschutzmittel mit 15 % (LGL 2012) ca. 10.200 Mg. Die verbleibenden 60 % teilen sich zum größten Teil auf mineralische Stoffe auf Basis von Aluminium und zu einem kleinen Teil auf Stoffe auf Basis von Magnesium auf sowie auf weitere wie Borax, Antimontrioxid und Nanocomposite. In den Organophosphat-Flammschutzmitteln liegt der Phosphor-Masseanteil der Elementarzusammensetzung entsprechend bei ca. 10 %. Dies bedeutet einen jährlichen Phosphor-Verbrauch von ca. 1.020 Mg. Nach Einschätzungen des Umweltbundesamtes ist sogar von 4.000 Mg P/a auszugehen. Auch aufgrund der Anzahl der steigenden Kunststoffanwendungen dürfte hier ein weiter steigender Trend zu erwarten sein.

2.1.3 Metallverarbeitung

In der Metallverarbeitung kommt Phosphat als Antikorrosionsmittel zum Einsatz. Der gebeizte Stahl wird in verdünnter Phosphorsäure getaucht, was als Phosphatieren bezeichnet wird. Wird noch Zink und Nickel zugefügt, dann bilden diese auf der Oberfläche des Stahls Zink-Nickel-Phosphat-Komplexe als Schutzschicht aus, die stabiler sind als die ohne Anwesenheit von Zink und Nickel entstehende Schicht aus Eisen-Phosphaten. Auf diese Weise ist der Stahl temporär geschützt und lässt sich zur Weiterverarbeitung transportieren (Hammerstein 2011). Auch Schichten aus Mangan-Phosphaten sind möglich (Infothek Brünofix 2013). Eine weitere Funktion der Phosphatierung ist die Ausbildung eines Haftgrunds für eine Lackierung. Gründe dafür sind das gleichmäßige Kristallgefüge, die vergrößerte Oberfläche sowie die Erzeugung von Kapillaren und Mikro-Hohlräumen. Die Phosphat-Schicht weist darüber

hinaus gute Gleiteigenschaften auf, so dass ein Einsatz für verschleißmindernde Oberflächen möglich ist (Metall-Infos.de 2013).

Inzwischen stehen neue nanokeramische Verfahren auf Basis von Zirkonfluoriden oder Silanen zur Verfügung, die weniger Energie benötigen und weniger Schlamm erzeugen als die Zinkphosphatierung (Henkel 2009, Chemmetall 2014). Alternativen gibt es auch auf Basis von dreiwertigem Chrom (Surtec 2014).

Im flüssigen Phosphatiermittel RM 48 ASF von Kärcher sind laut Sicherheitsdatenblatt 15-30 % Phosphate enthalten (Kärcher 2013), die Dichte beträgt 1,185 kg/l. Für ein Zinkphosphat-Mittel wird von Riag Oberflächentechnik eine optimale Dosierung von 70 ml/l für das Ansetzen einer Lösung angegeben (Riag 2011). In einer Spritzanlage sind 5 l Wasser /m² Warenoberfläche nötig (Kiesow Dr. Brinkmann 2013). Im konservativen Fall muss auch entsprechend Phosphatiermittel zudosiert werden. Bei einem jährlichen Stahlverbrauch von ca. 40 Mio. Mg (Stahl-online 2013) und einer angenommenen Dicke der durchschnittlichen Stahlanwendungen von 20 cm ergibt sich ein theoretischer Phosphat-Verbrauch von 23.800 Mg und damit ein Phosphor-Verbrauch von 7.750 Mg. Da Stahl nicht immer phosphatiert wird, ist die Menge überschätzt. Aufgrund der zahlreichen Annahmen und insbesondere der Annahme zur Dicke kann die Rechnung nur als sehr unsichere grobe Schätzung gelten. Der Stahlverbrauch weist über die letzten Jahre keinen Trend auf.

Rostumwandler machen sich ebenso die Umwandlung von Rostschichten in Eisen-Phosphorschichten zunutze. Derartige Produkte bestehen bspw. zu 15 – 30 % aus Phosphorsäure. In Betonlösern ist ebenso Phosphorsäure enthalten (Fraunhofer 2012).

2.1.4 Weitere Produkte

Tricalciumphosphat-Keramik kann medizinisch bei Knochendefekten zur Knochenregeneration in nicht lasttragenden Rekonstruktionen eingesetzt werden (Horch et al. 2004). In dieser Funktion als sogenannte Biomaterialien kommen auch Hydroxylapatite zum Einsatz. Inzwischen stoßen auch Calciumphosphat-Keramikfasern auf Interesse in der Medizin (Müller 2013).

Ein weiteres Anwendungsfeld von Phosphor sind Schädlingsbekämpfungsmittel (LAGA 2012). 2010 wurden in Deutschland 5.060 Mg Organophosphor-Herbizide und 241 Mg Organophosphate in Form von Insektiziden und Akariziden abgegeben (BVL 2010). Der P-Anteil in diesen Formulierungen liegt bei 10-20 %. Neue Wirkstoffe müssen genehmigt werden, um in den Anhang I der RL 91/414/EWG aufgenommen werden zu können. Es gelten vorgeschriebene Rückstandshöchstgehalte. Schädlingsbekämpfungsmittel fallen einerseits unter den Bereich Landwirtschaft, in welchem durch effiziente Anwendung die Einsatzmengen reduziert werden können. Andererseits sind entsprechende Organophosphate nicht per se wie Phosphat-Dünger für die Landwirtschaft unabdingbar und können daher durch andere Produkte ersetzt werden.

Bei der Herstellung von Aktivkohle wird dann Phosphor verbraucht, wenn die Aktivierung derselben mit Phosphorsäure erfolgt. Alternativ ist dies auch mit Zinkchlorid oder Schwefelsäure möglich. Die Aktivierungsmittel können anschließend ausgewaschen und rückgewonnen werden (Donau Carbon 2013). Daher ist nicht von einem Verbrauch großer Phosphormengen im Zuge der Aktivierung auszugehen.

Phosphate werden weiterhin in der Fermentation eingesetzt, wo sie die Ausbeute von Enzymen und Produkten steuern.

In der chemischen Industrie wird Phosphor beispielsweise als Chlorierungsmittel in Form von Phosphorchloriden verbraucht.

2.2 Potenziale des Ersatzes von Phosphor in Produkten

In diesem Kapitel wird der Einsatz von Phosphor als nicht elementarer Bestandteil in Produkten dargestellt und Alternativen aufgezeigt. Da eine klare Trennung nicht möglich ist, überschneidet sich dieses Kapitel inhaltlich teilweise mit dem vorangegangenen. Es wird eine Abschätzung über mögliche Funktionalitätsverluste vorgenommen, die durch den Phosphorerersatz bedingt sind.

2.2.1 Detergenzien

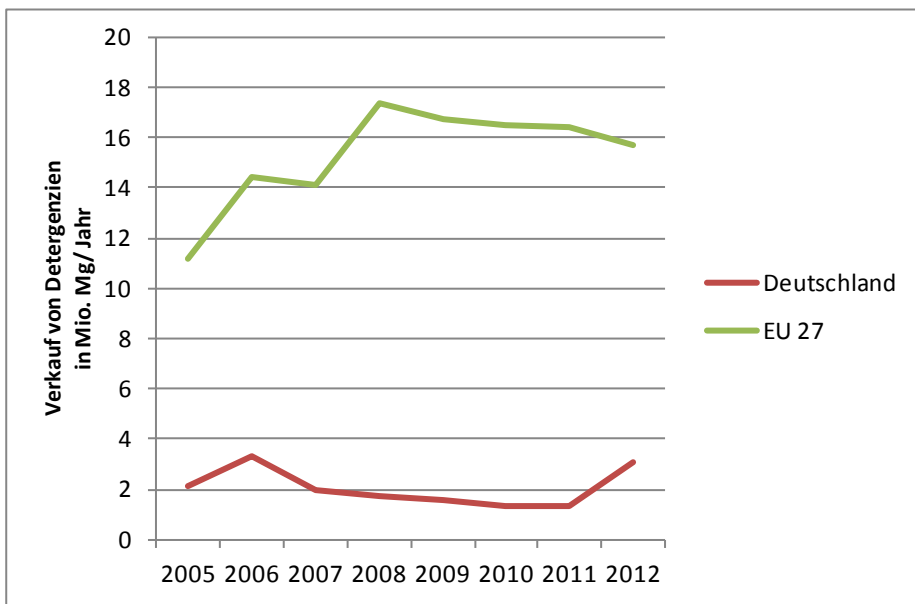
Unter den Detergenzien nehmen Maschinengeschirrspülmittel einen wesentlichen Anteil ein. Sie enthalten bis zu 35 % Phosphat in Form von Polyphosphaten (insbesondere Pentanatriumphosphat) (Pinnekamp et al. 2011).

In Abbildung 1 ist die zeitliche Entwicklung der Verkaufsmengen der Produktgruppe „Seifen, Wasch-, Reinigungs- und Körperpflegemittel sowie von Duftstoffen“ ab 2005 dargestellt. Die Daten wurden aus der Eurostat-Datenbank PRODCOM ANNUAL SOLD (NACE Rev. 2.) extrahiert und umfassen eine Auswahl an Detergenzien, zugehörigen Chemikalien sowie Cremes.

Weder für Deutschland noch die EU 27 lässt sich bei der Menge der verkauften Seifen und Detergenzien bei Betrachtung des Zeitraumes ab 2005 ein eindeutiger Trend feststellen. Nach Daten des Industrieverbands Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW 2011/12) ist der Verbrauch von Phosphaten in Wasch-, Produktions- und Reinigungsmitteln in Deutschland in den 90er Jahren gesunken, um seither wieder anzusteigen (grüne Balken in Abbildung 2). Dies geht allein auf den Einsatz der Phosphate in Maschinengeschirrspülmitteln zurück. Die technische Begründung für diesen Einsatzbereich liegt in der pH-Struktur des Reinigungsprozesses. Die Umstellung von Phosphaten auf Metasilikate in den 90er Jahren wurde in den 00er Jahren wegen der sehr alkalischen Wirkung der Metasilikate rückgängig gemacht. Die Zahlen in Abbildung 2 basieren auf einer Datenerhebung des IKW zu den in Deutschland verkauften Produkten, aus denen der IKW die Mengen der Inhaltsstoffe über Rezepturen abgeschätzt hat. Es ist nicht bekannt, wie sich die Auswahl mit derjenigen von Abbildung 1 deckt, so dass der Unterschied in den Verkaufsmengen zusätzlich dadurch begründet sein kann.

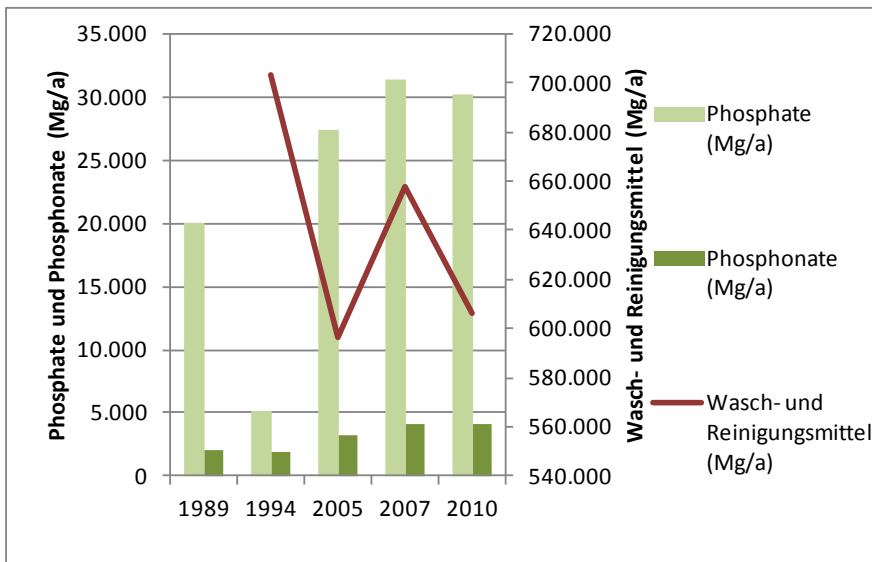
Die Rechtslage zum Phosphateinsatz in Detergenzien basiert in Deutschland auf der Verwendungsbeschränkung gemäß „Verordnung zur Verminderung der Emissionen von Phosphaten“ von 1980 (Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln: Phosphathöchstmengenverordnung). Diese Regelung bzw. ihre Rechtfertigung steht jedoch seit längerer Zeit in der Diskussion. Da z.B. in Deutschland nahezu flächendeckend in der Abwasserbehandlung eine Phosphatelimination eingesetzt wird, wurde bis 2010 über eine Lockerung der Regelung diskutiert. Zwischenzeitlich hat die EU-Kommission jedoch die Begrenzung bestätigt und einen Vorschlag für die weitere Minimierung von Phosphaten in Geschirrspülmaschinenreinigern veröffentlicht (Vorschlag einer Verordnung zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 648/2004 in Bezug auf die Verwendung von Phosphaten und anderen Phosphorverbindungen in Haushaltswaschmitteln; KOM(2010) 597). Weiterhin erinnert die Kommission die Mitgliedstaaten daran, dass sie bis zu einer Änderung der Verordnung in aus Gründen des Umweltschutzes gerechtfertigten Fällen weiterhin Maßnahmen zum Ersatz von Detergenzien auf Phosphatbasis treffen können (z. B. auf Grundlage der Wasser-Rahmenrichtlinie). Ab 2017 gilt eine Obergrenze für den Gesamtposphatgehalt von Geschirrspülmitteln, vorausgesetzt die Verhältnismäßigkeit ist gegeben, welche bis zum 1. Juli 2015 geprüft wird (IKW 2012/13). Die Änderung der EU-Verordnung schließt gewerbliche Wasch- und Reinigungsmittel nicht mit ein, weil hierfür adäquate technische und wirtschaftliche Alternativen fehlen.

Abbildung 1: Jährlicher Verkauf von Seifen, Wasch-, Reinigungs- und Körperpflegemitteln sowie von Duftstoffen in Deutschland und der EU 27



Daten aus Datenbank PRODCOM ANNUAL SOLD, NACE Rev. 2.

Abbildung 2: Jährliche Menge der Inhaltsstoffe von in Deutschland verkauften Wasch-, Produktions- und Reinigungsmitteln und der darin enthaltenen Phosphate und Phosphonate



Daten aus IKW 2011/12

Potenziell P-freie Alternativprodukte sind im Bereich der Detergenzien grundsätzlich in allen relevanten Bereichen verfügbar. Allerdings ist es bislang im Bereich der Geschirrspülmittel schwieriger als bei Waschmitteln, die Eigenschaften des Phosphats durch eine in gleicher Weise wirksame Mixtur von Chemikalien zu ersetzen. Zeolithe sind hier aufgrund von Verstopfungsproblemen in Pumpen und Leitungen der Maschine wegen der Wasserunlöslichkeit keine Alternative (IHO 2010). Phosphate komplexieren die Calcium- und Magnesiumionen als Härtebildner des Wassers, stellen den optimalen pH-Wert ein und übernehmen gleichzeitig

die Suspendierung der Schmutzkomponenten (Impag 2013). Weiterhin muss darauf geachtet werden, wie die substituierenden Chemikalien in der kommunalen Abwasserbehandlung zurückgehalten werden können und welche Folgen ein Austrag in den Vorfluter hat. Derzeitige Alternativen sind Natriumsilikate, gemischt mit Natriumcitrat und einem Copolymer (Impag 2013). Enthärter existieren auch auf Erdölbasis (Schmalenbach 2010). Polycarboxylate dispergieren den Schmutz (sind aber schlecht biologisch abbaubar), Carbonate stellen den pH-Wert ein und alternative Komplexbildner wie Ethylendiaminsuccinat und Trinatriumcitrat binden Erdalkalimetalle. Zu Letzteren zählt auch die von BASF entwickelte Methylglycindiessigsäure (Trilon M) (Osterath 2011). Der Zusatz von Enzymen erhöht die Schmutzlöslichkeit (UBA 2010). Als Oxidationsmittel dient Percarbonat (Schrot & Korn 2013).

Der heutige Einsatz von P-freien Haushaltsreinigungsmitteln ist flächendeckend möglich, wobei dann aber ein Preisanstieg bei Geschirrspülmitteln nicht auszuschließen ist (Osterath 2011). Dabei muss auf Wirkungsgrad und Umweltwirkung, speziell in der Hydrosphäre, sowie Abbaubarkeit der Ersatzstoffe geachtet werden.

Die Gesamtmenge an einsparbarem P lässt sich auf maximal gut 20.000 Mg pro Jahr einschätzen (Pinnekamp et al. 2011). Einschätzungen des Umweltbundesamtes kommen auf 10.200 Mg, wovon 1.050 Mg auf den industriellen und institutionellen Bereich entfallen. Es empfiehlt sich daher, die Erforschung phosphatfreier Geschirrspülmittel voranzutreiben. Es muss aber auch bedacht werden, dass ein Teil des Phosphorverbrauchs immer noch auf Waschmittel im gewerblichen Bereich zurückzuführen ist. Wenn in der Rezeptur entsprechender Waschmittel 5 % bis hin zu 15 % Pentanatriumtriphosphat enthalten sind (Eberle & Griebhammer 2001; Calwa 2014) und die Dosierung in einer Menge von 27,5 g bzw. 24 g pro Kilogramm Trockenwäsche erfolgt (Eberle & Griebhammer 2001; mdl. Mitteilung 2010), werden durch gewerbliche Waschmittel rechnerisch bei einem Tagesdurchsatz von 7,2 Millionen kg Textilien (DBU 2012) in deutschen Wäschereien an 365 Tagen knapp 1.370 Mg bis knapp 2.390 Mg Phosphor verbraucht.

2.2.2 Lebensmittel und Futtermittel

In Lebensmitteln kommt mineralischer Phosphor in Form von Zusatzstoffen zur Anwendung. So weist beispielweise Schmelzkäse einen Phosphor-Gehalt von 944 mg/100 g auf, Wurstwaren (z.B. Wiener Würstchen) enthalten um die 170 mg P/100 g (Medice 2013). In Cola-Getränken liegt der Phosphat-Gehalt bei ca. 500 mg/l (Ritz et al. 2012). In Fertigprodukten ist vielfach Phosphor zugesetzt (Rindlisbacher 2012).

Phosphate sind für die Herstellung von Schmelzkäse als Schmelzsalze nötig und dienen auch in der Fleischindustrie in ihrer Eigenschaft, Eiweiße zu lockern und damit die Wasserbindung zu erhöhen, als technische Hilfsstoffe. Sie stabilisieren den Säuregrad und besitzen komplexbildende Eigenschaften, so dass sie als Stabilisatoren und zur Unterstützung von Gelier- und Verdickungsmitteln auch in Desserts und Speiseeis Einsatz finden (Zusatzstoffe-Online.de 2013). Alternative Schmelzsalze sind die Calcium-, Kalium- und Magnesiumsalze der Zitronen- und Milchsäure.

Kaliumphosphate kommen als Ersatz für Kochsalz in natriumarmen Lebensmitteln zum Einsatz, wofür es ggf. aber auch andere Ersatzmöglichkeiten gibt. Calciumphosphate dienen als Trennmittel und Zusatz von Lebensmitteln in Pulverform, da sie sehr gut an Lebensmitteloberflächen haften. Alternativ können bspw. Natrium-, Calcium- und Magnesiumcarbonat verwendet werden (Lebensmittellexikon.de 2013). Ammoniumphosphatide werden in ihrer Wirkung als Emulgatoren in der Schokoladen- und Kakaoherstellung eingesetzt. Diese werden aber nicht aus mineralischem Phosphor, sondern aus Speisefetten hergestellt.

Monostärkephosphat erzeugt im Mund ein cremiges Gefühl und verhindert eine Trennung von Fett- und Wasserphasen. Ggf. ist ein Ersatz durch andere modifizierte Stärken möglich.

Phosphorsäure dient als Säuerungsmittel in Erfrischungsgetränken, Sahne- und Milchprodukten (Zusatzstoffe-Online.de 2013). Hier steht ggf. eine Vielzahl von alternativen Säuren zur Verfügung.

Grundsätzlich ist eine Substitution zumindest eines Teils der phosphorhaltigen Lebensmittelzusatzstoffe denkbar. Für eine entsprechende Empfehlung sollte aber auf die Erfahrung eines Lebensmittelchemikers zurückgegriffen werden.

Foodaktuell.ch (2013) diskutiert weiterhin den Einsatz des Enzyms Transglutaminase anstelle von Phosphat bei der Herstellung von Brühwürsten. Ein Fachbericht (Agroscope 2007) behandelt einen möglichen Einsatz von Milchproteinen als Alternative zum Phosphateinsatz in Brühwürsten.

Die Zulassung von Lebensmittelzusatzstoffen wird über die EU-Verordnung (EG) Nr. 1333/2008 geregelt. In deren Rahmen stellt die EU-Kommission auf ihrer Webseite zur Lebensmittelsicherheit eine Datenbank für Lebensmittelzusatzstoffe zur Verfügung. Daraus kann recherchiert werden, für welche Lebensmittel welche der phosphathaltigen Zusatzstoffe in welcher maximalen Konzentration eingesetzt werden können.

Daraus könnte aus dem Lebensmittelverbrauch ein Maximalwert für den Verbrauch von Phosphor ermittelt werden. Dieses Vorgehen wäre aber mit Unsicherheiten und großem Aufwand behaftet. In Pinnekamp et al. (2011) befindet sich für Europa eine quantitative Aufschlüsselung des Phosphatverbrauchs nach Einsatzbereichen im außerlandwirtschaftlichen Bereich. 1 % des Gesamt-Phosphatverbrauchs in Europa fällt auf den Sektor Lebensmittel und Getränke, 6,3 % auf die Seifen- und Detergenzienherstellung. Nach einem Bilanzmodell beträgt der Verbrauch von Phosphor über Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel in deutschen Haushalten ca. 20.000 Mg/a. Unter der Annahme, dass die relative Aufteilung auf die Einsatzbereiche in Deutschland den gesamteuropäischen Verhältnissen entspricht, werden durch den Sektor Lebensmittel und Getränke in Deutschland 3.200 Mg/a an Phosphor verbraucht. Einschätzungen des Umweltbundesamtes kommen sogar auf einen jährlichen P-Verbrauch von 10.030 Mg in dieser Branche. In Europa ist die durch diesen Sektor verbrauchte P-Menge von 1999-2006 von 66.000 auf 76.000 Mg/a angestiegen.

Nach Erhebungen des Umweltbundesamtes wird durch die in Deutschland jährlich eingesetzten Futtermittel 37.490 Mg Phosphor (LAGA 2012) in Form von mineralischem Phosphor und Calciumphosphat tierischen Ursprungs verbraucht. Aus diesen Angaben ist aber nicht ableitbar, in wie weit der enthaltene Phosphor dem Deckungsbedarf entspricht. Außerdem ist eine Aufteilung nach biogener und mineralischer Quelle nicht möglich. Insgesamt sind in den in Deutschland jährlich eingesetzten Futtermitteln nach Pinnekamp et al. (2011) 51.000 Mg Phosphor enthalten. Aus der Betrachtung der jährlichen Verbrauchsmengen an Kraft- und Grün- und Raufutter nach BMELF (2012) lassen sich hingegen darin enthaltene Phosphormengen biogenen Ursprungs von bis zu und über 150.000 Mg erwarten, wenn die Nährstoffgehalte nach KTBL (2009) zugrunde gelegt werden.

2.2.3 Weitere Bereiche

In Zahnpasta ist eine Fluoridisierung über Natriumfluorid, Zinnfluorid oder Aminfluoride möglich (Zahngesundheit-Online.com 2013), anstatt Fluorophosphate einzusetzen.

Hydroxylapatite sollen in manchen Zahncremes der Regeneration des Zahnschmelzes dienen. Solche Zahnpasten können aber nicht fluoridisierend wirken, weil das Fluor durch das Calcium der Hydroxylapatite inaktiviert wird (Test.de 2013). Phosphate kommen darüber hinaus

als Zahnsteininhibitoren zum Einsatz. Auch sind sie als Putzkörper in Gebrauch (Zahnarzt-Muellheim.de 2014). Auf Zahnpasta entfällt 0,1 % des Gesamt-Phosphatverbrauchs in Europa. Unter der Annahme, dass diese Zahl auch für Deutschland gilt, errechnet sich analog wie bei Lebensmitteln ein Phosphor-Verbrauch von ca. 320 Mg/a.

In der Keramikindustrie werden Phosphate als Verflüssigungsmittel und als Bindemittel (Telle 2007) eingesetzt. Alternativen sind in Form von Carbonaten, Silicaten, Huminaten, Acrylaten, Citraten etc. verfügbar.

In der Präzisionsgusstechnik werden in der Dentaltechnik heute zumeist phosphatgebundene Einbettmassen verwendet, weil sie leichter handhabbar sind als silikatgebundene Einbettmassen. Sie werden im Dentalguss sowohl für Edelmetalle als auch für Modellguss-Legierungen verwendet (Grundlagen der Präzisionsgußtechnik 2013).

Phosphate kommen in Kühlmitteln als Korrosionsinhibitoren und Schmiermittel zum Einsatz, aber Motorenhersteller fordern fallweise phosphatfreie Frostschutzmittel, wenn Aluminium-Zylinderköpfe oder -kühler verwendet werden (Fuchs-Oil.de 2013). Die Hersteller von Frostschutzmitteln werben mit der Aussage phosphatfrei. Zu nennen sind hier WIGO Eronex Kühlerfrostschutz Premium Plus, CT 12 plus von Cartechnic, Eurolub Kühlerschutz D-48 Extra, die VW Kühlmittelzusätze G12++/G13 sowie Glysantin G40 von BASF etc. Mit dem aus Treibstoffspargründen zunehmenden Einsatz von Leichtmetallen im Motorenbau wird der Einsatz von Phosphat in Kühlmitteln voraussichtlich zurückgedrängt werden, so dass hier eher kein Handlungsbedarf besteht.

In der Textil- und Lederherstellung werden Phosphate als Prozess-Chemikalien eingesetzt, die im fertigen Produkt nicht mehr enthalten sind, aber auch als Flammenschutzmittel Eingang finden (Budenheim.com 2013). So wird Trinatriumphosphat als alkalische Quelle in faserreaktiven Färbungsprozessen für Baumwolle verwendet (ICL-PP.com 2014) sowie in Scheuerformulierungen oder als Puffer bei Peroxid-Bleichmitteln angewendet. Mononatriumphosphat wird als niedriger pH-Puffer für das Färben von Textilfasern mit Säure eingesetzt. Dinatriumphosphat wird hingegen als schwacher alkalischer Puffer für das Bleichen und Färben von Fasern verwendet, die empfindlich auf hohe pH-Werte reagieren. In der Textilveredelung kommen Polyphosphate, die ähnliche Funktionen wie in Reinigungsanwendungen erfüllen, zum Einsatz. In der Faservorbereitung dient Natriumtripolyphosphat der Verstärkung der Entfettung (ICL-PP.com 2014).

Laut IHO (2001) wird Tris-(2-butoxiethyl)-phosphat als Plastifizierungsmittel im Gummi eingesetzt. Da die Rezeptur aber stark variieren kann und sonst kaum Referenzen zum Einsatz von Phosphat in der Gummiherstellung zu finden sind, ist die Bedeutung dieses Einsatzpfades als eher gering einzustufen. Weiterhin sind auch Flammenschutzmitteln im Gummi integriert.

Themenschwerpunkt: Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen

3 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung

Phosphorrückgewinnungsverfahren sind Techniken, mit denen Phosphor aus Sekundärrohstoffen rückgewonnen werden kann. Ziel ist es, eine Verwertung direkt in der Landwirtschaft als Dünger, in der Düngemittelindustrie oder in der Phosphorindustrie zu ermöglichen (Montag et al. 2010). Phosphorrückgewinnungsverfahren zeichnen sich dadurch aus, dass mit ihnen eine gezielte Schadstoffentfrachtung bzw. Wertstoff-Schadstoff-Trennung vollzogen wird. Demzufolge werden die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung bzw. die Verwendung von (aufgeschlossener) Klärschlammasche als Düngemittel nicht als Verfahren zur Phosphorrückgewinnung gewertet. Dennoch wird nachfolgend, aufgrund seiner Marktpräsenz, ein Verfahrensvertreter zum direkten stofflichen Einsatz von Klärschlammaschen beschrieben. Als Rezyklate werden die mit den Phosphorrückgewinnungsverfahren gezielt erzeugten phosphorhaltigen Erzeugnisse bezeichnet. Klärschlamm und Klärschlammasche sind keine Rezyklate in diesem Sinne.

In Deutschland werden bereits mehrere groß- und halbtechnische Anlagen zur Phosphorrückgewinnung betrieben und erprobt. Der Entwicklungsstand bzw. die Anwendungsreife der Verfahren sind sehr unterschiedlich. Eine Systematisierung der Verfahren wurde von Pinnekamp et al. (2013) vorgenommen und sieht die in Tabelle 2 angegebenen Kategorien vor. Nachfolgend werden typische Vertreter jeder Verfahrenskategorie beschrieben. Die Auswahl erfolgte vor dem Hintergrund möglichst vieler vorliegender Informationen für eine Verfahrens- bzw. Rezyklatbewertung in den Kapiteln 0 und 8. Eine anlagenspezifische Darstellung wurde im EU-Projekt P-REX vorgenommen, auf das daher an dieser Stelle verwiesen wird (P-REX 2014).

Bei den jeweils angegebenen Werten, insbesondere Rückgewinnungs-Wirkungsgrade und Betriebsmittelverbräuchen handelt es sich i.d.R. um Momentaufnahmen von Pilot- oder Versuchsanlagen. Weiterentwicklungen und Prozessverbesserungen sind bei den Verfahren wahrscheinlich.

Tabelle 2: Kategorisierung von Verfahren zur Phosphorrückgewinnung

Medium	Abwasser/ Prozesswasser	Faulschlamm		Klär- schlamm/ Asche	Asche	
Verfahren	Kristallisations-/ Fällungsverfahren	Adsorption/ Fällung	Nass- chemischer Auf- schluss	Metallurgie	Nass- chemischer Auf- schluss	Thermo- chemischer Auf- schluss
Technologie- beispiele	Ostara PEARL- Prozess, P-RoC	FixPhos, Air Prex, Berliner Verfahren	Stuttgarter Ver- fahren, Buden- heim Ver- fahren, Gifhorner Verfahren	MePhrec, ATZ- Eisenbad- reaktor	LEACH- Phos, PASCH, SESAL- Phos	AshDec/ Outotec, RecoPho s, ThermP hos

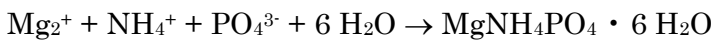
3.1 Ostara PEARL-Prozess

Stoffstrom: Schlammwasser (Bio-P)

Rezyklat: Magnesium-Ammonium-Phosphat

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 30 %

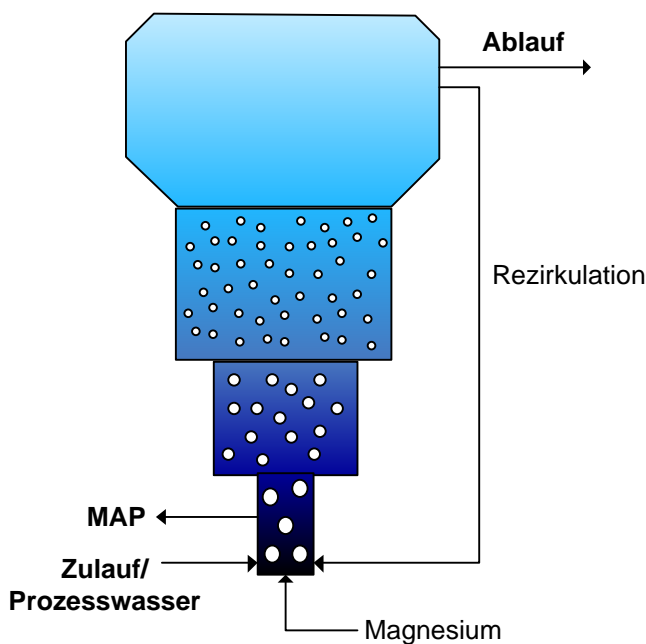
Zur Fällung bzw. Kristallisation der gelösten Phosphate können hinsichtlich einer späteren Phosphorverwertung bzw. -verwendung besonders vorteilhaft Magnesium-Verbindungen zum Einsatz kommen. Liegt außer Phosphat ebenfalls Ammonium in der flüssigen Phase vor, kann unter bestimmten Randbedingungen die Kristallisation von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP, mineralogisch als „Struvit“ bezeichnet) nach folgender Reaktionsgleichung erfolgen:



Aus der Reaktionsgleichung ist zu erkennen, dass im MAP-Salz Magnesium (Mg^{2+}), Ammonium (NH_4^+) und Phosphat (PO_4^{3-}) im stöchiometrischen Verhältnis von 1:1:1 enthalten sind. Um dieses molare Gleichgewicht in einem wässrigen Medium zu erhalten, müssen in der Regel Phosphor und vor allem Magnesium zudosiert werden. Wird lediglich die Phosphorrückgewinnung (im Beisein von Ammonium) angestrebt, wird nur Magnesium bis zum Gleichgewicht mit Phosphat oder zur Verbesserung des Kristallisationsgrades leicht überstöchiometrisch zudosiert. Der deutliche Überschuss an Ammonium stellt kein prozesstechnisches Hindernis für die Kristallisation dar, sondern begünstigt diese aufgrund der höheren Übersättigung der Lösung.

Die verfahrenstechnische Ausgestaltung der MAP-Kristallisation, lässt sich u. a. mittels im Aufstrom betriebener Kristallisationsreaktoren durchführen (z.B. DHV-Crytalactor®, OSTARA PEARL™-Prozess). In Abbildung 3 ist das vereinfachte Verfahrensschema des PEARL-Prozesses dargestellt.

Abbildung 3: Verfahrensschema der PEARL-MAP-Kristallisationsanlage



nach ESEMAG 2006

In dem aufwärts durchströmten Reaktor werden Natronlauge zur pH-Wert-Einstellung und Magnesiumchlorid als Fällmittel zugegeben. Die im oberen Reaktorbereich gebildeten MAP-Kristalle sinken infolge der Querschnittserweiterung des Reaktors bzw. der Strömungsverlangsamung ab und dienen im unteren Reaktorbereich als Pellet-Keime, so dass keine externen Trägermaterialien wie z.B. Sand zugegeben werden müssen. Nach Erkenntnissen der Verfahrensentwickler aus dem Betrieb verschiedener Versuchsanlagen, führt dieses Prinzip sowie ein patentiertes Einmischsystem für Chemikalien und Überstandswasser am Reaktorboden zu MAP-Kristallen mit einer Reinheit von mehr als 97 %, bei einem erwartbaren Wirkungsgrad bezogen auf die Phosphorfracht im Zulauf zum Kristallisationsreaktor von 85 – 90 %. Die am Reaktorboden abgezogenen MAP-Pellets haben einen Durchmesser von bis zu 6 mm. (ESEMAG 2006, N. N. 2006, BRITTON et al. 2007)

Der Vorteil aller im Aufstrom betriebenen Reaktoren ist in der Produktform zu sehen. Die MAP-Pellets sinken erst ab, wenn sie eine gewisse Größe erreicht haben und können aufgrund ihrer Körnigkeit und hohen Nährstoffkonzentration leichter und kostengünstiger verwertet werden als MAP-Suspensionen bzw. – nach weitgehender Entwässerung und Trocknung – MAP-Pulver aus Sedimentationsprozessen.

Ein solcher Schwebebettreaktor zur MAP-Kristallisation wird mit einem Durchsatz von 500 m³/d Überstandswasser als Demonstrationsanlage in Edmonton (Kanada) betrieben. Sieben großtechnische Anwendungen in Nordamerika sind in Betrieb und drei weitere Anlagen befinden sich dort im Bau oder im Planungsstadium. In der Nähe von London ist auf der kommunalen Kläranlage Slough die erste derartige Anlage zur Phosphorrückgewinnung in Europa in Betrieb gegangen (OSTARA 2014).

3.2 P-RoC-Verfahren

Stoffstrom: Schlammwasser (Bio-P)

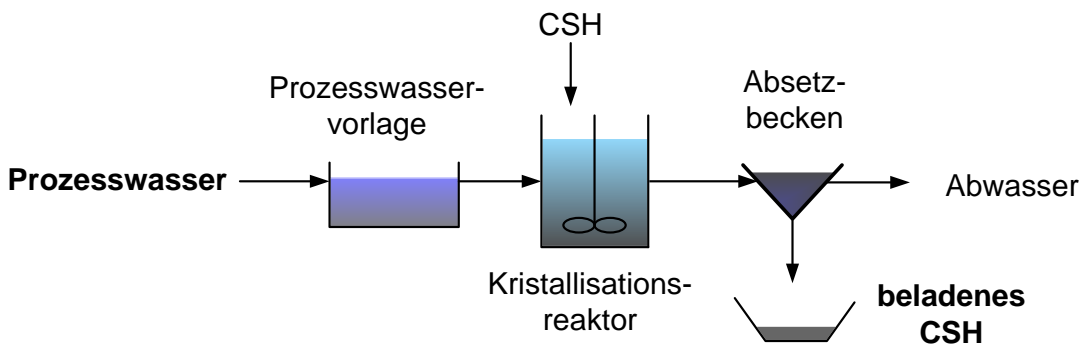
Rezyklat: P-haltiges Calcium-Silikat-Hydrat (CSH)

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 30 %

Das P-RoC-Verfahren (Phosphorus Recovery from Wastewater by Crystallisation of Calcium Phosphate Compounds) wurde vom Kompetenzzentrum für Materialfeuchte (CMM) im Labor- und Halbtechnik-Maßstab bis hin zu einer Pilotanlage im Batchbetrieb entwickelt und erfolgreich erprobt. Grundlage des Verfahrens ist die Rückgewinnung gelösten Phosphats aus der Wasserphase mittels Kristallisation an Calcium-Silikat-Hydrat (CSH). In einem Kristallisationsreaktor, der als Rührreaktor ausgelegt ist, werden die CSH-Impfkristalle dem Abwasser zugegeben. Das mit Phosphor beladene CSH kann nach der Abtrennung (Absetzbecken/Siebung) in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt oder zur weiteren Verarbeitung an die Düngemittelindustrie abgegeben werden. In Abbildung 4 ist das Fließbild des Verfahrens dargestellt.

Abhängig von der Qualität des Abwassers verbleiben die CSH-Kristalle 0,5 bis 2 Stunden im Kristallisationsreaktor. Nach Angaben der Entwickler liegt der Wirkungsgrad bezogen auf die Phosphorfracht im Zulauf zum Kristallisationsreaktor bei 90 %. Der Gesamtwirkungsgrad bezogen auf den Zulauf der Kläranlage ist abhängig von der Einsatzstelle des P-RoC-Verfahrens in der Kläranlage, möglichen Vorbehandlungsschritten und der hieraus resultierenden gelösten vorliegenden Phosphatfracht. Realistisch erscheint für die Behandlung von Prozesswasser einer Bio-P-Kläranlage die Rückgewinnung von bis zu 30 % des Phosphors aus dem Kläranlagenzulauf, sofern gezielte Maßnahmen für eine vorgeschaltete Phosphorrücklösung aus dem Klärschlamm vorgesehen werden.

Abbildung 4: Verfahrensschema des P-RoC-Verfahrens



nach Schuhmann 2010

Die Kristallisationsprodukte erreichen – in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung – P-Gehalte von bis zu 13 Gew.-%. Mineralogische Analysen weisen die Bildung von phosphathaltigen Mineralphasen wie z. B. Hydroxylapatitähnliche Ca-P-Phasen, Brushit und Struvit nach. Aufgrund der niedrigen Schwermetallgehalte des Kristallisationsmaterials und dessen geringer Affinität für die Anreicherung von Schwermetallen, wurden in den generierten Produkten Schwermetallgehalte nachgewiesen, die weit unterhalb der relevanten Grenz- und Richtwerte liegen (Ehbrecht 2013).

Derzeit laufen Untersuchungen zu einer großtechnischen Anwendung des Verfahrens auf der Kläranlage der Stadt Neuburg a. d. Donau (Bayern).

3.3 FIX-Phos-Verfahren

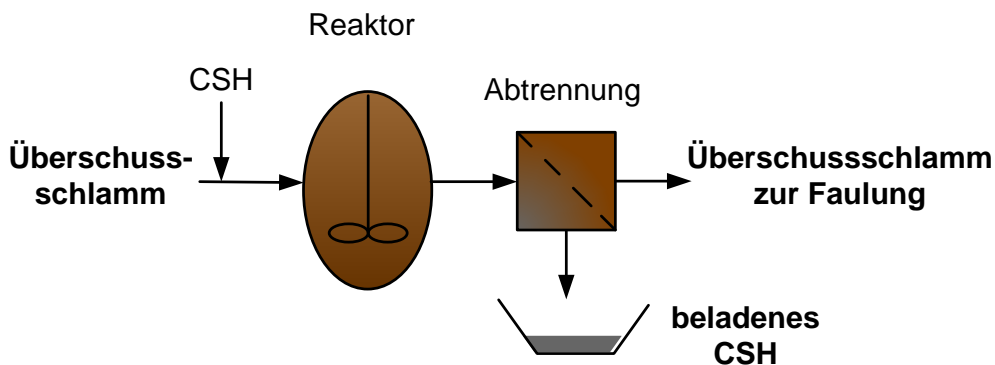
Stoffstrom: Klärschlamm (Bio-P)

Rezyklat: P-haltiges Calcium-Silikat-Hydrat (CSH)

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 30 %

Das FIX-Phos-Verfahren (Recovery and Removal of Phosphorus by Refixation in Sludge Digestors) wurde vom Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt entwickelt. Das Verfahrensfliessbild ist in Abbildung 5 dargestellt.

Abbildung 5: Verfahrensschema des FIX-Phos-Verfahrens



nach Petzet und Cornel 2009

Der Überschussschlamm aus einer Kläranlage mit biologischer Phosphorelimination wird in einem geschlossenen Reaktor mit Calcium-Silicat-Hydrat (CSH) mit einer Aufenthaltszeit von 10 Tagen anaerob behandelt. Polyphosphat und organisch gebundenes Phosphat werden aus dem Schlamm in die wässrige Phase überführt und auf der Oberfläche und im Inneren des CSH kristallisiert. Das beladene CSH kann anschließend beispielsweise über ein Sieb abgetrennt und bedarfsweise gewaschen werden. Stehen mehrere Faulbehälter auf der Kläranlage zur Verfügung und ist eine getrennte Stabilisierung des Primär- (PS) und Überschussschlammes (ÜSS) verfahrenstechnisch möglich, kann das CSH dem ÜSS während der Faulung zugegeben werden. Durch diese Variante kann auf den Bau eines separaten Reaktors verzichtet werden. Das Verfahren ist auch bei der gemeinsamen Stabilisierung von PS und ÜSS einsetzbar, allerdings muss in diesem Fall mehr CSH zugegeben werden und die Abtrennung ist aufgrund der im Primärschlamm enthaltenen Störstoffe deutlich schwieriger (Petzet und Cornel 2009). Durch den Entzug des Phosphors aus dem Klärschlamm können die Entwässerbarkeit des Schlammes erhöht, die Kosten infolge unerwünschter MAP-Inkrustationen auf Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination gesenkt und die Wartungs- und Reparaturintervalle verringert werden (Petzet 2010).

Der Rückgewinnungsgrad liegt nach Angaben der Entwickler bezogen auf die Phosphorkonzentration im Stoffstrom Klärschlamm bei ca. 37 %, bezogen auf den Kläranlagenzulauf entspricht dies ca. 33 %. Das FIX-Phos-Verfahren wurde erfolgreich auf der Kläranlage Eberstadt erprobt. Seit Juli 2012 wird das Verfahren im großtechnischen Maßstab auf der Kläranlage Hildesheim angewendet. Im Faulbehälter (Volumen 4.500 m³) werden Primär- und Überschussschlamm gemeinsam stabilisiert. Täglich werden durchschnittlich 900 kg CSH (ca. 0,3 Massen-Prozent) batchweise im Seitenstrom in den Faulturm zugegeben. Bei dieser Umsetzung des Verfahrens steht die Absenkung der Phosphatkonzentration im Schlammwasser im Vordergrund, um MAP-Ablagerungen im Bereich der Schlammbehandlung (Schlammumwälzung, Schraubenschaufler, Überfallwehr) zu verhindern. Da der Faulschlamm der Kläranlage Hildesheim landwirtschaftlich verwendet wird, ist eine Abtrennung und Rückgewinnung des Calciumphosphats nicht erforderlich. (Petzet 2013)

3.4 Berliner Verfahren/ AirPrex-Verfahren

Stoffstrom: Klärschlamm (Bio-P)

Rezyklat: Magnesium-Ammonium-Phosphat

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 11 % (Berlin, Mönchengladbach) bzw. 22 % (Amsterdam)

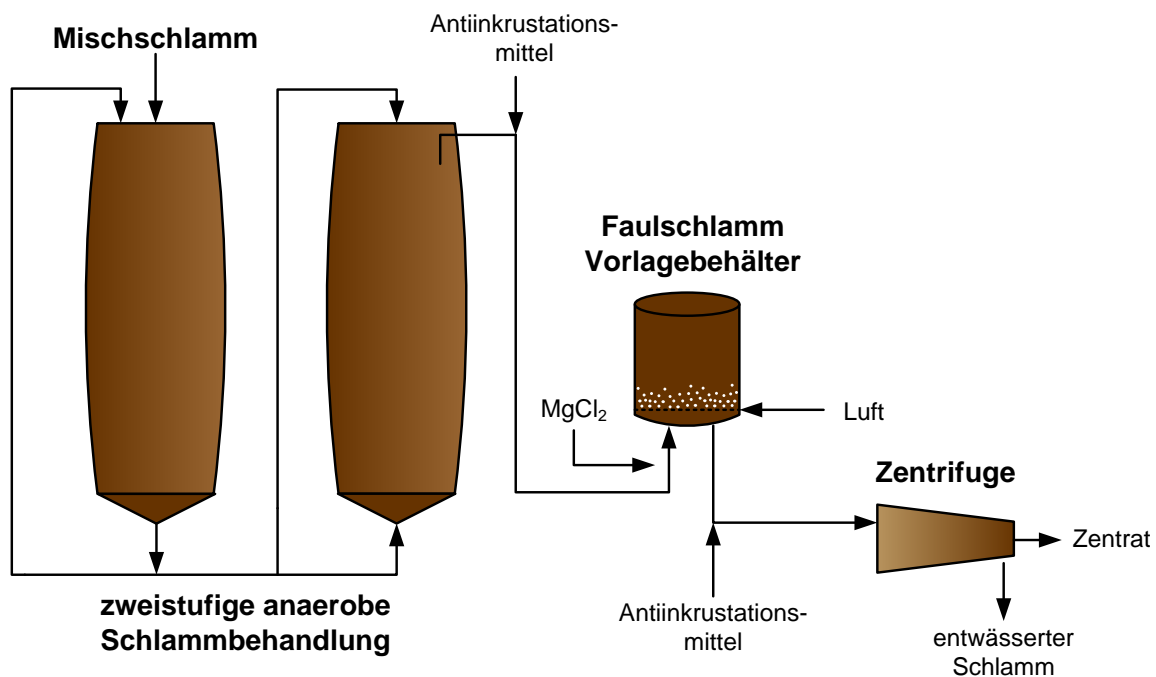
Das Berliner Verfahren wurde nach den 1994 erstmalig auftretenden massiven Inkrustationen im Bereich der Zentratwasserbehandlung sukzessive in die Kläranlage Waßmannsdorf der Berliner Wasserbetriebe (BWB) implementiert, verändert und optimiert. Im Abwasserreinigungprozess der Kläranlage wird eine vermehrte biologische Phosphorelimination angewandt, was hohe Phosphatkonzentrationen im Schlammwasser begünstigt. Das spontane Ausgasen des Kohlenstoffdioxids aus dem übersättigten Faulschlamm führte zum Anstieg des pH-Wertes und damit zur Veränderung der Löslichkeitsgleichgewichte von MAP und anderen Verbindungen, so dass es zu unkontrollierten Inkrustationen kam. Dieses Problem wurde durch verschiedene Maßnahmen gelöst (Abbildung 6), die als „Berliner Verfahren“ patentiert wurden. Insbesondere wurden folgende verfahrenstechnische Änderungen vorgenommen:

- ▶ Intensivierung der Faulschlammumwälzung durch standardmäßige Zufuhr am Behälterkopf und Abzug am Behälterboden (1. Faulstufe).

- ▶ Dosierung von Antiinkrustationsmitteln in die Rohrleitungen zwischen zweitem Faulbehälter und Faulschlammvorlage sowie in den Zulauf zur Entwässerungs-Zentrifuge.
- ▶ Ausgestaltung der Faulschlammvorlage als Reaktor zur gezielten MAP-Fällung durch CO₂-Ausstrippen mittels Lufteintrag (Anstieg des pH-Wertes auf pH 8) sowie Dosierung von Magnesiumchlorid (MgCl₂) als Fällmittel. (Heinzmann und Lengemann 2013)

Auf diese Weise konnte das Betriebsproblem der sich rasch entwickelnden ungewollten Inkrustationen sicher behoben werden und damit weitere Vorteile (gesteigerter Mineralisationsgrad des Faulschlammes, verbesserte Entwässerungseigenschaften, Reduzierung des Verbrauchs an Flockungshilfsmitteln, verringerte Phosphat-Rückbelastung) generiert werden, so dass sich der Einsatz des Berliner Verfahrens in jährlichen Betriebskosteneinsparungen niederschlägt (Heinzmann und Lengemann 2013).

Abbildung 6: Verfahrensschema des Berliner Verfahrens



Heinzmann und Lengemann, 2013

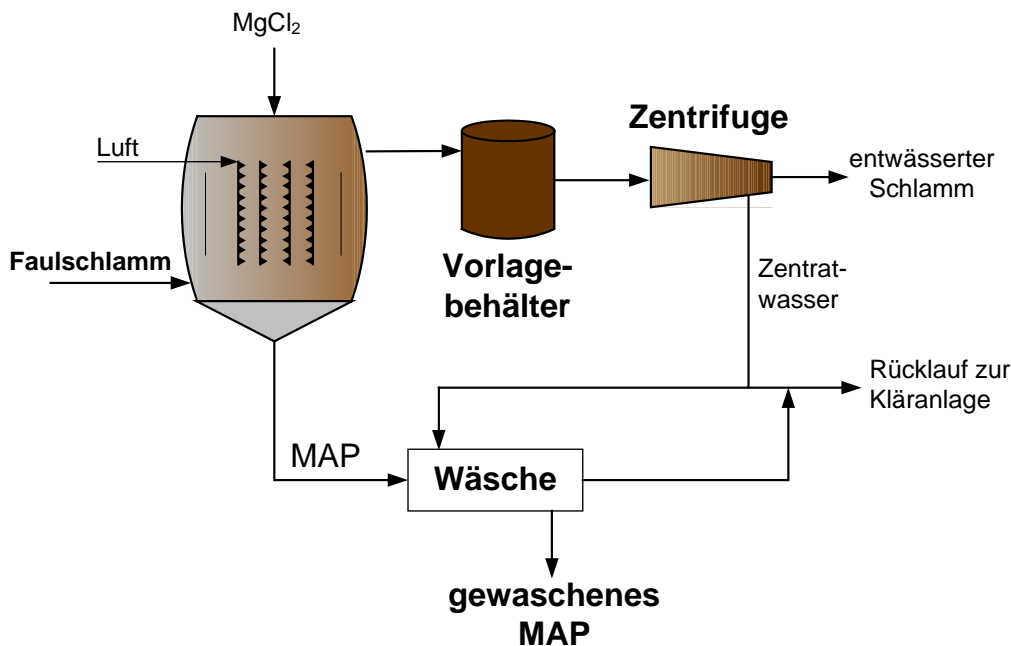
Durch diese Betriebsweise des Berliner-Verfahrens resultierten Probleme dahingehend, dass quartalsweise ca. 30 Tonnen MAP vom Fuß des Faulschlamm-Vorlagebehälters abgezogen werden mussten, um den Betrieb der am Boden installierten Flächenbelüftung aufrecht erhalten zu können. Bezogen auf den Anlagenzulauf konnten nur ca. 2 % des Phosphors über diesen Weg separat rückgewonnen werden; der Großteil des Phosphors wurde als MAP weiterhin mit dem Klärschlamm der Entsorgung zugeführt. Als nachteilig erwies sich des Weiteren, dass MAP gemeinsam mit dem Faulschlamm den Zentrifugen zugeführt wurde und sich an dieser Stelle der abrasive Verschleiß durch das MAP deutlich erhöhte. (Heinzmann und Lengemann 2013)

Eine Weiterentwicklung des Verfahrens war somit erforderlich. Diese wird inzwischen als AirPrex-Verfahren (Abbildung 7) großtechnisch auf verschiedenen Anlagen in Deutschland (Mönchgladbach-Neuwerk, Braunschweig-Steinhof) und den Niederlanden (Wieden-Echten,

Amsterdam) eingesetzt (Ewert und Wagenbach 2013). Ende 2014 befinden sich vier Anlagen im Bau, drei davon in Deutschland (Bogner 2014).

Das AirPrex-Verfahren wurde seit 2006 von der P.C.S. GmbH, Hamburg, die die Lizenz für das Patent der BWB übernommen hat, auf dem Markt angeboten. Nunmehr besitzt die CNP-Technology Water and Biosolids GmbH, Hamburg die Rechte am AirPrex Verfahren und vertreibt dieses weltweit (Bogner 2014).

Abbildung 7: Verfahrensschema des AirPrex-Verfahrens in Wieden-Echten, Niederlande



nach Ewert und Wagenbach, 2013

Unmittelbar nach der Faulung wird der Faulschlamm dem MAP-Reaktor zugeführt. Durch die bereits im Berliner Verfahren vorgesehene Luftstrippung steigt der pH-Wert auf Zielwerte zwischen pH 7,8 – 8,0 (STOWA 2012) an und in Folge der Dosierung von Magnesiumchlorid wird MAP ausgefällt. Die hydraulische Aufenthaltszeit im Reaktor sollte acht Stunden betragen, damit eine Reduzierung der Phosphat-Konzentration im Schlamm von ca. 90 % gelingt (Ewert und Wagenbach 2013); am Standort Berlin-Waßmannsdorf wird ausgehend von ca. 350 mg PO₄-P/l im Zulauf zum MAP-Reaktor ein Wirkungsgrad von ca. 95 % erreicht (Heinzmann und Lengemann 2013). Das MAP wird über einen trichterförmigen Boden aus dem Reaktor ausgeschleust und gewaschen. In der Anlage in Waßmannsdorf (Q = 2.400 m³/d, V = 800 m³) werden bei einer Belüftung zwischen 2.000 und 3.000 m³/h (Heinzmann und Lengemann 2013) bezogen auf die Phosphorzulaufkraft zur Kläranlage ca. 11 % (Lengemann und Ewert 2015) rückgewonnen. In Amsterdam werden mit dem Verfahren aktuell Rückgewinnungsgrade von bis zu 22 % erreicht.

3.5 Stuttgarter Verfahren

Stoffstrom: Klärschlamm (Fe-Fällung, Bio-P)

Rezyklat: Magnesium-Ammonium-Phosphat

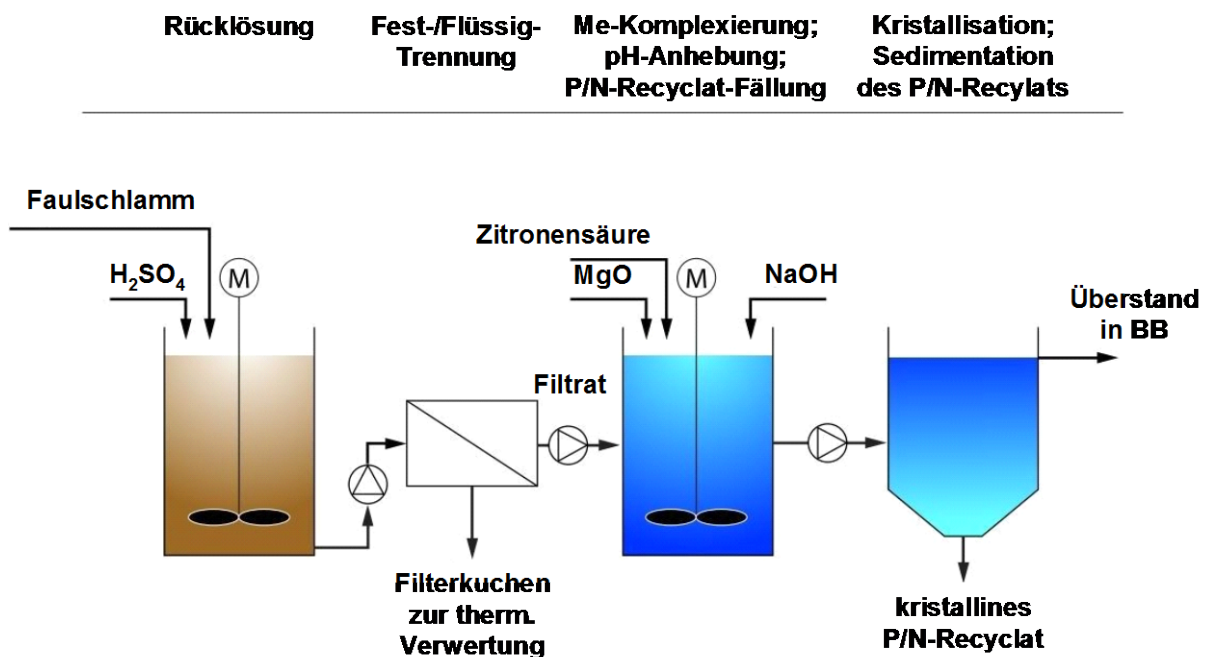
Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 43 % (bei Aufschluss pH 4,5)

Am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart wurde in Zusammenarbeit mit der iat – Ingenieurberatung, Stuttgart, das sogenannte „Stuttgarter Verfahren“ zur Phosphorrückgewinnung aus anaerob stabilisierten Klärschlämmen als Magnesium-Ammonium-Phosphat entwickelt. Das Verfahren zeichnet sich dadurch aus, dass kommunaler Klärschlamm von Kläranlagen mit simultaner Phosphat-Elimination mittels Eisensalzen zur Rückgewinnung verwendet werden kann und keine Verfahrensumstellungen seitens der Abwasserreinigung erforderlich sind (z. B. Bio-P-Betrieb). Das erzeugte phosphor- und stickstoffhaltige Rezyklat (v. a. Struvit) könnte beispielsweise direkt als Mehrnährstoffdünger in der Landwirtschaft verwendet werden.

Das „Stuttgarter Verfahren“ wurde in den Jahren 2003 und 2004 entwickelt und im Labormaßstab erprobt (Weideler et al. 2005 und 2007). Aufbauend auf diesen Erfahrungen wurde eine halbtechnische Versuchsanlage mit einem Reaktorvolumen von ca. 1 m³ betrieben. Dabei konnte gezeigt werden, dass das Verfahren auch im halbtechnischen Maßstab stabil zu betreiben ist (Weideler et al. 2008). Daraufhin wurde eine Pilotanlage im großtechnischen Maßstab projektiert und ausgeführt. Diese Pilotanlage wird seit Ende 2011 vom Abwasserzweckverband Raum Offenburg betrieben und seitens des ISWA wissenschaftlich begleitet. Die Pilotanlage wurde so dimensioniert, dass ein in etwa 5.000 EW bis 10.000 EW entsprechender Teilstrom des täglich anfallenden Faulschlammes behandelt werden kann.

Die Pilotanlage besteht aus zwei Chargenbehältern und einem Absetzbecken (Füllvolumen jeweils 12 m³), einer Kammerfilterpresse sowie aus Vorratsbehältern und Dosiereinrichtungen für die Betriebsmittel Natronlauge, Zitronensäure, Schwefelsäure, Magnesiumoxid und Flockungshilfsmittel. Der Betrieb der Anlage erfolgt chargenweise. In Abbildung 8 ist das Verfahrensschema dargestellt.

Abbildung 8: Verfahrensschema des Stuttgarter Verfahrens



Meyer 2013

In Chargenbehälter 1 wird die Rücklösung von Phosphaten aus dem Faulschlamm bei einem pH-Wert von pH 4,5 durchgeführt. Der Behälter ist so ausgelegt, dass er eine Charge Faulschlamm aufnehmen kann und zusätzlich ein Freibord für eine eventuelle Schaumbildung

infolge der Säurezugabe während der Rücklösung vorhanden ist. Die Zugabe von 78 %iger Schwefelsäure (5 L/m³ Faulschlamm) erfolgt gleichzeitig mit der Faulschlammbeschickung. Hierdurch kann die Schaumbildung minimiert werden. Nach Abschluss der für die Rücklösung der Phosphate vorgesehenen Zeit erfolgt die Fest-/Flüssig-Trennung mittels einer Kammerfilterpresse, so dass aus einem Kubikmeter Faulschlamm ca. 0,9 m³ Filtrat gewonnen werden (Meyer 2014). Bereits eine geringe Abweichung der Rücklösebedingungen in Richtung niedrigerer pH-Werte führt bei der Entwässerung zu einer unbefriedigenden Ausbildung des Filterkuchens bzw. resultiert in einer arbeitsintensiven Reinigung des Aggregates. Aus gesamtbetrieblichen Gründen wird daher auf das Einstellen niedrigerer pH-Werte verzichtet, mit denen eine höhere Phosphorausbeute möglich wäre. Zur Schlammkonditionierung wird der saure Faulschlamm in der Beschickungsleitung zur Kammerfilterpresse mit einer Stammlösung aus speziellem Polymer und Betriebswasser vermischt. Nach der Separation wird das Filtrat in den Chargenbehälter 2 überführt. Die feste Phase, d. h. der entwässerte und phosphat- bzw. nährstoffabgereicherte Schlamm, wird der thermischen Behandlung zugeführt. (Steinmetz et al. 2014, Meyer 2013)

In Chargenbehälter 2 findet im Filtrat die Komplexierung von Metallen und Schwermetallen, die Neutralisation und die MAP-Fällung statt. Zur Komplexierung der im Rücklöseschritt freigesetzten Metalle wird Zitronensäure im stöchiometrischen Verhältnis von 1:1 (Zitronensäure zur Summe aus Eisen, Aluminium, Calcium und Magnesium) in das Filtrat dosiert. Für die Weiterbehandlung des Filtrates aus der Leaching-Einstellung pH 4,5 werden hierzu ca. 5 Liter Zitronensäure (50 %) pro m³ Filtrat benötigt. Nach der Metall-Komplexierung und der Zugabe des Fällmittels Magnesiumoxid (durchschnittlich 1 kg Magnesiumoxid (92 %) pro m³ Filtrat; Zugabe noch im sauren Milieu) wird der pH-Wert durch Zugabe von Natronlauge auf den Fällungs-pH-Wert von 8,5 angehoben. Dies erfordert durchschnittlich ca. 6 Liter Natronlauge (25 %) pro m³ Filtrat. (Meyer 2014)

Nach Abschluss der MAP-Fällungsreaktion wird das Filtrat mit den Fällprodukten in das Absetzbecken überführt. Der verdrängte Überstand aus dem Absetzbecken wird dem Belebungsbecken (BB) der Kläranlage wieder zugeführt. Nach erfolgter Sedimentation werden die Fällprodukte abgezogen (Meyer 2013). Eine alternative Betriebsweise wurde inzwischen untersucht, bei der das Filtrat zunächst dem Absetzbecken für eine weitergehende Feststoffabtrennung („intensive Sedimentation“) zugeführt wird, bevor es in den Behälter zur Komplexierung und Fällung zurückgeführt wird. Hier erfolgt eine modifizierte Einstellung des pH-Wertes. Durch diese Maßnahmen lässt sich die Produktqualität deutlich verbessern (Steinmetz et al. 2014).

In einem weiteren Verfahrensschritt werden die Fällprodukte entwässert, getrocknet und ggf. gereinigt. Der mittlere Rückgewinnungsgrad liegt bezogen auf die Phosphorkonzentration im Stoffstrom Faulschlamm bei ca. 48 %, bezogen auf den Kläranlagenzulauf entspricht dies ca. 43 %. Das Rezyklat wurde auf die Parameter nach Düngemittelverordnung (2012) sowie auf ausgewählte organische Mikroschadstoffe untersucht. Sämtliche Grenzwerte nach Düngemittelverordnung werden unterschritten. Hinsichtlich der untersuchten Mikroschadstoffe (u.a. Benzophenon, Diethyltoluamid, Galaxolid, TCPP) wird durch das Stuttgarter Verfahren eine Abreicherung von 78 bis 99 % gegenüber dem für die thermische Behandlung vorgesehenen Klärschlamm erreicht. (Steinmetz et al. 2014, Meyer 2013)

3.6 Budenheimer Kohlensäure-Verfahren

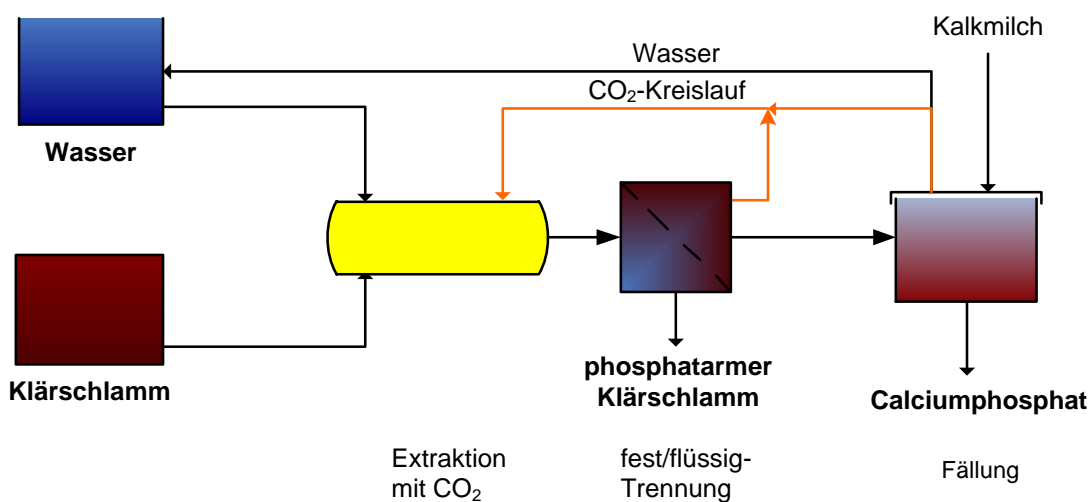
Stoffstrom: Klärschlamm (Fe-Fällung, Bio-P)

Rezyklat: Calciumphosphat

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 45 %

Das Budenheimer Kohlensäure-Verfahren wurde von der Chemischen Fabrik Budenheim KG entwickelt und befindet sich derzeit noch in der Testphase mit mehreren Pilotanlagen. Ziel ist es, das in Klärschlämmen enthaltene Phosphat zu extrahieren und anschließend gezielt als Calciumphosphat zu fällen. Das Verfahrensschema ist in Abbildung 9 dargestellt (Schnee et al. 2013).

Abbildung 9: Verfahrensschema des Budenheimer Kohlensäure-Verfahrens



Unter Druck gelangt Kohlenstoffdioxid in den mit Wasser und Klärschlamm versetzten Reaktor. Das CO₂ löst sich in der wässrigen Phase, wodurch Kohlensäure entsteht und der pH-Wert sinkt. In diesen Milieubedingungen lösen sich die Phosphate aus dem Klärschlamm. Anschließend wird die Suspension filtriert und der phosphatarmer Klärschlamm aus dem Verfahren ausgeschleust. Die Fällung des Phosphates aus dem Filtrat erfolgt durch Austreiben des Kohlenstoffdioxids, wodurch der pH-Wert wieder erhöht wird; ggf. wird die Fällung durch die Zugabe von Kalkmilch unterstützt. Nach abschließender Trocknung steht der Phosphatdünger für die weitere Verwertung zur Verfügung. Das anfallende Prozesswasser kann nach der Phosphatfällung erneut zum Anmischen von Klärschlamm eingesetzt werden. Auch das CO₂ wird im Kreislauf geführt, indem es beim Entspannen erfasst, verdichtet und wiederum zur Extraktion eingesetzt wird (Schnee et al. 2013, Stössel 2013).

Der abgetrennte Klärschlammrückstand ist phosphatarm und kann dadurch gut in der Baumatériauindustrie genutzt werden; durch den Entzug des Phosphates ist hinsichtlich der entsprechenden Produktanforderungen ein Einsatz in der Zementindustrie möglich (Schnee et al. 2013, Stössel 2013).

Derzeit können bis zu 50 % der Phosphate aus dem Klärschlamm durch das Kohlensäureverfahren rückgewonnen werden. Da der Schlamm ohne vorbereitende Maßnahmen genutzt werden kann, ist eine Anlage direkt am Klärwerk sinnvoll, wodurch Transportwege entfallen. Auch erfordert die Trocknung des mit dem Budenheim Verfahren behandelten Klärschlammes weniger Energie und dessen wärmeerzeugender Wert ist aufgrund der geringeren Masse höher (Schnee et al. 2013, Stössel 2013).

3.7 MePhrec Verfahren

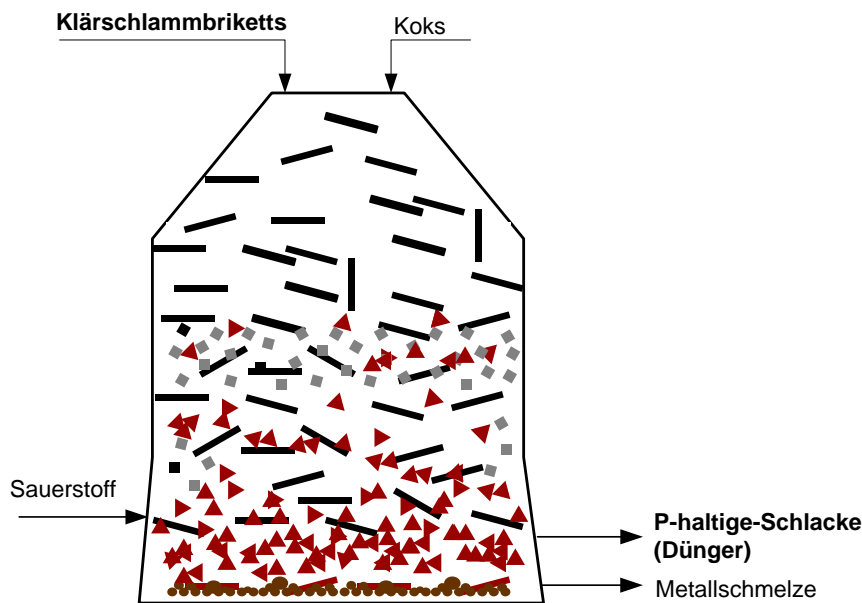
Stoffstrom: Klärschlamm/ Klärschlammasche

Rezyklat: P-haltige Schlacke

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 70 %

Das von der ingitec GmbH Leipzig konzipierte Verfahren zum metallurgischen Phosphorrecycling (MePhrec) erlaubt die gleichzeitige stoffliche und energetische Verwertung von phosphathaltigen Abfällen, z.B. von Klärschlamm. Kernstück des Verfahrens ist der mit Koks betriebene Sauerstoff-Schacht-Schmelz-Vergaser (Abbildung 10).

Abbildung 10: Verfahrensschema des MePhrec Verfahrens



nach Scheidig et al. 2010

Der Klärschlamm muss vor der Zugabe in den MePhrec-Reaktor brikettiert werden, um die Gasdurchlässigkeit der Schüttsäule bei der Schacht-Schmelzvergasung im Reaktor zu gewährleisten. Außerdem wird im Verfahren metallurgischer Koks (ca. 15 % bezogen auf den mineralischen Anteil der Klärschlamm-Briketts) eingesetzt, der die zum Schmelzen erforderliche Wärmeenergie sowie die reduzierende Atmosphäre im Ofenschacht bereitstellt. Der organische Anteil des Klärschlamms wird unter diesen Bedingungen vergast; das Brenngas kann zur Wärme- oder Stromerzeugung genutzt werden (Scheidig et al. 2010). Im Reaktor werden die mineralischen Bestandteile des Klärschlamms im Gegenstrom mit den aufsteigenden, heißen Reaktionsgasen der Koks-Verbrennung aufgeheizt und schmelzen auf diese Weise zu einer Schlacke (Schmelzzeit ca. 2 bis 3 Stunden). Diese fließt mit einer Temperatur von ca. 1.450°C kontinuierlich aus dem Reaktor ab. (Scheidig et al. 2013)

Im Prozess verdampfen Schwermetalle mit niedrigem Schmelzpunkt (z.B. Zink, Cadmium, Quecksilber) bereits im Schacht des Reaktors und werden in der Gasreinigung abgeschieden. Bei höheren Temperaturen schmelzende Metalle (z.B. Kupfer, Chrom, Nickel) legieren in einer als Schwermetall-Senke wirkenden Metallschmelze, deren Hauptbestandteil Eisen ist. Aufgrund ihrer höheren Dichte sammelt sich diese Schmelze unterhalb der flüssigen phosphathaltigen Schlacke im Herd des Reaktors. (Scheidig et al. 2010)

Die Trennung von Schlacke und Metallschmelze kann über einen Siphon oder durch getrennte Abstiche in unterschiedlicher Höhe aus dem Herd des Reaktors gewährleistet werden. Der Schlacke-Abfluss erfolgt entweder in ein Wasserbad oder in einen Wasserstrahl, so dass es zu einer Granulierung des Materials kommt. Im Prozess entstehen somit „gleichzeitig

- ▶ eine phosphathaltige Schlacke,
- ▶ eine Metallegierung (in geringer Menge) und
- ▶ ein Brenngas, das sich nach Reinigung auf Synthesegasqualität zur Stromerzeugung eignet.“ (Scheidig et al. 2013)

In dem Prozess werden alle im Klärschlamm enthaltenen organischen Schadstoffe zerstört und der Schwermetallgehalt in der Schlacke durch Verdampfung (und nachfolgender Abscheidung) sowie Aufkonzentrierung in der Metallschmelze reduziert. Die verbleibenden Metall- oder Metalloxidgehalte des Produktes (Schlacke) liegen deutlich unter den Grenzwerten der Düngemittelverordnung und den veröffentlichten Werten der in Novellierung befindlichen Klärschlammverordnung (Scheidig et al. 2010 und 2013).

Häufig wird der Vergleich zwischen der phosphorhaltigen MePhrec-Schlacke und „Thomas-mehl“ gezogen. Die Schlacke weist geringere Anteile an Eisenoxiden (FeO und Fe_2O_3), annähernd gleiche CaO -, MgO - und zitronensäurelösliche P_2O_5 -Gehalte sowie höhere SiO_2 - und Al_2O_3 -Gehalte auf. Die Schlacke zeichnet sich „durch eine hohe Pflanzenverfügbarkeit des im Dünger enthaltenen Phosphors“ (Scheidig et al. 2010) aus. Mit dem MePhrec-Verfahren können ca. 80 % des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors rückgewonnen werden (Scheidig et al. 2010), d.h. bezogen auf den Kläranlagenzulauf ca. 70 % des Phosphors. Der Phosphorverlust in der Metallschmelze muss noch genauer quantifiziert werden, einer detaillierten Bilanzierung des Phosphors kommt bei den weiteren Untersuchungen zu diesem Verfahren große Bedeutung zu.

Das MePhrec-Verfahren soll im großtechnischen Pilotmaßstab zur Klärschlammbehandlung in Nürnberg umgesetzt und an diesem Standort weiter erprobt und optimiert werden. Im Zuge dieser kontinuierlichen Versuche wird auch der angegebene Wirkungsgrad überprüft werden. Grundsätzlich ist das Verfahren auch mit Klärschlammaschen anwendbar. Hierbei bestehen jedoch nicht mehr die energetischen Vorteile wie bei der Behandlung von brikettiertem Klärschlamm. Allerdings kann das MePhrec-Verfahren in diesem Fall in vorhandene Klärschlamm-Verbrennungsanlagen integriert und somit andere Vorteile generiert werden (z.B. Nutzung der logistischen Infrastruktur, Abgasreinigung).

3.8 PASCH Verfahren

Stoffstrom: Klärschlammasche

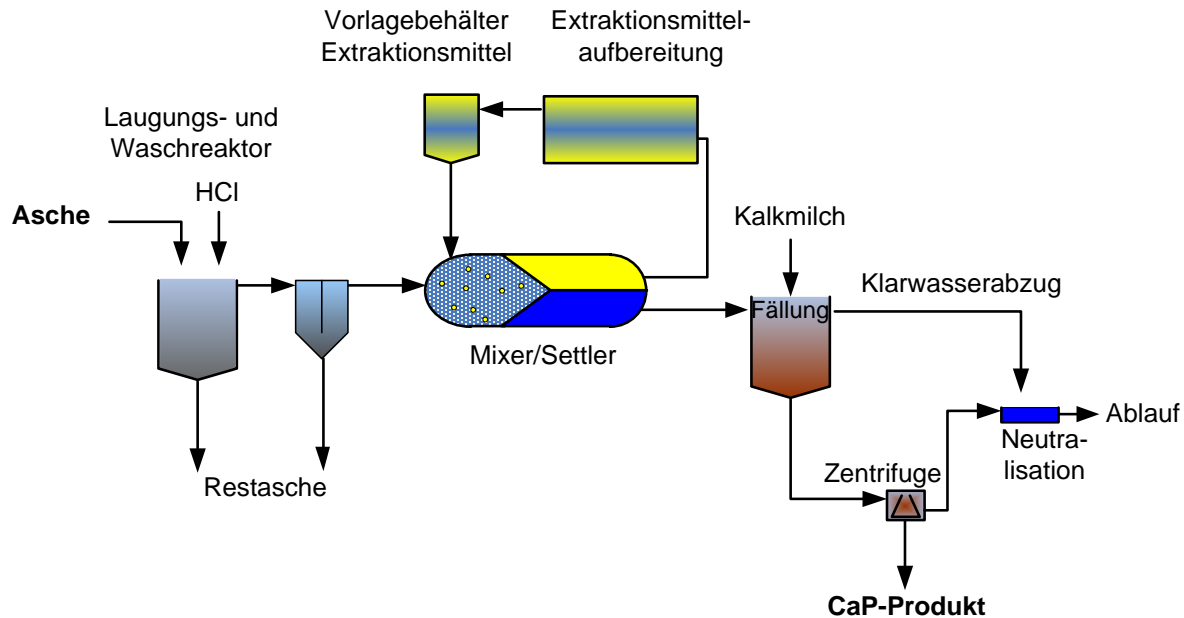
Rezyklat: Calcium- oder Magnesiumphosphat

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 80 %

Im Rahmen des Verbundvorhabens „PASCH“ wurde ein Verfahren (Abbildung 11) entwickelt und erforscht, das eine Rückgewinnung von Phosphor als pflanzenverfügbares Calciumphosphat (alternativ Magnesiumphosphat) aus Klärschlammverbrennungsaschen ermöglicht. Aus den im Labor und im Technikum durchgeführten Forschungsarbeiten wurde ein Rückgewinnungsprozess entwickelt, der aus den folgenden drei Hauptschritten besteht:

- ▶ Chemischer Aufschluss der Aschen (Laugung),
- ▶ Reinigung der Aufschlusslösung und
- ▶ Produktfällung.

Abbildung 11: Verfahrensschema des PASCH-Verfahrens



Zur weitgehenden (> 90 %) Freisetzung des Phosphates aus der Klärschlamm-Asche wird diese in einem Rührbehälter mit verdünnter Salzsäure bei Umgebungstemperatur vermischt. Anschließend wird die Laugungslösung von dem verbliebenen Rückstand getrennt, der Rückstand gewaschen und weitgehend vom Waschwasser befreit. Die chloridische Laugungslösung wird zur Abtrennung der mit dem Phosphor ebenfalls aus der Asche heraus gelösten Metalle, die als Chlorokomplexe vorliegen, einem mehrstufigen Solventextraktionsprozess unterzogen, für den eine zweistufige Mixer-Settler-Einheit empfohlen wird. Das mit den Metallen beladene Extraktionsmittel wird in einem Nebenschritt gewaschen, reextrahiert und regeneriert, so dass es erneut eingesetzt werden kann. Als letzter Prozessschritt wird die Produktfällung aus der Laugungslösung durchgeführt. Hierbei wurden im Versuchsbetrieb verschiedene Rezyklate generiert. Eine edukt- und produktspezifische Optimierung des großtechnischen Betriebs ist ohne gravierende bau- bzw. maschinentechnische Veränderungen möglich, so dass im Betrieb sowohl auf sich ändernde Aschezusammensetzungen als auch auf veränderte Anforderungen an das Rezyklat reagiert werden kann. Der Gesamtwirkungsgrad bezogen auf den Kläranlagenzulauf beträgt ca. 80 %. (Pinnekamp et al. 2010)

Das PASCH-Verfahren ermöglicht die Herstellung zweier unterschiedlich zusammengesetzter Calciumphosphate sowie eines Magnesiumphosphates. Das derzeit priorisierte Verfahrenskonzept sieht die Produktion von Calciumphosphat unter Einsatz von Kalkmilch als Fällmittel vor.

3.9 AshDec/Outotec Verfahren

Stoffstrom: Klärschlammasche

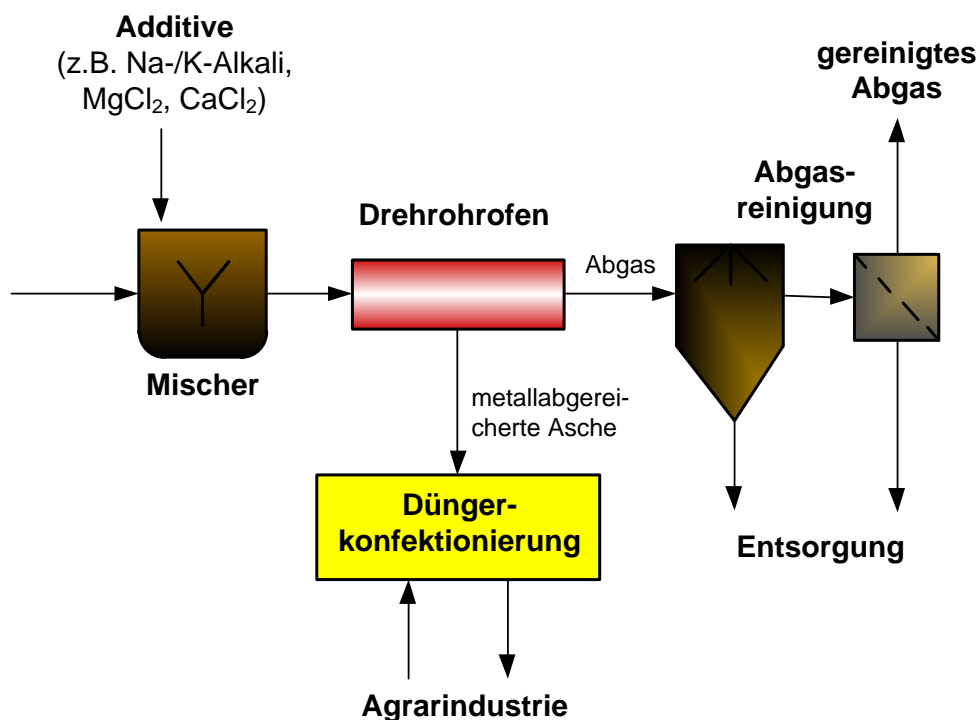
Rezyklat: Dünger aus Asche

Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 90 %

Ein Verfahren zur thermochemischen Behandlung von Klärschlammaschen zu Phosphordüngern wird seit einigen Jahren stetig weiterentwickelt und firmiert derzeit als Outotec-Verfahren (Synonym zu ASHDEC-, SUSAN-, BAM-Verfahren). Eine Pilotanlage mit einem Durchsatz von 7 Mg/d wurde in Leoben (Österreich) von der inzwischen insolventen Firma AshDec betrieben.

Die thermochemische Behandlung von Klärschlammaschen zielt darauf ab, die Schwermetalle durch Verdampfung aus der Asche zu entfernen, da erhöhte Schwermetallgehalte eine direkte Verwendung der Aschen in der Landwirtschaft verhindern. Ein weiteres Ziel ist es, die Phosphate in eine pflanzenverfügbare Form zu überführen. In Abbildung 12 ist das Prinzip des Verfahrens dargestellt. (Kley et al. 2005)

Abbildung 12: Verfahrensschema des AshDec Verfahrens



Zunächst wird die phosphathaltige Klärschlammasche mit Calciumchlorid ($CaCl_2$) und / oder Magnesiumchlorid ($MgCl_2$) versetzt; zuletzt wurde Natriumhydrogenkarbonat ($NaHCO_3$) vorgesehen (Hermann 2013). Diese Additive werden in destilliertem Wasser gelöst mit der Asche vermischt, so dass im Ausgangsstoff ein Wassergehalt von ca. 30 % eingestellt wird. Das Gemisch wird anschließend der zwanzigminütigen thermischen Behandlung zugeführt. In geschlossenen Systemen wie z. B. Drehrohrofen reagieren die Schwermetalle bei Temperaturen von ca. $1.000^{\circ}C$ zu den entsprechenden Chloriden und werden verdampft. Das mit Schwermetallchloriden angereicherte Abgas wird ausgeschleust und die Schadstoffe über einen Nasswäscher abgeschieden und entsorgt (Kley et al. 2005, Adam et al. 2007).

Durch das Verfahren ist eine weitgehende Entfrachtung der Asche von den Schwermetallen Pb, Cd, Cu und Zn von > 90 %, von Mo > 80 % und von Sn > 70 % möglich (Kley et al. 2005). Bei der Verfahrensmodifikation unter Zugabe von Karbonaten erfolgt keine Entnahme von Cu und eine geringere Entnahme von Zn und Pb (Hermann 2013).

3.10 RecoPhos-Prozess

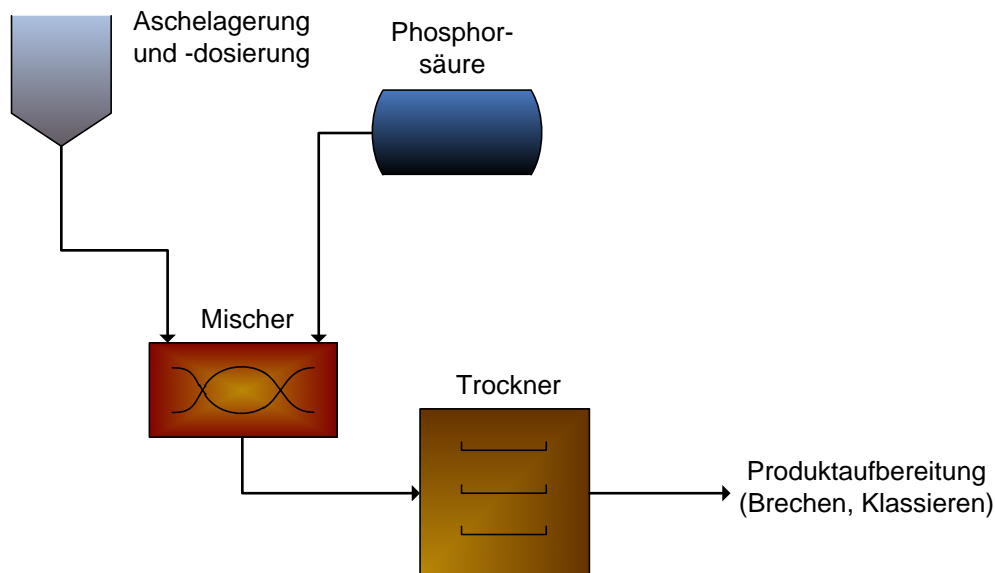
Stoffstrom: Klärschlammasche

Rezyklat: phosphorangereicherte Asche

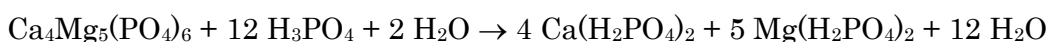
Rückgewinnungs-Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf: 90 %

Im RecoPhos-Prozess werden Aschen aus Monoverbrennungsanlagen kommunaler Klärschlämme eingesetzt. Ziel ist es, durch diese Weiterverarbeitung den enthaltenen Phosphor für Pflanzen verfügbar zu machen (Weigand und Bertau 2014, Weigand et al. 2013). Das Verfahrensschema ist in Abbildung 13 wiedergegeben.

Abbildung 13: Verfahrensschema des RecoPhos Prozesses



Durch die Reaktion gering löslicher, pflanzenunzugänglicher Mineralphasen der Asche mit der zugeführten Phosphorsäure wird bezweckt, dass pflanzenverfügbare und damit für die Düngemittelindustrie nutzbare Phosphate entstehen. Diese setzen sich hauptsächlich aus Ca- und Mg-Dihydrogenphosphaten zusammen, welche charakteristisch für das entstehende Produkt „RecoPhos P38“ sind. Eine trivialisierte Reaktionsgleichung von phosphorhaltigen Klärschlammaschen mit Phosphorsäure gibt folgende Gleichung wieder (Weigand und Bertau 2014, Weigand et al. 2013):



Hieraus geht hervor, dass lediglich ein Drittel des im Produkt enthaltenen Phosphors aus dem Einsatzstoff Klärschlammasche stammt. Der übrige Anteil stammt aus der zugegebenen Phosphorsäure.

Als Vorteile des Verfahrens sind die technisch einfache Umsetzung und der geringe Energiebedarf zu nennen. Zudem entstehen keine Abfälle. Im Rahmen eines Probebetriebs konnte

gezeigt werden, dass RecoPhos P38 den Anforderungen der Düngemittelverordnung entspricht (N. N. 2012, Weigand und Bertau 2014, Weigand et al. 2013).

Auch wenn RecoPhos P38 alle rechtlichen Anforderungen erfüllt und die Zulassung als handelbarer Dünger erhalten hat, ist kritisch zu bewerten, dass es zu keiner Schadstoffausschleusung der in der Klärschlammasche enthaltenen Schwermetalle kommt. Aschen, die die Grenzwerte der Düngemittelverordnung nicht einhalten, können nicht für das Verfahren genutzt werden. P38 ist zwar deutlich geringer mit Cadmium und Uran belastet als mineralische Phosphatdünger, allerdings ist der Gehalt an Schwermetallen, die typischerweise in Klärschlämmen anzutreffen sind (Blei, Kupfer, Quecksilber und Zink), deutlich höher als beispielsweise in Tripelsuperphosphat (Weigand und Bertau 2014). Das eingangs für Phosphorrückgewinnungsverfahren definierte Kriterium einer Schadstoff-Wertstoff-Trennung wird somit vom RecoPhos-Prozess nicht erfüllt.

4 Kosten und Energieaufwand der P-Rückgewinnungsverfahren

4.1 Systeme und Systemgrenzen

4.1.1 Betrachtete P-Rückgewinnungsverfahren

Die Phosphorrückgewinnungsverfahren setzen an folgenden verschiedenen Stoffströmen in der konventionellen Klärschlammbehandlungskette an:

- ▶ Schlammwasser (Nebenstrom aus Eindickung und Entwässerung),
- ▶ Nasser Faulschlamm,
- ▶ Getrockneter Faulschlamm,
- ▶ Klärschlammasche.

Aus der Eindickung des Überschussschlammes und der Entwässerung des gefaulten Schlammes resultiert das **Schlammwasser**. Die Verfahren P-RoC und NuReSys gewinnen das gelöste Phosphat aus dieser wässrigen Phase, ersteres durch Sorption an eingebrachtes Calciumsilikathydrat (CSH), letzteres durch Fällung als MAP nach Zugabe von $MgCl_2$. Insbesondere nach konventioneller Eisen- bzw. Aluminiumfällung wird nur ein geringer Anteil des Phosphats aus dem Schlamm im Schlammwasser zu finden sein. Deshalb hängt die Effizienz dieser Verfahren von der Art der vorangehenden Phosphorelimination ab und nur nach einer biologischen Phosphorelimination (Bio-P) können bis zu 30 % des Phosphors im Klärschlamm rückgewonnen werden. Dies gilt, obwohl die Rückgewinnungsverfahren selbst bis zu 80 % des gelösten Phosphors extrahieren (siehe Kapitel 3.1 - 3.4).

Nach der Faulung kann der Phosphor aus dem **nassen Faulschlamm** durch Laugung zu knapp 50 % mit dem Stuttgarter Verfahren extrahiert und in Form von MAP gefällt werden. An der gleichen Stelle setzt das schon bei den Berliner Wasserbetrieben im Großmaßstab betriebene AirPrex-Verfahren an. Aufgrund der geringen P-Rückgewinnungsquote bezogen auf den Kläranlagenzulauf wird dieses in Berlin umgesetzte Verfahren bei den folgenden Berechnungen nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 3.4, 3.5). Ob an anderen Standorten mit dem AirPrex-Verfahren höhere Rückgewinnungsquoten erzielt werden können, müssen entsprechende Versuche zeigen.

Das MePhrec-Verfahren behandelt den **getrockneten Faulschlamm** im Kupolofen und vereint damit die thermische Behandlung des Klärschlammes und die Rückgewinnung von Phosphor in einer von den Schwermetallen getrennten Schlacke-Fraktion. Dabei werden bis zu knapp 90 % des Phosphors aus dem Klärschlamm in die Schlacke überführt (siehe Kapitel 3.7).

Nach der thermischen Behandlung des Klärschlammes in einer Monoverbrennung kann der Phosphor aus der unverdünnten **Asche** rückgewonnen werden. Das PASCH-Verfahren schließt die Asche durch Laugung und Extraktion auf und gewinnt den Phosphor in Form eines Calcium-Fällprodukts. Das AshDec-Verfahren überführt einen Teil der Schwermetalle aus der Asche durch Behandlung im Drehrohr und unter Zugabe von Natrium-Schwefelverbindung und einer kleineren Menge Klärschlammgranulat ins Abgas, so dass die schwermetallentfrachtete Asche als phosphorhaltiger Rückstand verbleibt, dem weitere Nährstoffe im Misch-Granulierer zugemischt werden können. Die beiden letztgenannten Verfahren gewinnen über 90 % des Phosphors aus der Asche zurück (AshDec erzielt sogar nahezu 100 %), wobei in der Asche wiederum 90 % des Phosphors aus dem Kläranlagenzulauf enthalten sind. Um den hohen TR-Gehalt von 85 % für das im AshDec-Verfahren zugegebene Klärschlammgranulat zu erreichen, ist ein zusätzlicher Trockner nötig (siehe Kapitel 3.8, 0).

Generell gilt, je weiter hinten ein Verfahren in der Klärschlammbehandlungskette eingreift, desto größer ist der Aufwand wie auch die hiermit gewonnene Menge Phosphor. Im Klär-

schlamm liegt neben Schadstoffen der Phosphor in verschiedenartig gebundener Form vor. Die Lösung der Bindung und Elimination der Schadstoffe bedingt Energie- und Chemikalien-einsatz, wodurch aber ein Großteil der aufkonzentrierten Phosphor-Menge aufgeschlossen wird.

4.1.2 Systemgrenzen

Die verschiedenen P-Rückgewinnungsverfahren werden in sechs entsprechend benannten Systemen (=Szenarien) untersucht.

In einem ersten Schritt wird die Systemgrenze für die Stoffstromanalyse möglichst eng um die eigentlichen Phosphorrückgewinnungsverfahren gezogen, um deren Auswirkungen direkt bezogen auf die rückgewonnene Menge Phosphor erfassen zu können. Essenziell ist hierbei, dass auf Nutzengleichheit zwischen den Systemen geachtet wird. Die funktionelle Einheit ist die Rückgewinnung von 1 kg Phosphor.

Da die Verfahren, die am Schlammwasser und nassem Klärschlamm angreifen, eine Veränderung des Schlammwassers und des verbleibenden Klärschlamm verursachen, müsste eigentlich die gesamte Klärschlamm-Sorgungskette in die Betrachtung einbezogen werden. Es kann aber die vereinfachende Annahme getroffen werden, dass keine ergebnisrelevanten Veränderungen des Schlammwassers und des verbleibenden Klärschlamm auftreten, so dass eine Systemeingrenzung unter Wahrung der Nutzengleichheit möglich ist. Die Bilanzierung der Verfahren umfasst die Vorketten für den Betriebsmittel- und Energieverbrauch sowie die direkten Emissionen in Luft, Wasser sowie die Behandlung bzw. Entsorgung der Rückstände.

Im Falle des MePhrec-Verfahrens muss aber berücksichtigt werden, dass die mit diesem Rückgewinnungsverfahren verbundenen Aufwände nicht nur der Gewinnung von Phosphor, sondern auch der thermischen Behandlung des Klärschlamm dienen. Alternativ müsste eine Monoverbrennung erfolgen, um denselben Nutzen mit Möglichkeit der Phosphorrückgewinnung zu erzielen. Die dadurch vermiedenen Belastungen aus der Monoverbrennung werden daher dem MePhrec-Verfahren gutgeschrieben, wohingegen die dadurch entgangenen Energiegutschriften angelastet werden. Durch das MePhrec-Verfahren wird neben Phosphor auch Strom gewonnen, der primär erzeugten deutschen Netzstrom substituiert. Daher wird dem System der entsprechende Aufwand für die äquivalente Menge primär erzeugten Stroms gutgeschrieben.

Weiterhin wird durch das PASCH- und AshDec-Verfahren ein nennenswerter Teil der ursprünglichen Asche bzw. fast der ganze Anteil der Deponierung entzogen, was diesen Systemen zur Wahrung der Nutzengleichheit gutgeschrieben wird.

Als Referenz wird allen Szenarien die Herstellung einer entsprechenden Menge primären Phosphordüngers inklusive Aufwendungen für Rohphosphatgewinnung, Transporte aus Übersee und Düngemittelherstellung gegenübergestellt. Die Systemgrenze umfasst alle Prozesse vom Phosphaterzabbau bis zum Fabrikator für Phosphor-Dünger entsprechend dem deutschen Durchschnitts-Mix.

In einem zweiten Schritt wird das System erweitert, um untersuchen zu können, welchen Effekt eine alternative Mitverbrennung des phosphorabgereicherten Klärschlamm nach Behandlung mit dem P-RoC-, NuReSys- und Stuttgarter Verfahren im Vergleich zur Monoverbrennung hat. Da bei der Mitverbrennung die Rückgewinnung aus der Asche als sinnvolle Option ausscheidet (zu hohe Verdünnung in der P-armen Kohleasche oder Verlust durch Einbettung im Zementklinker), bieten sich diese Verfahren zur Kombination an, um zumindest einen Teil des Phosphors zurückzugewinnen. Durch die Nutzung von Mitverbrennungskapazitäten können Engpässe in der Verbrennung verhindert werden. Die

Kapazitäten der aktuell vorhandenen Monoverbrennungsanlagen werden nicht ausreichen, um alle Klärschlämme nach einem Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung verbrennen zu können. Gleichzeitig kann durch die Mitverbrennung in Kohlekraft- und Zementwerken ein Teil des fossilen Regelbrennstoffes ersetzt werden, was eine entsprechende Reduktion der fossilen Kohlendioxidemissionen bedeutet.

Die funktionelle Einheit im erweiterten System ist die Behandlung einer bestimmten Trockensubstanz- (TR)-Menge gefaulten Klärschlammes mit integrierter Phosphorrückgewinnung. Wird wieder die Annahme zugrunde gelegt, dass durch das P-RoC-, NuReSys- und Stuttgarter Verfahren keine ergebnisrelevante Veränderung von Schlammwasser und verbleibendem Klärschlamm herbeigeführt wird, dann reduziert sich die erweiterte Betrachtung auf die Trocknung und Verbrennung des Klärschlammes zusätzlich zu den Phosphorrückgewinnungsverfahren. Eine Gutschrift im Falle des MePhrec-Verfahrens wird dadurch unnötig, weil das erweiterte System nun die thermische Bewertung des Klärschlammes umfasst. Im Zuge der Behandlung einer bestimmten Menge Klärschlamm wird Phosphor und Energie in unterschiedlichen Ausmaßen gewonnen. Um eine Nutzengleichheit zwischen den Konzepten herzustellen, werden die Aufwendungen für die Herstellung der jeweils äquivalenten Menge primären Phosphors und konventioneller Energie den jeweiligen Konzepten gutgeschrieben.

4.1.3 Substitutionspotenzial des P-Rezyklats

Es muss eruiert werden, welches primäre Phosphorprodukt durch das sekundäre (Rezyklat) ersetzt wird. Die Antwort hängt davon ab, ob das sekundäre Produkt direkt die gleiche phosphoräquivalente Düngewirksamkeit aufweist wie die Düngemittel Singlesuperphosphat (SSP) und Triplesuperphosphat (TSP). Falls nicht, ist damit zu rechnen, dass eine Einspeisung in den Prozess der Düngemittelherstellung erfolgen muss. Da insbesondere das Phosphat in den nasschemischen Verfahren, wie dem PASCH- und dem Stuttgarter Verfahren, schon aufgeschlossen wurde, ist eine Einspeisung in die nach dem Säureaufschluss verbleibenden Behandlungsschritte denkbar. Das sind im Wesentlichen Mahlung und Granulierung. Problematisch könnten schwankende Qualitäten der Sekundärprodukte sein. Daher könnte es auch sein, dass die Sekundärphosphate nur entsprechend ihrem Phosphorgehalt Rohphosphat ersetzen und wie dieses den gesamten restlichen Produktionsprozess durchlaufen müssen. Dies ist bei der Vergabe von Gutschriften zu berücksichtigen.

Weiterhin muss die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors in den Sekundärphosphaten ins Verhältnis zu derjenigen von Phosphor-Primärdünger gesetzt werden. Bei geringerer Pflanzenverfügbarkeit müssten weitere Abschläge vorgenommen werden. Da hierzu sehr unterschiedliche Ergebnisse vorliegen (s. Kapitel 8), wird von einer solchen Bewertung aber Abstand genommen.

Das Rezyklat von dem NuReSys und Stuttgarter-Verfahren liegt als MAP vor und enthält daher Ammonium und Magnesium. Beides kann ebenso zur Substitution entsprechender N- und Mg-Dünger beitragen. Die Verfügbarkeit aus den Sekundärprodukten im Boden und die Qualitätseinschätzung dieser sind aber noch unsicherer als im Falle von Phosphor. Daher ist das Substitutionspotenzial für Ammonium und Magnesium nur schwer abschätzbar und wird nicht berücksichtigt.

4.2 Methodik zur Berechnung von Energie und Kosten

Die Ökobilanzierung zur Berechnung von Energie und CO₂-Fußabdruck erfolgt in Anlehnung an die DIN EN ISO 14040.

Der **Energieverbrauch** der Systeme bemisst sich über den kumulierten Energieaufwand

(KEA), welcher heizwertbasiert die Energiegehalte aller in den Systemen verwendeten Materialien aufsummiert. Darüber werden sowohl energetische Rohstoffe als auch die energetischen Gehalte der stofflichen Komponenten im System betrachtet. Der KEA kann sowohl als gesamtenergetischer als auch als fossiler KEA ausgewiesen werden, wobei letzterer nur den Energiegehalt der verwendeten fossilen Ressourcen beleuchtet. Der KEA stellt einen Summenparameter dar, welchem keine Wirkungsabschätzung zugrunde liegt.

Weiterhin wird der Treibhauseffekt (**CO₂-Fußabdruck**) der Systeme ausgewertet. Die zu dieser Umweltwirkung beitragenden Emissionen werden, über die nach wissenschaftlichen Kriterien abgeleiteten Wirkungsfaktoren (IPCC 2007) gewichtet, zu diesem Ökobilanz-Indikator aufaddiert.

Zusätzlich wird die Rückgewinnung von Phosphor-Ressourcen durch die Rückgewinnungsszenarien dargestellt. Dabei handelt es sich um die Menge Rohphosphat, die zur Herstellung einer entsprechenden Menge Primärphosphat benötigt wird.

Für einen relativen Vergleich der quantitativen Ausprägung der betrachteten Indikatoren wird eine Normierung auf die entsprechenden jährlichen Lasten, die ein Einwohner in Deutschland über die gesamte Volkswirtschaft hinweg verursacht, vorgenommen. Damit können die Ergebnisse der Indikatoren über Einwohnerzahlen mit der Einheit Einwohnerdurchschnittswerte miteinander verglichen werden.

Die **Kapitalkosten** werden wie in Pinnekamp et al. (2011) über die Annuitäten-Formel aus den Investitionskosten (s. Kap. 0) errechnet, die sehr variabel sind. Kosten für Wartung und Instandhaltung werden, wenn nicht von Betreibern angegeben, über einen prozentualen Ansatz aus den Investitionskosten errechnet. Dieses und die weiteren finanzmathematischen Vorgaben sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3: Finanzmathematische Vorgaben für die Kostenberechnung

Parameter	Ansatz
Realzinssatz	3 %
Abschreibungsräume	Bautechnik 30 a, Maschinentechnik 15 a, Elektrotechnik 10 a
Wartung/Instandhaltung (in % von Invest)	Bautechnik 1 %, Maschinentechnik 4 %, Elektrotechnik 2 %
Preissteigerung	Keine

4.3 Daten und Unsicherheiten

Betriebsmittel- und Energieverbrauch wurden von den Herstellern abgefragt bzw. Pinnekamp et al. (2011) entnommen. Es wird in dieser Studie angenommen, dass mit den Sekundärphosphaten phosphoräquivalent nur 50 % der Herstellungsaufwendungen von Phosphor-Primärdünger bezüglich Energie und Treibhauseffekt substituiert werden. Grund dafür ist, dass wie in Kap. 4.1.3 geschildert bei konservativer Herangehensweise die Sekundärphosphate nur entsprechende Mengen Rohphosphat ersetzen, dessen Herstellung nur einen Teil der gesamten Düngerproduktion umfasst. Weiterhin konservativ werden aufgrund der Unsicherheiten keine Nutzen für die aus dem Klärschlamm (bzw. Abwasser) und durch die verfahrenstechnisch bedingte Zugabe in die Produkte eingebundenen Elemente Stickstoff und Magnesium angerechnet. Eine nährstoffäquivalente, 50 %ige Anrechnung der Herstellungsaufwendungen von Mg-Dünger hätte zudem nur einen geringen Einfluss auf das Ergebnis zur Folge,

sowohl bezüglich Energie und CO₂-Fußabdruck als auch Kosten. Der zur Abschätzung des Einflusses auf die Kosten angenommene Preis liegt bei knapp 700 €/Mg Magnesium. Calcium aus CSH-Rezyklaten wird hingegen nicht angerechnet, weil dieser Inhaltsstoff nur auf entsprechend sauren Böden einen Nutzen bringen würde.

Die energetischen Herstellungsaufwendungen für Phosphordünger entstammen im Wesentlichen Patyk und Reinhardt (1996). Darin ist die Herstellung eines Phosphor-Düngermixes, wie er in den 90ern in Deutschland angewendet wurde, vom Phosphaterzabbau bis zum Fabrikator abgebildet. Dies beinhaltet neben den energetischen Aufwendungen für die Gewinnung der Rohphosphate und Düngerherstellung die Ferntransporte des Rohphosphats. Dabei wird unterstellt, dass 36,8 % des Rohphosphats aus Israel, 5,0 % aus der GUS, 32,7 % aus den USA und 25,5 % aus Marokko stammen. Es wird weiterhin angenommen, dass der in Deutschland eingesetzte Phosphordünger zu je 1/3 in Deutschland, Westeuropa und den GUS produziert wird. Für den Dünger aus der GUS entfallen die Ferntransporte des Rohphosphats, weil hier die Verwendung des Rohphosphats vor Ort angesetzt werden kann, aber der Transport des Düngers nach Deutschland ist dann entsprechend groß. Dementsprechend wird für die gesamte Menge Düngemittel ein Transport von 4.235 km per Seeschiff, 607 km per Binnenschiff, 520 km per Bahn und 182 km per LKW angesetzt. Das Phosphat wird dann entsprechend dem Düngermix weiterveredelt. Der Düngermix setzt sich bezüglich P₂O₅ zum größten Teil aus TSP, gefolgt von SSP und in geringeren Anteilen aus Thomasmehl und Rohphosphat zusammen. Die Auswirkungen in den Abbauländern sind über den Energieeinsatz hingegen nicht abbildbar. Ökobilanzen fokussieren auch hauptsächlich auf globale Umweltprobleme, wohingegen akute Verschmutzungen an einem konkreten Ort über Risikobewertungen und Umweltverträglichkeitsuntersuchungen adressiert werden müssten.

In Fertilizers Europe (2008) finden sich Angaben zum Treibhauseffekt zur Herstellung von TSP, die etwas niedriger liegen als die herangezogenen Angaben. Die Daten in der Ecoinvent-Datenbank gehen auf eine Quelle von 1999 zurück. Sie zeigen jedoch mehr als doppelt so hohe Werte. Da uns mit Patyk und Reinhardt (1996) die am besten dokumentierte, sehr detaillierte Studie vorliegt und der Ansatz der höheren Werte aus Ecoinvent nicht konservativ wäre, wird in dieser Studie bezüglich des Energieeinsatzes mit den Werten aus Patyk und Reinhardt (1996) gerechnet. Bislang fehlt es an aktuellen detaillierten Ökobilanz-Daten im Düngemittelsektor. Auch im Biokraftstoff-Sektor wird deshalb im BioGrace-Tool (Harmonised Calculations of Bioenergy Greenhouse Gas Emissions in Europe) auf dieselben, älteren Daten zurückgegriffen. Eine Aktualisierung dieser Basisdaten der Düngemittelindustrie ist zukünftig anzustreben. Die Kosten für Dünger in dieser Studie entstammen hingegen aktuellen Preisrecherchen.

Die für das MePhrec-Verfahren angegebenen hohen Stromwirkungsgrade setzen eine optimale Energieeffizienz des Verfahrens voraus. In der Praxis könnte dies durchaus niedriger ausfallen. Deshalb wird in einer Sensitivitätsanalyse nur der Nutzen aus der Hälfte des gewonnenen Stroms gutgeschrieben, sowohl bezüglich Energie und Treibhauseffekt als auch bezüglich erwirtschafteter Erlöse.

Die Energie-, Treibhauseffekt- und Kostenwerte für das AshDec-Verfahren gelten in der hier dargelegten Form, wenn die Anlage auf dem Gelände einer Schlammverbrennung errichtet wird, so dass die Asche zum größten Teil mit einer Temperatur von 800°C aufgegeben werden und Teile der Abgasreinigung im Verbund genutzt werden kann.

Die Investitionskosten wurden von den Herstellern der entsprechenden Phosphorrückgewinnungsverfahren abgefragt bzw. Pinnekamp et al. (2011) entnommen. Die Kosten für die Betriebsmittel wurden ebenso von den Herstellern angegeben bzw. Pinnekamp et al. (2011) entnommen und über eigene Recherchen validiert. Die auf Stoffströme bezogenen Investitionskosten hängen von der Größe der betrachteten Anlagen ab. Die Anlagenkapazitäten variieren

dabei erheblich (siehe Tabelle 4), so dass ein direkter Kostenvergleich nur eingeschränkt möglich ist. Weiterhin ist keines der betrachteten Verfahren bislang im großtechnischen Maßstab umgesetzt worden. Die Kosten basieren auf Labormaßstab und Pilotanlagen, nicht auf großtechnischen, am Markt bereits etablierten Umsetzungen. Entsprechend ist von zukünftigen Veränderungen bei Betriebsmittelverbräuchen und Kosten auszugehen. Im Falle von MePhrec, PASCH und AshDec beziehen sich die Prozessdaten auf große Anlagen, deren Kosten von den Herstellern jedoch ebenfalls nur theoretisch, von Pilotdaten ausgehend und unter Berücksichtigung von Kostendegressionen, hochskaliert wurden.

Tabelle 4: Maßstab der betrachteten Rückgewinnungsverfahren (errechnet aus Herstellerangaben bzw. Pinnekamp et al. (2011) entnommen)

Verfahren	Kapazität Input	Kapazität umgerechnet in TR-Menge Faulschlamm (Mg/a)
NuReSys	262.800 m ³ /a Zentrat	2.224
P-RoC	50.000 m ³ /a Zentrat	423
Stuttgart	17.520 Mg FS/a (3,5 % TS)	613
MePhrec	70.000 Mg FS/a (23 % TS)	16.100
PASCH	30.000 Mg Asche/a	58.128
AshDec	13.800 Mg Asche/a	26.739

Im erweiterten System müssen die Kosten für die thermische Behandlung ausgewiesen werden. Umgekehrt werden aber Erlöse aus Energie und Phosphorrückgewinnung erzielt (Tabelle 5), welche im Falle von Phosphor separat dargestellt werden. Es wird davon ausgegangen, dass in den Behandlungskosten der Mono- und Mitverbrennung schon die Erlöse für die dadurch gewonnene Energie berücksichtigt sind.

Die für die eingesetzten Betriebsmittel angesetzten Kosten sind Tabelle 39 im Anhang zu entnehmen.

Der Preis für Rohphosphat schwankt entsprechend den Rohstoffpreisen. Der Preis betrug für die Tonne Rohphosphat mit einem Gehalt von 70 % an Tricalciumphosphat von April bis Juni 2014 110 \$ (Indexmundi.com 2014, World Bank 2014). In denselben Quellen ist für TSP für denselben Zeitraum ein Preis von 369,2 \$/Mg angegeben. LW NRW (2014) gibt für TSP in der Köln-Aachener-Bucht mit einem P₂O₅-Gehalt von 45 % einen deutlich höheren Preis von 399 - 465 €/Mg an. Für DAP weisen Indexmundi.com (2014) und World Bank (2014) zwischen April und Juni 2014 einen Preis von 458,9 \$/Mg aus. Nach LW NRW (2014) ist bei einem N-Gehalt von 18 % und einem P-Gehalt von 46 % wiederum mit einem höheren Preis von 425-475 €/Mg in der Köln-Aachener-Bucht im Juli 2014 zu rechnen. Im Folgenden werden hieraus Preisspannen abgeleitet unter der Annahme, dass die Angaben zu P₂O₅-Gehalten für TSP und DAP aus LW NRW (2014) ebenso für die Produkte nach Indexmundi.com (2014) und World Bank (2014) gelten. Der Wert von einem Dollar wird zu 0,735 Euro angenommen. Die auf Phosphor bezogenen Preise staffeln sich dann von knapp 580 €/Mg P in Form von Rohphosphat auf bis zu 1.380 – 2.200 €/Mg P als TSP und 1.720 – 2.240 €/Mg P als DAP. Konservativ wird hier davon ausgegangen, dass mit den Sekundärprodukten ein Erlös, der mit 580 €/Mg dem des Rohphosphats entspricht, erzielt werden kann.

Tabelle 5: Spezifische angesetzte Kosten und Erlöse

Parameter	Erlös/Kosten
Strom (Erlös)	0,11 €/kWh
Phosphor	0,58 €/kg P
Monoverbrennung	100 €/Mg FS* (Annahme: 37,7 % TR)
Mitverbrennung	
Braunkohle-KW	62,5 €/Mg FS* (Annahme: 37,7 % TR)
Steinkohle-KW	87,5 €/Mg FS* (Annahme: 37,7 % TR)
Zementwerk	95 €/Mg FS* (Annahme: 37,7 % TR)
Aschedeponierung	0,06 €/kg

* Mittelwerte aus angegebener Spannweite in Wiechmann et al. (2013)

Die Bilanzmenge der erweiterten Betrachtung bezieht sich auf 100.000 angeschlossene Einwohnerwerte (EW), was jährlich 2.920 Mg TR Rohschlamm bzw. 2010 Mg TR Faulschlamm entspricht (Pinnekamp et al. 2011). Der Faulschlamm besitzt noch einen Anteil an organischer Substanz von 45 %. Der Phosphor-Gehalt des Faulschlammes beläuft sich auf knapp 3,5 % der Trockensubstanz. Die verbleibende Menge Phosphor, die an den verschiedenen Stellen in der Behandlungskette, an denen die Phosphorrückgewinnungsverfahren angreifen, noch vorhanden ist, ist in Tabelle 6 im Vergleich zum Kläranlagenzulauf aufgeführt.

Es muss bedacht werden, dass es sich dabei um einen theoretisch generierten Durchschnittsklärschlamm handelt. Die Ergebnisse für die verschiedenen Systeme sind in diesem Zusammenhang zu sehen. Wenn der tatsächlich vor Ort vorliegende Klärschlamm anders zusammengesetzt ist, kann die Bewertung der Systeme deutlich andere Ergebnisse liefern. Die Ergebnisse dieser Studie dürfen deshalb nicht dazu verwendet werden, vergleichende Aussagen zwischen einzelnen Phosphorrückgewinnungsverfahren zu treffen. Es soll vielmehr aufgezeigt werden, in welchem Verhältnis potenzielle Ressourcenrückgewinnung und Energie sowie Ökonomie zueinander stehen.

Tabelle 6: Phosphormengen an verschiedenen Stellen der Klärschlammbehandlungskette

Ansatzpunkt	Phosphor (g P/(Einwohner*a))
Kläranlagenzulauf	1,9
Schlammwasser	0,76 (mit Bio-P); sonst (Eisen- oder Aluminiumfällung) 0,2
Nasser Faulschlamm	1,9
Entwässerter Faulschlamm	1,7
Klärschlammasche	1,7

4.4 Ergebnisse

4.4.1 Darstellung von Energie und CO₂-Fußabdruck

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Betrachtung Energie und Treibhauseffekt in den Diagrammen (Abbildung 14 bis Abbildung 17 und Anhang Abbildung 44 bis Abbildung 56) dargestellt. Die Lasten sind unterteilt in die Einzelprozessschritte des Szenarios. Im Falle der auf die Rückgewinnungsverfahren begrenzten Systeme sind dies:

- ▶ „Vorbehandlung“ für die zusätzliche Trocknung beim AshDec-Verfahren (Kap. 4.1.1)
- ▶ „P-Verfahren“ für die Lasten aus Betriebsmittel- und Energiebereitstellung für das Rückgewinnungsverfahren
- ▶ „Entsorgung“ für die Rückstände aus den Verfahren
- ▶ „Strom entgangen“ beziffert im Falle des MePhrec-Verfahrens den Stromgewinn, der über die alternative Monoverbrennung erzielt worden wäre (Kap.4.1.2)

Der ins Negative weisende Balken visualisiert die Gutschriften für

- ▶ „GS Strom“, der beim MePhrec-Verfahren gewonnen wird; „min“: nur Anrechnung der Hälfte des Stroms
- ▶ „WSO vermieden“ für die vermiedenen Lasten aus der alternativen Monoverbrennung (Kap. 4.1.2)

Der dritte Balken stellt jeweils die Summe aus den Lasten und Gutschriften dar (Netto-Wert).

Jedem der betrachteten Systeme sind somit drei Balken zugeordnet. Beim MePhrec-Verfahren ist die „GS Strom“ in „GS Strom min“ und „GS Strom max“ aufgespalten, da das Verfahren wie in Kap. 0 beschrieben noch nicht im Großmaßstab durchgeführt wurde und daher unsicher ist, ob die unterstellte hohe Gutschrift für erzeugten Strom realisiert werden kann. Zur Abbildung der minimalen Gutschrift wird nur die Hälfte des ursprünglichen Wertes angenommen.

Im Falle der erweiterten Systeme kommt folgender Prozessschritt auf Lastenseite hinzu:

- ▶ „Verbrennung“ für die Emissionslasten aus Mono- und Mitverbrennung

Im Sektor „Vorbehandlung“ findet sich zusätzlich die Trocknung, im Sektor „Entsorgung“ die Ablagerung der Asche aus der Verbrennung. Entsprechend entfällt „Strom entgangen“, weil die thermische Behandlung jetzt nicht mehr nur im System MePhrec erfolgt, sondern in allen betrachteten Systemen.

Auf Gutschriftenseite kommt hinzu:

- ▶ „GS Dünger“ für die Herstellungsaufwendungen des substituierten Phosphor-Primärdüngers. Die Primärlasten werden wie in Kap.4.1.3 und 0 diskutiert nur in einer Höhe von 50 % als Gutschriften angerechnet.

Im Sektor „GS Strom“ ist zusätzlich der im Zuge der Mono- und Mitverbrennung erzeugte Strom sichtbar. „WSO vermieden“ entfällt, weil die thermische Behandlung jetzt Teil aller betrachteten Systeme ist.

4.4.1.1 Auf die rückgewonnene Phosphormenge normierte Ergebnisse für Energie und CO₂-Fußabdruck

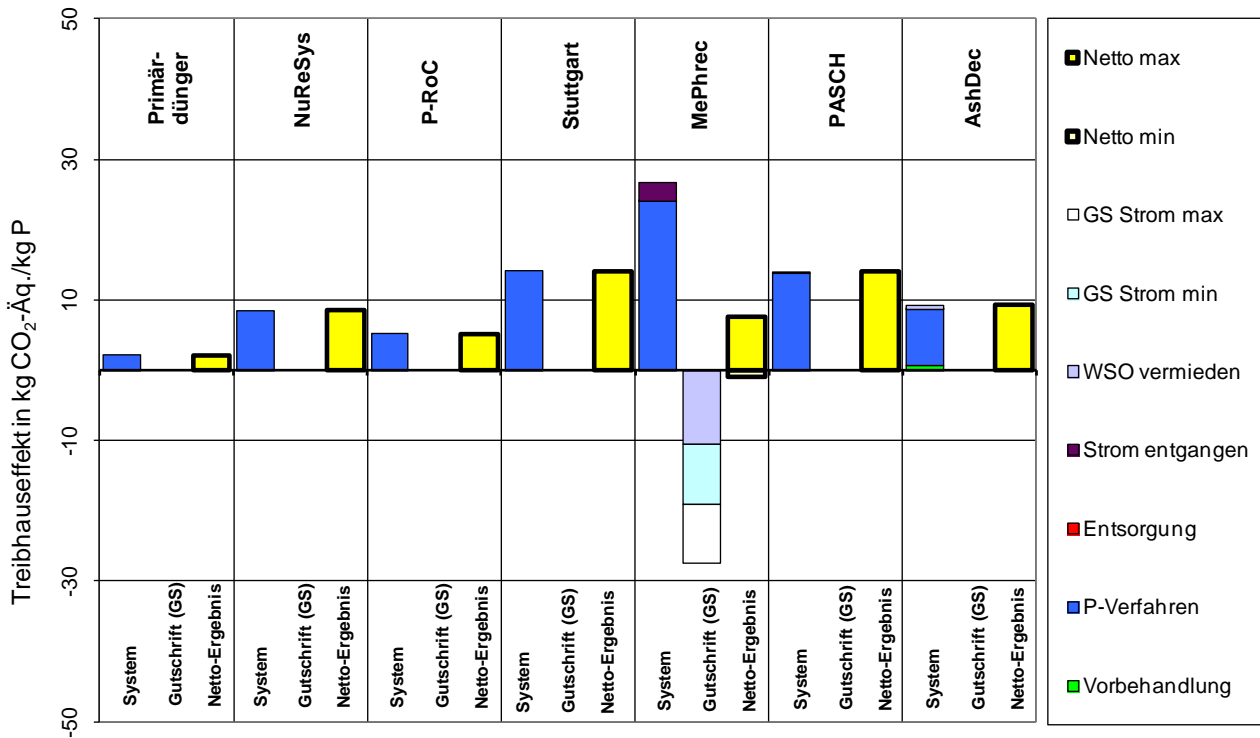
Die Ergebnisse für die auf die Rückgewinnungsverfahren begrenzten Systeme sind jeweils auf die rückgewonnene Menge Phosphor im Phosphor-Produkt normiert. Es werden nur die jeweiligen Phosphorrückgewinnungsverfahren betrachtet. Die Klärschlammmentsorgungskette wird nicht beleuchtet mit Ausnahme der thermischen Behandlung im Falle von MePhrec (s. enge Systemgrenze im Kap. 4.1.2). Ganz links ist als Referenz die Produktion von einem Kilogramm Phosphor-Primärdünger gegenübergestellt. Es gilt zu beachten, dass die Normierung auf die Menge des gewonnenen Phosphors erfolgt, unabhängig davon, dass der Phosphor im Primärdünger eventuell in Form eines höherwertigen Produktes vorliegt.

In Abbildung 14 sind die Ergebnisse für den CO₂-Fußabdruck (Treibhauseffekt) dargestellt. Dem größeren Aufwand für die Verfahren, die weiter hinten in der Klärschlammkette ansetzen, steht die größere Menge gewonnenen Phosphors gegenüber, so dass sich durch die Normierung die Unterschiede egalisieren. Wie in Kap. 0 diskutiert, beruhen die Lasten für die Herstellung von Primärdünger auf älteren Daten, weisen große Schwankungsbreiten auf und können auch gut doppelt so hoch ausfallen wie in Abbildung 14 dargestellt. Die Aufwendungen für die Rückgewinnungsverfahren basieren hingegen auf Anlagen im Labor- und Pilotmaßstab, so dass die Lasten in zukünftigen großtechnischen Umsetzungen ggf. geringer ausfallen können. Großtechnische Umsetzungen sollten ökologisch bewertet werden, um validierte Aussagen zu erhalten.

Beim MePhrec-Verfahren wird Strom erzeugt, der dem System gutgeschrieben wird. Als Sensitivität ist über den Sektor „GS Strom min“ veranschaulicht, wie sich die Gutschrift bei einer Anrechnung nur der Hälfte des Stroms verändert (Kap. 0). Da das MePhrec-Verfahren, wie in Kap. 0 beschrieben, die thermische Behandlung integriert, resultiert hier eine Gutschrift für die vermiedenen Lasten der alternativen Monoverbrennung, die aufgrund der damit verbundenen Lachgasemissionen deutlich sichtbar ist. Gleichzeitig wird der entgangene Nutzen durch die Stromerzeugung aus der Monoverbrennung als Last angerechnet.

Das beste Verhältnis von Sekundärphosphor zu Aufwand weist demnach das P-RoC-Verfahren auf. Dies gilt aber nur, wenn das Verfahren, wie hier angenommen, auf einer Kläranlage mit Bio-P-Fällung zum Einsatz kommt, da nach einer Eisen- oder Aluminiumfällung Phosphor schlecht ins Schlammwasser rücklösbar ist (s. auch Kap. 4.1.1). Das MePhrec-Verfahren schneidet bezüglich Treibhauseffekt noch besser ab, wenn das Verfahren tatsächlich einen so hohen Stromwirkungsgrad erreicht. Da die Alternative zur thermischen Behandlung im Zuge des MePhrec-Verfahrens in Form der Monoverbrennung mit Lachgasemissionen und geringerem energetischen Wirkungsgrad angesetzt ist, können im Vergleich hierzu durch die P-Rückgewinnung dann sogar leichte Nettoentlastungen erreicht werden (d.h. hier ist die P-Rückgewinnung mit geringeren Treibhausemissionen verbunden als die primäre P-Düngererzeugung). Die im Verhältnis zur eingesparten Menge Phosphaterz geringe Bedeutung der mit den Verfahren verbundenen Lasten wird insbesondere in Kap. 4.4.1.2 deutlich. Daher sollte der Unterschied zwischen den Verfahren nicht überbewertet werden.

Abbildung 14: Treibhauseffekt für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu Phosphor über die Primärdüngerherstellung; Daten zur Primärdüngerherstellung basieren auf älteren Daten mit Spielraum nach oben; Rückgewinnungsverfahren können in großtechnischen Umsetzungen zukünftig ggf. besser abschneiden

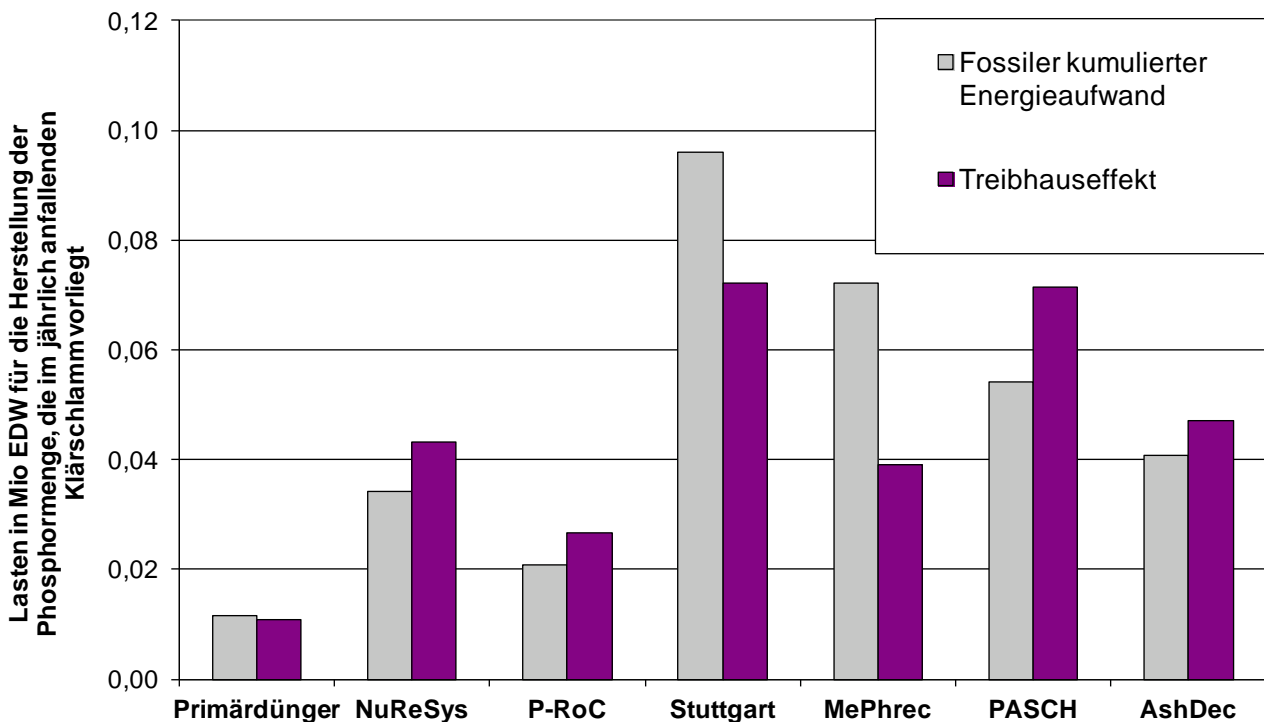


Die Trends aus den Ergebnissen für den Treibhauseffekt spiegeln sich ebenso bei Betrachtung des fossilen KEA wie auch des gesamten KEA (Abbildung 44 und Abbildung 45 im Anhang) wider. Die Beiträge zum Treibhauseffekt werden folglich von der Energiebereitstellung dominiert. Eine Ausnahme hiervon stellt das System MePhrec dar, welches im Treibhauseffekt aufgrund der Gutschrift für die Lachgasemissionen aus der vermiedenen Monoverbrennung vergleichsweise besser abschneidet als im KEA.

Der jährliche mineralische Phosphaterz-Bedarf über die gesamte Volkswirtschaft hinweg beträgt pro Einwohner 15,13 kg/a (errechnet aus StBa 2008). Wenn von einem Phosphaterz-Bedarf von ca. 8,2 kg/kg Phosphor in Form von Phosphordünger ausgegangen wird, so beträgt der jährliche pro-Kopf Verbrauch von mineralischem Phosphor in Form von Dünger ca. 1,84 kg P. Dann stellt die im Klärschlamm vorhandene Phosphormenge knapp 40 % des jährlichen mineralischen Phosphor-Bedarfs dar (20,1 kg Trockensubstanz Klärschlamm pro Jahr mit einem Phosphor-Gehalt von 3,5 %, multipliziert mit 82 Mio. Einwohnern = knapp 60.000 Mg P). In Abbildung 15 sind die Netto-Ergebnisse pro Kilogramm Phosphor auf die Menge Phosphor hochskaliert, die im jährlich in Deutschland anfallenden Klärschlamm vorliegen. Gleichzeitig sind die hochskalierten Netto-Ergebnisse auf die entsprechenden jährlichen pro-Kopf-Lasten (Treibhauseffekt, KEA fossil) unter Einbezug der gesamten deutschen Volkswirtschaft normiert. Die resultierenden Beträge sind Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) und erlauben eine Interpretation, in welcher Größenordnung sich die Lasten für die Herstellung einer Phosphormenge in Höhe der im jährlich anfallenden Klärschlamm vorliegenden Menge ausschließlich über die Rückgewinnungsverfahren bewegen würden. Die Werte bewegen sich im Falle des KEA fossil zwischen 20.000 und 100.000 EDW und im Falle des Treibhauseffekts zwischen 30.000 und 70.000 EDW gegenüber jeweils 10.000 EDW, wenn dieselbe Menge über

die Primärdüngerproduktion abgedeckt würde. Es handelt sich dabei um eine theoretische Überlegung, weil mit den Phosphorrückgewinnungsverfahren nur ein Teil der im Klärschlamm vorhandenen Phosphormenge extrahiert werden kann. Dafür wäre in der Praxis mehr Klärschlamm als die Menge, die jährlich anfällt, nötig. Mehr Klärschlamm steht aber nicht zur Verfügung.

Abbildung 15: Auf Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normierte Lasten für die Herstellung der Phosphor-Menge, die im jährlich in Deutschland anfallenden Klärschlamm vorliegt, im Vergleich zwischen den verschiedenen P-Rückgewinnungsverfahren



Zur Beurteilung der gesamten Umweltauswirkungen von Primärdünger gegenüber Sekundärdünger bedarf es neben den hier dargestellten Aspekten weiterer Indikatoren. Wie in Pinnekamp et al. (2011) dargestellt wurde, ist der im Vergleich zu Sekundärdünger höhere Eintrag von Cadmium in den Boden durch Primärdünger auf normierter Basis von größerer Bedeutung, als die im Vergleich zum Sekundärdünger geringeren Lasten in den hier dargestellten Indikatoren Treibhauseffekt und KEA (<http://phosphorrecycling.eu/>). Weiterhin kann mit einem höheren Eintrag von Uran in die Böden durch Primärdünger gerechnet werden (EU 2013).

Mit dem Abbau von Phosphatgesteinen im Tagebau sind neben dem Flächenverbrauch ein Wasserverbrauch und der Anfall von Abfällen verbunden. Durch den Austritt stark säurehaltigen Prozesswassers kann es zur Kontamination aquatischer Ökosysteme kommen. Da Letzteres ein lokales Phänomen ist, ist eine Abbildung im Rahmen einer globalen Ökobilanz nicht möglich. Dasselbe gilt für weitere Risiken, die mit der Abbaufäche für die unmittelbar angrenzenden Bereiche verbunden sind.

Die Umweltproblematik der Primärdüngerherstellung wird mit der bei knapper werdenden Ressourcen einhergehenden Qualitätsabnahme des Rohmaterials noch zunehmen. Ebenso wird der jetzt schon bedeutende Eintrag von Schadstoffen in die Böden durch Dünger aus zu-

künftig höher belastetem Rohphosphat noch zunehmen bzw. der Aufwand der Herstellung schadstoffarmer Mineraldünger wird erheblich steigen.

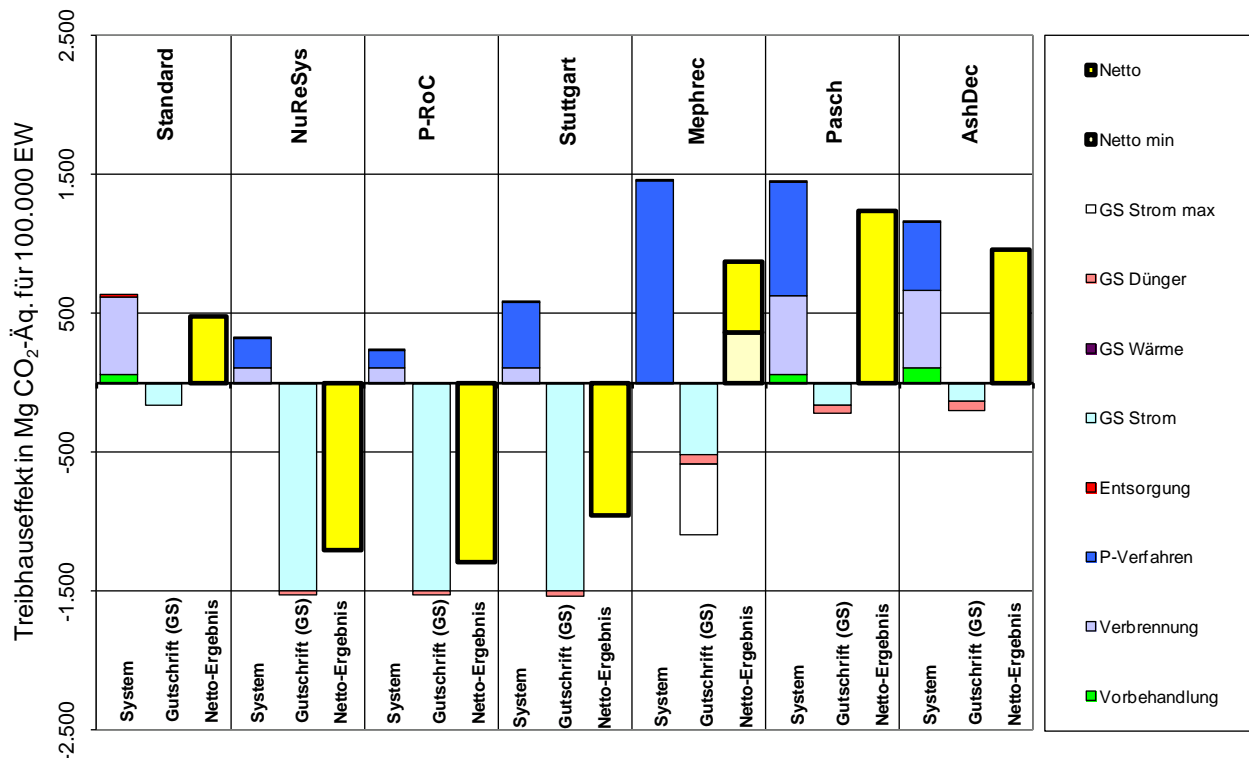
4.4.1.2 Auf erweitertes System bezogene Ergebnisse für Energie und CO₂-Fußabdruck

In Abbildung 16 sind die Ergebnisse für den Treibhauseffekt für eine thermische Behandlung von rund 2.000 Mg TR inklusive Phosphorrückgewinnung, entsprechend 100.000 EW, dargestellt. Ganz links ist als „Standard“ die Monoverbrennung von Klärschlamm ohne P-Rückgewinnung abgebildet. Im Falle von P-RoC, NuReSys und Stuttgarter Verfahren sind die Lasten aus der Verbrennung geringer als bei den anderen Verfahren, weil hier eine Mitverbrennung im Steinkohlekraftwerk anstatt einer Monoverbrennung nach der Phosphorrückgewinnung angenommen wird (Kap.4.1.2). Die Monoverbrennung erfolgt im Wirbelschichtverfahren, bei dem verfahrensbedingt durch die geringere Feuerungstemperatur Lachgas emittiert wird. Das Lachgas bewirkt den Großteil der Lasten aus der Monoverbrennung und nicht die Emission von Kohlendioxid, weil Klärschlamm großteils aus biogenem Kohlenstoff aufgebaut ist, so dass die bei der Verbrennung entstehenden biogenen Kohlendioxidemissionen nicht als treibhauswirksam angelastet werden. Die Gutschriften für den Strom aus der Mitverbrennung fallen größer aus, weil hierdurch direkt fossiler Brennstoff ersetzt wird. Für die Brüdenwärme aus der Trocknung vor der Monoverbrennung wird kein Nutzen angerechnet, sonst fiel das Ergebnis für die Monoverbrennung deutlich besser aus.

Durch den im Zuge der Monoverbrennung erzeugten Strom wird wie beim MePhrec-Verfahren herkömmlicher Netzstrommix ersetzt, der neben Kernenergie erneuerbare Komponenten beinhaltet. Beim MePhrec-Verfahren fallen die Gutschriften aufgrund des hohen Wirkungsgrades und des zusätzlichen Energieträgereinsatzes in Form von Koks und Erdgas zur Trocknung größer aus, wobei sich Letzteres aber entsprechend in größeren Lasten im Verfahren bemerkbar macht. Wenn, wie in Kap. 4.1.2, nur die Hälfte des Stroms angerechnet wird, wird der Unterschied geringer.

Die Gutschriften für Phosphor-Dünger werden, wie in Kap. 0 beschrieben, nur zur Hälfte angerechnet. Sie sind relativ gering und daher nicht ergebnisentscheidend. Daher hätte auch eine Anrechnung des Magnesiums in den Produkten aus NuReSys, P-RoC und dem Stuttgarter Verfahren nur geringen Einfluss. Es ist ersichtlich, dass der Aufwand mit den Verfahren, die weiter hinten in der Kette angreifen, steigt.

Abbildung 16: Treibhauseffekt für die jährliche thermische Behandlung des Schlamms von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (als Referenzscenario in der Abbildung mit „Standard“ tituliert); Mitverbrennung im Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren



In Abbildung 17 sind die Netto-Ergebnisse für die thermische Schlammbehandlung von 100.000 EW wiederum auf die jährlichen pro-Kopf-Lasten normiert dargestellt. Es zeigt sich, dass die eingesparten Phosphor-Ressourcen bei den Systemen MePhrec, PASCH und AshDec, mit denen viel Phosphor rückgewonnen wird, bis zu 34.000 EDW mit entsprechend vielen Kacheln erreichen, wenn die rückgewonnenen Phosphor-Mengen als zu 100 % Phosphor-Ressourcen substituierend angerechnet werden. Demgegenüber weisen die Lasten für den dadurch verursachten Treibhauseffekt und KEA fossil um zwei bis drei Größenordnungen geringere Beträge auf, was sich dort in den wenigen Kacheln in Abbildung 17 zeigt, so dass die relevanten Unterschiede zwischen den Systemen ausschließlich auf die Rückgewinnung der P-Ressourcen zurückgehen. Der mit den Rückgewinnungsverfahren verbundene Ressourcenschutz überwiegt somit die anderen ökologischen Lasten deutlich.

Dies gilt auch dann, wenn die Rezyklate nicht in der Landwirtschaft zur Ergänzung des mineralischen Phosphordüngers eingesetzt werden. Bedingung ist, dass die Rezyklate in Anwendungsfeldern, die bislang auf mineralischen Phosphor aus Primärquellen angewiesen sind, gelangen. Ein solches Anwendungsfeld ist bspw. auch die Waschmittel- und Detergenzienindustrie. Der Verbrauch in den außerlandwirtschaftlichen Anwendungsfeldern deckt aber nur den geringeren Teil des mineralischen Phosphor-Bedarfs ab. Daher sollte die Aufbereitung der Rezyklate in der Düngemittelindustrie geprüft werden, so dass schlussendlich doch ein Produkt entsteht, das auf die Anforderungen der Landwirtschaft abgestimmt ist. Der damit verbundene Zusatzaufwand lässt keine Umkehr der Aussage erwarten, dass der damit verbundene Ressourcenschutz die anderen ökologischen Lasten überwiegt.

Um eine Entscheidung für oder gegen eine Mitverbrennung nach NuReSys, P-RoC und dem Stuttgarter Verfahren fällen zu können, müssen weitere Ökobilanzindikatoren herangezogen werden. In vorangegangenen Studien hat sich gezeigt, dass gegenüber den auf Einwohnerdurchschnittswerte normierten erhöhten Quecksilberemissionen im Zuge der Mitverbrennung die Vorteile gegenüber der Monoverbrennung in den hier untersuchten Kategorien sehr gering sind (WAR 2010).

4.4.2 Kosten der Phosphorrückgewinnung

Aufgrund der in Kap. 0 dargelegten Rahmenbedingungen werden die Gesamtkosten nur in Form von Spannweiten ausgewiesen. Die Kosten von Betriebsmitteln und Energie sind in Ermangelung entsprechender großtechnischer Anlagen kritisch zu sehen.

4.4.2.1 Auf die rückgewonnene Phosphormenge normierte Kosten

In Tabelle 7 finden sich die Kostenspannbreiten für die Verfahren, die auf Herstellerangaben basieren, bezogen auf die Phosphor-Ausbeute. Die Investitionskosten sind hier mit inbegriffen. Ein Vergleich der Verfahren untereinander wird dadurch erschwert, dass sich die Kosten auf jeweils verschiedene Anlagengrößen beziehen, so dass nur die Kostenspannbreiten über alle Verfahren hinweg gezeigt werden. Für MePhrec gehen in die Spannweite Erlöse für die gewonnene Energie aus der thermischen Behandlung ein, die als Sensitivität nur zur Hälfte angerechnet werden können. Die Vermeidung eines Teils der zu deponierenden Asche mit den Verfahren, die die Asche behandeln, ist ebenso berücksichtigt.

Tabelle 7: Kostenspannen für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zur Herstellung von Primärdünger inklusive Investitionskosten; die Werte basieren auf Herstellerangaben und beziehen sich auf jeweils verschiedene Anlagengrößen

Stoffstrom	Produktspezifische Kosten (€ / kg P)	Primärdünger (€ / kg P)
Schlammwasser, Faulschlamm, Klärschlammmasche	0,4* – 19,6	0,6 Rohphosphat ¹
		1,4 ¹ - 2,2 ² TSP
		1,7 ¹ - 2,2 ² DAP

¹ World Bank (2014)

² LW NRW (2014)

* beruht auf Modellierungsannahmen; Wert ist in der Praxis wahrscheinlich größer

Um eine, der im Klärschlamm vorhandenen, äquivalente Menge Phosphor über die Phosphorrückgewinnungsverfahren zu produzieren (s. Kap. 0), fallen pro Einwohner je nach Verfahren zwischen 0,3 € jährlich (beruht auf Modellierungsannahmen; in der Praxis wahrscheinlich höher) und 14 € jährlich an. Die Produktion der gleichen Menge aus primären Quellen beziffert sich auf 0,4 € pro Einwohner für Phosphor in Form von Rohphosphat und bis zu maximal 1,6 € in Form von TSP und DAP. Zukünftig werden die Preise für Primärphosphat und damit auch der Dünger durch die zunehmende Ausbeute der hochwertigen Lagerstätten steigen. In Pinnekamp et al. (2011) wird bis zum Jahr 2030 ein Anstieg des Phosphorsäurepreises auf 175 % des Wertes von 2011 prognostiziert. Gleichzeitig ist von Skalen- und Lerneffekten mit entsprechender Verbilligung bei den Rückgewinnungsverfahren auszugehen.

In Tabelle 8 sind die Kostenspannweiten für den Betriebsmittelinput über alle Verfahren hinweg bezogen auf die gewonnene Menge Phosphor wiedergegeben. Hier gilt es zu berücksichtigen, dass der Betriebsmittelinput im Falle des MePhrec-Verfahrens auch der thermischen Behandlung des Klärschlammes mit entsprechendem Energiegewinn dient und dass

durch den Aufwand beim PASCH- und AshDec-Verfahren ein Teil bzw. der größte Teil der Aschedeponie eingespart wird. Dies kann durch die Fokussierung auf die Betriebsmittel-Inputs in Tabelle 8 nicht dargestellt werden, ist aber wichtig für die Interpretation.

Tabelle 8: Kostenspanne für Betriebsmittel- und Energieeinsatz der betrachteten Rückgewinnungsverfahren; die Werte basieren auf Herstellerangaben und beziehen sich auf jeweils verschiedene Anlagengrößen

Stoffstrom	Input Betriebsmittel (€/kg P)	Input Energie (€/kg P)
Schlammwasser, Faulschlamm, Klärschlammasche	0,8 – 10,7	0,6 – 1,6

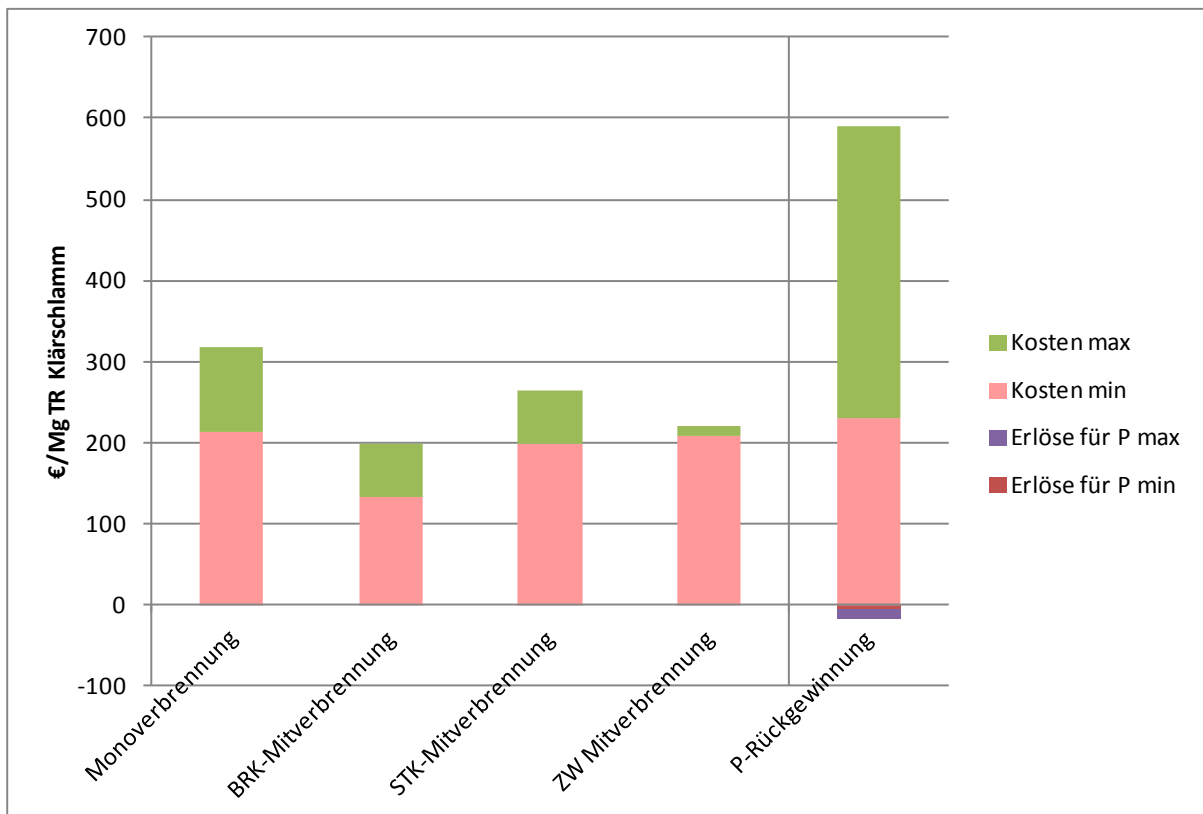
4.4.2.2 Kostenbetrachtung des erweiterten Systems

Mit der Betrachtung des erweiterten Systems in Abbildung 18, bezogen auf die thermische Behandlung einer Tonne Trockensubstanz inklusive Phosphorrückgewinnungsverfahren, werden auf alle Verfahren mit Ausnahme von MePhrec die Kosten für die thermische Behandlung aufgeschlagen. Die Investitionskosten für die Rückgewinnungsverfahren sind in den Zahlen in Abbildung 18 enthalten. Die Werte basieren wie im Vorkapitel bereits ausgeführt auf Herstellerangaben zu jeweils verschiedenen Anlagengrößen, was wiederum den Vergleich der Verfahren erschwert, so dass schlussendlich nur die Kostenspannbreiten über alle Verfahren hinweg dargestellt werden. Für die Verfahren, die am Schlammwasser und Faulschlamm ansetzen, gehen in die Spannweite die Kosten für eine Mitverbrennung im Braunkohle-, Steinkohlekraftwerk und Zementwerk ein. Dem werden die Kosten für eine Monoverbrennung, die auch nach allen anderen Verfahren erfolgt, gegenübergestellt. Da davon ausgegangen wird, dass in den Kosten der Monoverbrennung vor dem PASCH- und AshDec-Verfahren die Kosten für die Aschedeponierung schon mit enthalten sind, wird diesen Verfahren die Deponierung des Ascheanteils, der nach dem Verfahren nicht mehr deponiert werden muss, gutgeschrieben. Der Erlös für die jeweiligen Rezyklate, der separat dargestellt ist, ergibt sich aus der Phosphormenge und dem Preis von Phosphor, der konservativ in Form von Rohphosphat mit 0,58 €/kg P gerechnet ist (berechnet aus Preis für Rohphosphat in World Bank 2014).

Für die Mitverbrennung im Zementwerk werden die zusätzlichen Investitions- und Energiekosten für einen Trockner, in welchem eine Trocknung auf 85 % TS-Gehalt stattfindet, eingerechnet.

Die aus der Literatur übernommenen Kosten für die Mono- und Mitverbrennung weisen große Schwankungsbreiten auf, so dass keine gesicherten Aussagen möglich sind und eine Betrachtung der jeweils spezifischen Situation nötig ist. Die vier linken Säulen in Abbildung 18 stellen die Schwankungsbreite für die Kosten der Mono- und Mitverbrennung ohne P-Rückgewinnung dar, die aus den Angaben mit Frischmassebezug von Wiechmann et al. (2013) auf TR-Bezug umgerechnet sind, unter der Annahme, dass der TR-Gehalt 37,7 % beträgt. In der Säule daneben ist die gesamte Kostenspannbreite für die Systeme mit P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser, Faulschlamm und der Klärschlammasche aufgezeigt. Im Falle von Schlammwasser und Faulschlamm fließen in die Spannweite, neben der anschließenden thermischen Behandlung über Monoverbrennung, die alternative Mitverbrennung im Braunkohlekraft-, Steinkohlekraft- und Zementwerk ein. Dafür sind die Mittelwerte aus der Kostenspanne für die jeweilige thermische Behandlung zugrunde gelegt.

Abbildung 18: Kostenspanne für die thermische Behandlung pro Tonne Trockensubstanz Klärschlamm exklusive (linke 4 Säulen) und inklusive P-Rückgewinnungsverfahren. Die Darstellung mit P-Rückgewinnung umfasst als Spannweite Verfahren, die am Schlammwasser, Faulschlamm und Klärschlammmasche angreifen. Zusätzlich integriert ist eine Betrachtung von Mitverbrennung im Braunkohlekraft- (BRK), Steinkohlekraft- (STK) und Zementwerk neben Monoverbrennung im Falle von P-Rückgewinnung aus Schlammwasser und Faulschlamm



Erläuterung: Die Kostenspanne für die thermische Behandlung errechnet sich aus dem Frischmassebezug in Wiechmann et al. 2013, Annahme TS 37,7 %. Für die thermische Behandlung nach den P-Rückgewinnungsverfahren sind die Mittelwerte aus der Kostenspanne für die jeweilige thermische Behandlung angesetzt

Ggf. muss der entwässerte Klärschlamm im Falle der Mitverbrennung über eine weitere Distanz zu Kraftwerken transportiert werden, was hier nicht berücksichtigt ist, wobei dies aber ebenso im Falle von zentralen Monoverbrennungslösungen gilt. Die Transportkosten belaufen sich auf 0,06 €/Mg km bei voller Auslastung und damit 0,12 €/Mg km für eine 100 %ige Auslastung auf der Hinfahrt mit einer leeren Rückfahrt (BMVIT 2011). Für eine um 100 km längere Distanz zur Mitverbrennung fallen dementsprechend Mehrkosten von 12 € je Tonne an.

Mit der Annahme, dass ca. 2.000 Mg TR Klärschlamm pro Jahr 100.000 EW entsprechen, erzeugt jeder Einwohner jährlich eine Schlammmenge von 0,02 Mg (TR). Die Kosten für die thermische Verwertung ohne Phosphorrückgewinnung dieser Menge belaufen sich auf ca. 4,3 € bis 6,4 € im Falle der Monoverbrennung und reduzieren sich bis auf ca. 2,7 € bis 4 € je Einwohner und Jahr bei Mitverbrennung im Braunkohlekraftwerk. Wenn zusätzlich eine Phosphorrückgewinnung durchgeführt wird, dann rangieren die Kosten je nach Verfahren und Verbrennungsart von minimal ca. 4,5 € bis maximal 11,6 € je Einwohner und Jahr, wobei hier die Erlöse für Phosphor schon eingepreist sind (ohne diese Erlöse wären die Kosten unbedeutend größer). Die Kostensteigerung pro Einwohner für eine Schlammbehandlung mit integrierter Phosphorrückgewinnung liegt damit durchaus in einem vertretbaren Bereich. Mit

dieser integrierten Phosphorrückgewinnung wären minimal 0,22 kg bis maximal 0,62 kg Phosphor pro Einwohner und Jahr rückgewinnbar. Dies würde bereits einen beachtlichen Anteil von grob 10-30 % des jährlichen mineralischen Phosphor-Bedarfs von ca. 1,84 kg/(E*a) Phosphor decken.

Die Kosteneinschätzung gilt auch für den Fall, dass die Rezyklate nicht in der Landwirtschaft eingesetzt werden, solange sie dort angewendet werden, wo mineralischer Phosphor benötigt wird. Die Zusatzkosten für eine Weiterverarbeitung in der Düngemittelindustrie sind ebenso überschaubar.

5 Maßnahmen auf Kläranlagen

5.1 Zusammenstellung von Maßnahmen und Rückgewinnungspotenziale

Die Phosphormengen in den Klärschlämmen, die einer Mitverbrennung (Kohlekraftwerke, Zementwerke, Müllverbrennungsanlagen) zugeführt werden, gehen derzeit noch unwiederbringbar verloren. Die Rückstände der Verbrennungsanlagen werden bspw. im Straßenbau oder auf Deponien abgelagert und stehen aufgrund ihrer starken Verdünnung für die Phosphorrückgewinnung nicht zur Verfügung. Diese Phosphormengen werden auf ca. 16.900 Mg P/a geschätzt (siehe Kapitel 11.4).

Eine Möglichkeit, den Entsorgungsweg der Klärschlammmitverbrennung nicht zu umgehen und den Phosphor aus dem Klärschlamm dennoch nutzen zu können, besteht in der Phosphorrückgewinnung aus dem Klärschlamm im Vorfeld der Verbrennung. Dieser Aspekt wird im Rahmen dieses Kapitels untersucht.

Durch die Inkorporation des Phosphors in die Biomasse und die chemische Phosphorelimination wird ein Großteil (ca. 90 %) des Phosphors auf der Kläranlage in den Klärschlamm überführt. Um einen möglichst geringen Phosphorgehalt im Klärschlamm zu erzielen, sind folgende Maßnahmen möglich:

1. Phosphor nicht in den Klärschlamm überführen

Die Überführung des Phosphors in den Klärschlamm kann deutlich reduziert werden, indem bei der Abwasserreinigung auf eine gezielte biologische und/oder chemische Phosphorelimination verzichtet wird. Durch die Inkorporation wird dennoch ca. ein Drittel des Phosphors, bezogen auf den Zulauf der Kläranlage, in den Klärschlamm eingebunden. Dies entspricht einer P-Konzentration von ca. 12 bis 16 g P/kg TR. Um dennoch die Einleitgrenzwerte für den Parameter Phosphor einhalten zu können und diesen als Rezyklat rückgewinnen zu können, wäre eine Nachfällung des Phosphors notwendig.

Folgende Nachteile würden bei der Nachfällung auftreten:

- ▶ Zusätzliche Beckenvolumina bzw. Fällungsreaktoren
- ▶ Im Vergleich zu den anderen Einsatzstellen der P-Rückgewinnung wird das gesamte Abwasser (Hauptstrom) behandelt und nicht nur ein Teilstrom, was zu erheblichen Kosten führt
- ▶ Bei der Fällung mit Aluminium- oder Eisensalzen entsteht ein nur bedingt pflanzenverfügbares Fällprodukt (Tertiärschlamm)
- ▶ Die Einleitgrenzwerte können ggf. nicht sicher eingehalten werden, wenn Magnesiumsalze eingesetzt werden

Aufgrund der Nachteile wird diese Maßnahme als unrealistisch bewertet und im Folgenden nicht weiter betrachtet.

2. Entnahme bzw. Rückgewinnung des Phosphor aus dem Klärschlamm

Der im Klärschlamm vorhandene Phosphor kann durch die Anwendung eines P-Rückgewinnungsverfahrens im Schlammwasser und Klärschlamm reduziert werden. Ob eine Reduzierung des P-Gehalts unterhalb der für die Mitverbrennung geforderten 20 g P/kg TR (siehe Kapitel 0) möglich ist, hängt von unterschiedlichen Faktoren ab:

- ▶ P-Gehalt im Klärschlamm bzw. Schlammwasser
- ▶ Wirkungsgrad der eingesetzten Technologien
- ▶ P-Elimination auf der Kläranlage, P-Bindungsform im Stoffstrom

In Tabelle 9 sind die in Kapitel 0 dargestellten Verfahren zur P-Rückgewinnung mit ihren maximalen Wirkungsgraden bezogen auf den Kläranlagenzulauf aufgeführt. Die angegebenen Wirkungsgrade basieren z.T. auf aktuell durchgeführten Untersuchungen, die stark abhängig von der jeweiligen Abwasser- bzw. Klärschlammatrix sind, und können sich ggf. durch Optimierungen in den Versuchseinstellungen in Zukunft verändern bzw. bei einer anderen Anlage anders ausfallen. Ausführliche Informationen zu den Verfahren sind in Kapitel 0 zu finden. Des Weiteren ist eine Einschätzung, ob die Verfahren den P-Gehalt im Klärschlamm unterhalb von 20 g P/kg TR abreichern können und somit eine Mitverbrennung des Klärschlammes möglich ist, dargestellt. Bei einem anhand einer Modellanlage berechneten P-Gehalt im Klärschlamm von 30 – 40 g P/kg TR, müsste der Wirkungsgrad eines Rückgewinnungsverfahrens zur Abreicherung des Klärschlammes zwischen 33 und 50 % betragen. Bezogen auf den Zulauf zur Kläranlage muss der Wirkungsgrad entsprechend höher liegen.

Tabelle 9: Einschätzung ausgewählter P-Rückgewinnungsverfahren in Hinblick auf die P-Abreicherung im Klärschlamm

Verfahren	Max. Wirkungsgrad bezogen auf den Zulauf zur Kläranlage [%]	Derzeitige Zielerreichung P < 20 g P/kg TR oder 50 % P-Abreicherung des Klärschlammes
Rückgewinnung aus Prozesswasser		
P-RoC	30	Nein
NuReSys	26	Nein
DHV-Crystalactor	28	Nein
Ostara Pearl Process	28	Nein
Rückgewinnung aus Klärschlamm		
AirPrex	11/22	Nein
Fix-Phos	33	Nein
Stuttgarter	43	möglich
Budenheim	43	möglich

Bei den Verfahren mit chemischem Aufschluss (Budenheim und Stuttgart) werden nach derzeitigem Kenntnisstand Wirkungsgrade bezogen auf den Kläranlagenzulauf von ca. 43 % erreicht. Der Klärschlamm selber wird um ca. 50 % abgereichert. Durch Optimierungen sind ggf. höhere Wirkungsgrade möglich. Abhängig vom P-Gehalt würden das Budenheim- und das Stuttgarter Verfahren die Vorgabe zur P-Abreicherung voraussichtlich einhalten. Bei den Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Schlammwasser wird kein Phosphor gezielt aus dem Klärschlamm rückgelöst. Der in der flüssigen Phase vorhandene Phosphor wird durch Fällung bzw. Kristallisation aus dem Abwasser entnommen. Eine 50 %ige Abreicherung wird mit diesen Verfahren nicht möglich sein, auch eine Minderung des P-Gehalts unter 20 g P/kg TR ist voraussichtlich nicht zu erreichen. Höhere P-Rücklösungen aus dem Klärschlamm könnten ggf. durch eine Desintegration (Schlammaufschluss) erreicht werden. Die Möglichkeit einer gezielten Phosphatrücklösung zur Erhöhung des Wirkungsgrades und zur Verringerung des Rest-Phosphorgehaltes im Klärschlamm ist im Einzelfall zu prüfen.

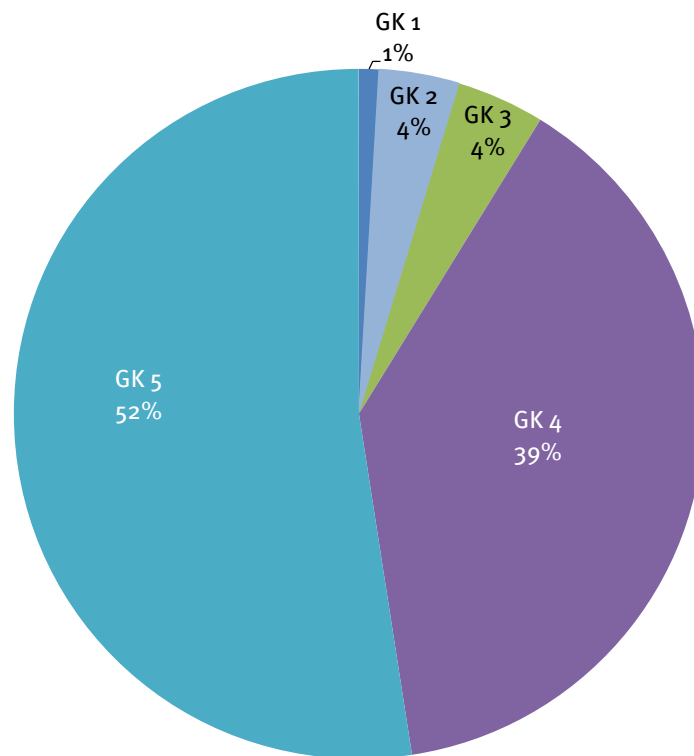
In jüngster Zeit wurde auch der Einsatz von zwei einander ergänzenden Prozessstufen der Phosphorrückgewinnung diskutiert. In Einzelfällen, beispielsweise bei Bio-P-Kläranlagen,

kann auch dies Sinn ergeben: Hier kann aus dem Schlammwasser mitunter kostendeckend MAP gewonnen werden (z.B. AirPrex Verfahren), insbesondere wenn dadurch auch die Bildung von Inkrustationen vermieden wird. Da hierbei nur ein geringer Anteil des Phosphors aus dem Schlamm entnommen wird (z.B. 10-20 %), lohnt sich weiterhin eine nachträgliche P-Rückgewinnung aus dem ausgefaulten Schlamm bzw. der Asche. Keinesfalls sollte jedoch mit großem technischem (und monetären) Aufwand (gezielte Intensivierung der Rücklösung bzw. Schlammaufschluss) die P-Rücklösung vor der ersten Rückgewinnungsstufe soweit erhöht werden, dass nur noch untergeordnete (< 50 %) Anteile des Phosphors für die verfahrenstechnisch aufwändige zweite P-Rückgewinnung verbleiben, welche aber zur Erreichung des P-Grenzwertes für die Mitverbrennung weiterhin erforderlich ist. Die spezifischen Kosten der beiden Rückgewinnungsstufen würden auf diese Weise im Regelfall höher liegen als bei nur einer Rückgewinnungsstufe. Kann jedoch im Einzelfall mit einer weitreichenden P-Rücklösung und P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser bereits der P-Grenzwert für eine Mitverbrennung des Klärschlammes unterschritten werden, bietet sich dieser Lösungsweg an.

Die derzeitigen Vorgaben des Entwurfs der AbfKlärV (2014) können aktuell nur durch das Stuttgarter und Budenheim-Verfahren einhalten werden. Das Stuttgarter Verfahren kann sowohl für Klärschlämme angewendet werden, die bei der biologischen als auch bei der chemischen Phosphorelimination mit Eisensalzen bzw. Fe/Al-Gemischen anfallen. Die Untersuchung reiner aluminiumhaltiger Schlämme steht noch aus. Beim Budenheim-Verfahren wurden ebenfalls bisher keine aluminiumhaltigen Schlämme untersucht. Der Einsatz bei Bio-P und eisenhaltigen Schlämmen ist untersucht worden und möglich.

Für die folgenden Berechnungen werden die Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 betrachtet. Ca. 91 % der Einwohnerwerte sind an Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 angeschlossen (siehe Abbildung 19). An ca. 2,7 % der Kläranlagen (GK 5) sind 52 % der Einwohnerwerte angeschlossen.

Abbildung 19: Aufteilung der Kläranlagengrößen in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte für Deutschland



Destatis 2013a

Da Daten zum Klärschlammanfall in Abhängigkeit der Kläranlagengröße nicht vorliegen, wird vereinfachend angenommen, dass der Klärschlammanfall je Einwohnerwert konstant ist. Diese Annahme würde bedeuten, dass ca. 91 % der Klärschlämme auf den Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 anfallen. Dies entspricht einer Klärschlammmenge von rd. 1,68 Mio. Mg TR/a.

Bezogen auf den Einwohnerwert werden auf den Kläranlagen, die eine chemische P-Elimination betreiben, zu 67 % eisenhaltige Fällmittel zur P-Elimination verwendet, 18 % verwenden eine Mischung aus Eisen und Aluminium-Fällmitteln, 13,5 % fällen mit reinem Aluminium und der Rest verwendet Kalk zur Fällung (DWA 2005).

In der nachfolgenden Tabelle 10 ist aufgelistet, welche Klärschlammengen mit dem Stuttgarter bzw. Budenheim-Verfahren für die Größenklassen 4 und 5 behandelt werden könnten.

Tabelle 10: Klärschlamm- und Phosphormengen in Abhängigkeit des P-Rückgewinnungsverfahrens und der P-Elimination auf der Kläranlage

Verfahren	Eisenfällung	Aluminium-/Eisenfällung	Bio-P	Summe Klärschlamm	Summe Phosphor*
	[Mg TR/a]	[Mg TR/a]	[Mg TR/a]	[Mg TR/a]	[Mg P/a]
Budenheim	1.062.300	-	101.100	1.163.400	17.450
Stuttgart	1.062.300	288.100	101.100	1.451.500	21.772

* P-Gehalt: 30 g P/kg TR, Wirkungsgrad: ~ 50 % (siehe Tabelle 9)

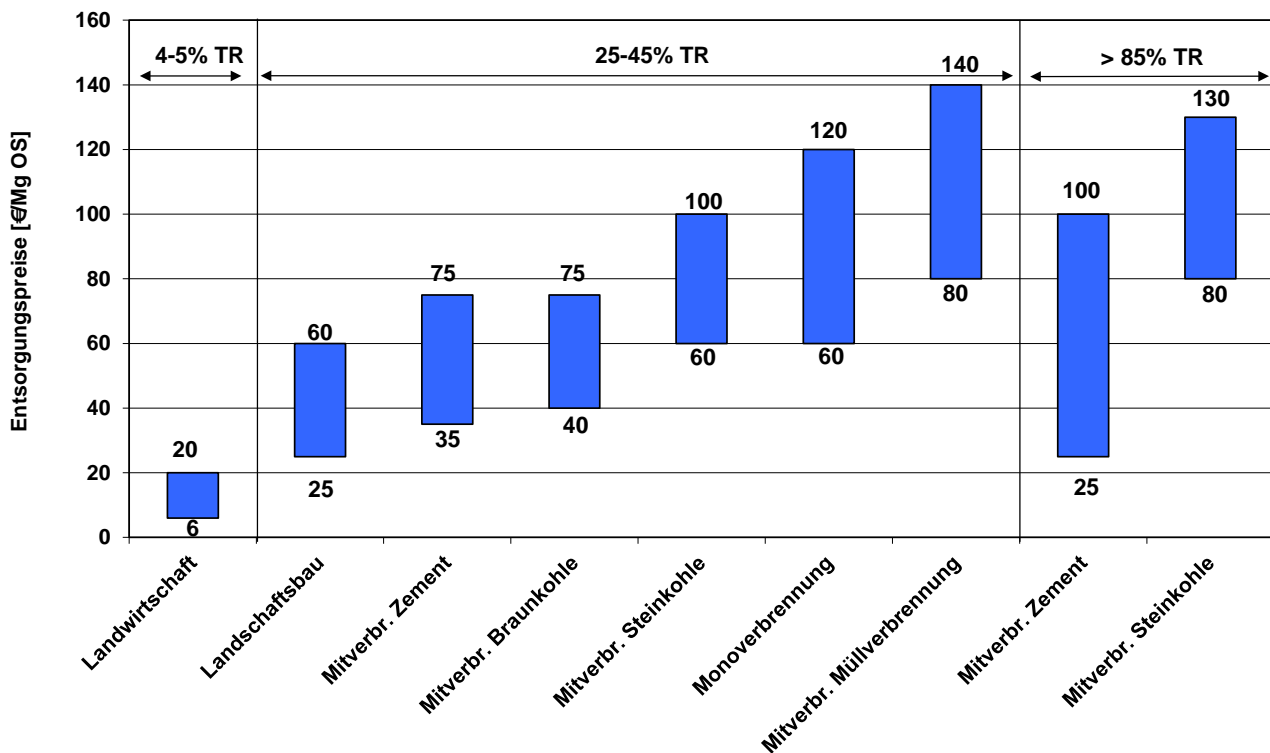
Insgesamt stünden für das Budenheim- bzw. Stuttgarter-Verfahren ca. 1,16 Mio. Mg TR/a bzw. 1,45 Mio. Mg TR/a Klärschlamm zur Phosphorrückgewinnung zur Verfügung. Dies entspräche einer rückgewonnenen Menge von ca. 17.450 bzw. 21.770 Mg P/a.

5.2 Kostenermittlung der Mono- und Mitverbrennung von Klärschlamm

Neben den technischen Möglichkeiten sind die finanziellen Vor- und Nachteile einer Mono- oder Mitverbrennung in Kombination mit einer P-Rückgewinnung von besonderer Bedeutung. Im Folgenden wird anhand von Literaturwerten überprüft, ob eine P-Rückgewinnung vor der Mitverbrennung oder die Monoverbrennung mit anschließender P-Rückgewinnung die kostengünstigere Alternative ist.

In Abbildung 20 sind die Kosten der Klärschlamm Entsorgung in Abhängigkeit des Entsorgungsweges in Euro je Tonne Originalsubstanz dargestellt. Die Daten basieren z. T. auf älteren Veröffentlichungen und sollen nur eine grobe Tendenz der Entsorgungskosten aufzeigen.

Abbildung 20: Kosten der Klärschlamm Entsorgung in Abhängigkeit des Entsorgungsweges pro Tonne Originalsubstanz



Schmelz 2006, DWA 2010, Müller-Schaper 2013, Wiechmann et al. 2013

Relevante P-Rückgewinnungsverfahren für die oben erwähnte Ermittlung der günstigsten Entsorgungskette sind das Stuttgarter-, Budenheim- und PASCH-Verfahren. Bisher liegen nur wenig belastbare Informationen zu den Kostenabschätzungen der P-Rückgewinnung vor. Eine Tendenz kann jedoch auf Basis der ggf. eingesetzten Chemikalienmengen gegeben werden (siehe Kapitel 0).

Bezogen auf den Trockenrückstand ist die Klärschlammmonoverbrennung teurer als eine Mitverbrennung des Klärschlammes in Braun- und Steinkohlekraftwerken sowie in der Müllverbrennung und Zementindustrie. Das Stuttgarter-Verfahren ist aufgrund des hohen Einsatz-

zes an Säuren (Schwefel- und Zitronensäure) teurer als das Budenheim-Verfahren, welches ohne den Einsatz von Chemikalien arbeitet. Das PASCH-Verfahren benötigt ebenfalls einen hohen Einsatz an Chemikalien und liegt kostenmäßig zwischen den beiden Verfahren.

Da sowohl die Klärschlamm Entsorgungskosten bzw. -preise als auch die P-Rückgewinnungskosten starke Unsicherheiten aufweisen, wird hier auf eine graphische Darstellung und „Nennung“ der absoluten Kosten in Euro pro Tonne Klärschlamm verzichtet.

Eine eindeutige Aussage über die Entwicklung der Entsorgungskosten bzw. -preise, kann nach derzeitigem Kenntnisstand nicht getroffen werden, zumal sich voraussichtlich mit Verabschiedung der neuen Klärschlammverordnung und einem Mitverbrennungsverbot für Klärschlämme die einen festgelegten P-Grenzwert überschreiten sowie einem Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlamm Entsorgung die Entsorgungsstrukturen und damit auch die Entsorgungskosten maßgeblich verändern werden. Auch mit fortschreitender Entwicklung der P-Rückgewinnungsverfahren können sich die derzeit prognostizierten Rückgewinnungskosten verändern.

5.3 Umstellung von Kläranlagen

Vielfach wird die Umstellung der Abwasserreinigung auf eine vermehrte biologische Phosphorelimination (Bio-P) und der Verzicht auf den Einsatz von Eisen- bzw. Aluminiumsalzen als Empfehlung ausgesprochen, um hierdurch eine Phosphorrückgewinnung leichter implementieren zu können. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Prozess der biologischen Phosphatspeicherung unter anaeroben Milieubedingungen umgekehrt werden kann, so dass ohne Chemikalieneinsatz (chemischer Aufschluss) nennenswerte Mengen an Phosphor aus dem Klärschlamm gezielt rückgelöst werden können und für eine kontrollierte Fällung zur Verfügung stehen. Im Bereich des Schlammwassers bietet sich eine Magnesium-Ammonium-Phosphat-(MAP-)Fällung bzw. -Kristallisation an, da neben Phosphat an dieser Stelle ebenfalls Ammonium vorliegt. Als fehlende Komponente muss lediglich Magnesium zugegeben werden. Rückgewinnungsverfahren, die eine solche MAP-Fällung einsetzen sind der Ostara PEARL-Prozess sowie (allerdings nach chemischem Aufschluss) das Stuttgarter Verfahren (siehe Kapitel 3.1, 3.5).

Durch die vermehrte biologische Phosphorelimination ist theoretisch ein vollständiger Verzicht auf die chemische Fällung möglich (Röske und Uhlmann 2005). Aufgrund der Einsparung von Fällmitteln sinken die Betriebskosten der Kläranlage. Die durch den Verzicht auf Fällmittel verringerte Aufsalzung der Gewässer ist als weiterer Vorteil anzuführen.

Da die biologischen Eliminationsprozesse mit einer höheren betrieblichen Unsicherheit behaftet bzw. mit aufwändigerer Prozessteuerung verbunden sind als chemische Eliminationsverfahren, werden Bio-P-Kläranlagen häufig mit einer bedarfsweise aktivierbaren Simultanfällung ausgerüstet (Mudrack und Kunst 1991, vgl. DWA 2005).

Bei vielen Betreibern ist die Bio-P nicht das Verfahren der Wahl, da die gesetzten Mindestanforderungen schwieriger einzuhalten sind. Gleichwohl sind an vielen Standorten die Bedingungen (C:P-Verhältnis des Abwassers, lange Fließzeit im Kanalnetz, die zu einer Vorversäuerung des Abwassers führen) für eine Bio-P günstig, so dass mit dem Verfahren betriebssicher Phosphorgehalte $< 0,5$ mg/l erzielt werden können.

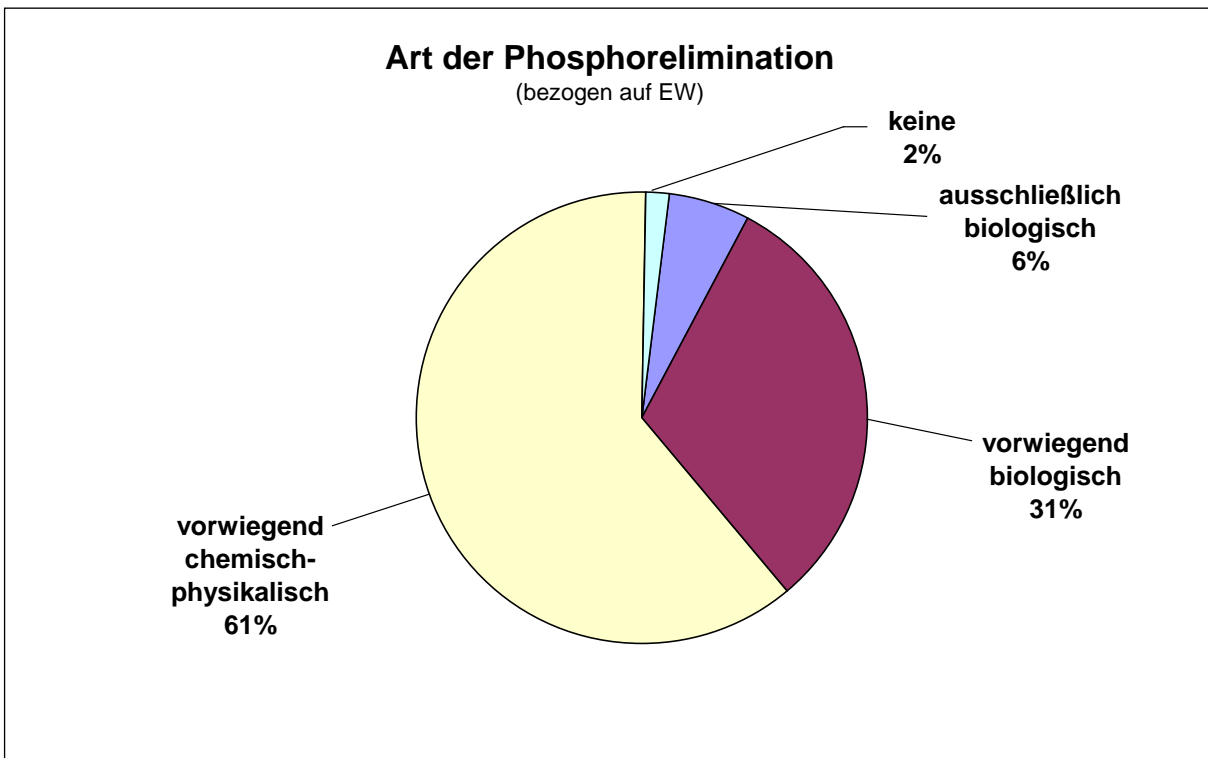
Den betrieblichen Einsparungen stehen bei Bio-P-Verfahren auch betriebliche Schwierigkeiten gegenüber. In einigen Kläranlagen treten Probleme mit unerwünschter P-Freisetzung im Faulbehälter auf, was zu einer hohen Rückbelastung aus der Schlammwässerung sowie zu spontanen MAP-Ausfällungen in Behältern und Leitungen führen kann. Dies wurde umfas-

send z.B. von Heinzmann und Lengemann (2013, 2014) berichtet und war letztlich der Grund, warum in der Kläranlage Berlin-Waßmannsdorf das Air-Prex-Verfahren entwickelt und dort sowie inzwischen auch in anderen Anlagen im Vollstrom implementiert wurde. Auch ohne dieses Zusatzverfahren haben Bio-P-Verfahren einen größeren Investitionsbedarf als Verfahren der chemischen P-Elimination, da zusätzliche Anaerob-Becken in der Belebungsstufe angeordnet werden müssen. Hierfür muss zudem das Flächenangebot gegeben sein. Im Bereich der Schlammmentwässerung werden für Bio-P-Kläranlagen schlechtere Entwässerungsergebnisse (geringere TR-Gehalte im Schlamm) sowie höhere Betriebsmittelverbräuche (Floccungshilfsmittel) berichtet (Ewert und Wagenbach 2014).

Im Jahr 2004 wurde bundesweit die DWA-Klärschlammhebung für das Jahr 2003 durchgeführt, um einen Überblick über den aktuellen Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung zu erlangen (Durth und Schaum 2005, DWA 2005). An dieser Umfrage nahmen 3.100 Anlagenbetreiber und damit etwa 30 % der kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in Deutschland teil. Dabei wurden von der gesamten Behandlungskapazität in Deutschland ca. 99 Mio. Einwohnerwerte (ca. 64 %) berücksichtigt. Es wurden somit vor allem große Kläranlagen erfasst. Bezogen auf Einwohnerwerte waren dies 62 % in der Größenklasse 4 und 67 % in der Größenklasse 5 (Durth und Schaum 2005).

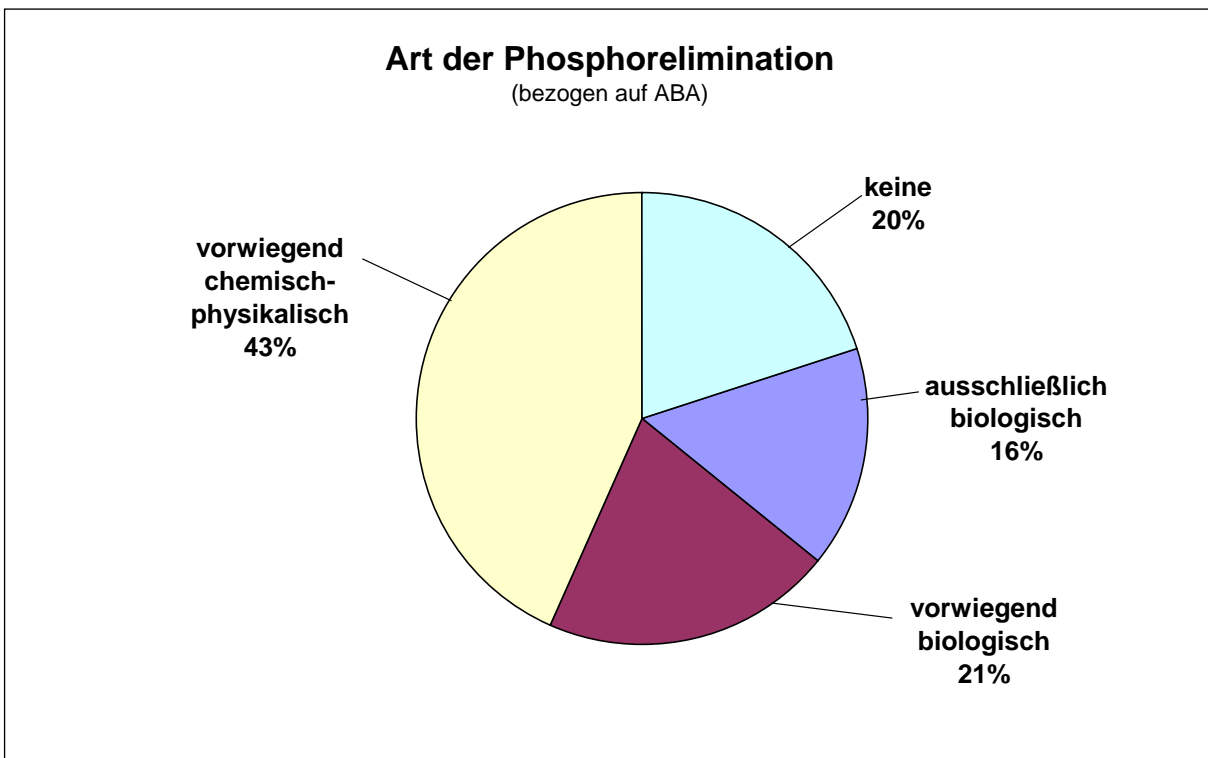
Mit der Klärschlammhebung wurden u. a. Angaben zur installierten Abwasserreinigungstechnik abgefragt. In Abbildung 21 und Abbildung 22 ist die Art der Phosphorelimination auf deutschen Kläranlagen dargestellt. Bei 61 % der Anlagen (bezogen auf EW) bzw. 43 % (bezogen auf KA) erfolgt die Phosphorelimination vorwiegend chemisch-physikalisch durch den Einsatz von Fällmitteln. Bei 31 % (bezogen auf EW) bzw. 21 % (bezogen auf KA) wird eine vorwiegend biologische Phosphorelimination durchgeführt, bei 6 % (bezogen auf EW) bzw. 16 % der Anlagen (bezogen auf KA) eine ausschließlich biologische. D. h. bei beiden Betrachtungsweisen wird bei 37 % der Anlagen eine ausschließliche oder vorwiegende biologische Phosphorelimination durchgeführt. Neuere Daten ähnlichen Umfangs und vergleichbarer Güte sind nicht verfügbar, so dass auf die etwa zehn Jahre alten Daten zurückgegriffen wird, um nicht – für die Betrachtungstiefe – unangemessenen Unsicherheiten zu unterliegen.

Abbildung 21: Aufteilung der Art der Phosphorelimination bezogen auf Einwohnerwerte



DWA 2005

Abbildung 22: Aufteilung der Art der Phosphorelimination bezogen auf Anzahl der Abwasserbehandlungsanlagen (ABA)



DWA 2005

Ausgehend von einer jährlichen Phosphorfracht von ca. 72.000 Mg P im Zulauf der kommunalen Kläranlagen stehen bei einer P-Elimination von 91 % (DWA 2012a) ca. 65.500 Mg P/a für eine Rückgewinnung zur Verfügung. Unter Verwendung der Daten der DWA-Klärschlammhebung 2003 stehen auf Bio-P-Kläranlagen (6 % bezogen auf Einwohnerwerte) ca. 4.300 Mg P/a für Verfahren der Phosphorrückgewinnung bereit. Wird weiterhin der Wirkungsgrad bzw. Rückgewinnungsgrad der einschlägigen Verfahren (30 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf bei gezielter Rücklösung aus dem Klärschlamm; vgl. Kapitel 0) berücksichtigt, mit denen sich eine Phosphorrückgewinnung aus dem Schlammwasser vornehmen lässt, ergibt sich auf diesen Anlagen ein Potenzial von 1.300 Mg P/a (Tabelle 11).

Um weiterhin die durch die weitgehende Umstellung der Abwasserreinigung auf Bio-P auf diese Weise maximal gewinnbare Phosphormenge abschätzen zu können, werden die in Abbildung 22 dargestellten 37 % der Einwohnerwerte (6 % + 31 %) in die Rechnung einbezogen, die zumindest „vorwiegend biologisch“ Phosphor eliminieren können. Das Potenzial betrage in diesem Fall ca. 26.600 Mg P/a. Unter Berücksichtigung des Wirkungsgrades resultieren jährlich 8.000 Mg P (Tabelle 11), was ca. 6,5 % des Mineraldüngereinsatzes entspricht.

Tabelle 11: Phosphorpotenziale in Bio-P-Kläranlagen

		Rückgewinnungspotenzial (Wirkungsgrad 30 %)
P-Gehalt im Zulauf kommunaler Kläranlagen	72.000 Mg P/a	
P-Gehalt im Zulauf von 6 % (EW) Bio-P Kläranlagen	4.320 Mg P/a	1.296 Mg P/a
P-Gehalt im Zulauf von 37 % (EW) Bio-P Kläranlagen	26.640 Mg P/a	7.992 Mg P/a

Eine weitgehende Umstellung bzw. ausschließliche Anwendung der Bio-P erscheint wenig realistisch. Dennoch bieten die Verfahren, die MAP aus Schlammwasser fällen oder kristallisieren bzw. über CSH Phosphate aus dem Schlammwasser entfernen, den entscheidenden Vorteil, relativ leicht implementierbar zu sein und – zumindest beim MAP – Produkte zu erzeugen, die einen sehr hohen Anteil pflanzenverfügbaren Phosphors enthalten (s. Kapitel 8). Diese Verfahren sollten daher verstärkt genutzt werden und in die Phosphorstrategie eingeflochten werden.

Eine Maßnahme mit der dies gelingen könnte, ist die finanzielle Förderung von Machbarkeitsstudien (ähnlich der Energieanalysen) zur Prüfung des ausschließlichen bzw. weitgehenden Einsatzes der Bio-P und der Integration einer Verfahrensstufe zur Phosphorrückgewinnung in diesen Kläranlagen. Hiermit können Anreize gesetzt werden, um Betreiber diese Option prüfen zu lassen.

Die rechtlichen Regelungen zur P-Rückgewinnung sollten derart ausgestaltet werden, dass der Einsatz von Maßnahmen im Schlammwasserbereich ermöglicht wird. Insbesondere bei großen Bio-P-Kläranlagen (GK 5) bietet sich ein punktuell großes Potenzial zur Erzeugung eines gut geeigneten Rezyklats. Deutschlandweit wird für diese Einsatzstelle (mit durchschnittlich 1-2 Mg P/a je Kläranlage und verteilt auf mehrere Tausend Standorte) der Gesamtaufwand gegenüber anderen, zentraler ausgerichteten Konzepten, jedoch unverhältnismäßig hoch sein.

Themenschwerpunkt: Düngemittel und Düngung

6 Potenziale zur Reduzierung von Düngung und P-Verlusten durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen

6.1 Status der P-Versorgung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland

Aufgrund der regelmäßig durchgeführten Untersuchungen landwirtschaftlich genutzter Ackerböden kann festgestellt werden, dass ein beachtlicher Anteil der Böden in Deutschland hoch bzw. sehr hoch mit Phosphor versorgt ist (Werner et al. 2005). In Nordrhein-Westfalen gelten sogar 58 % der Ackerböden als überversorgt (Gehaltsklasse D und E) wie aus Tabelle 12 ersichtlich (Römer 2013a).

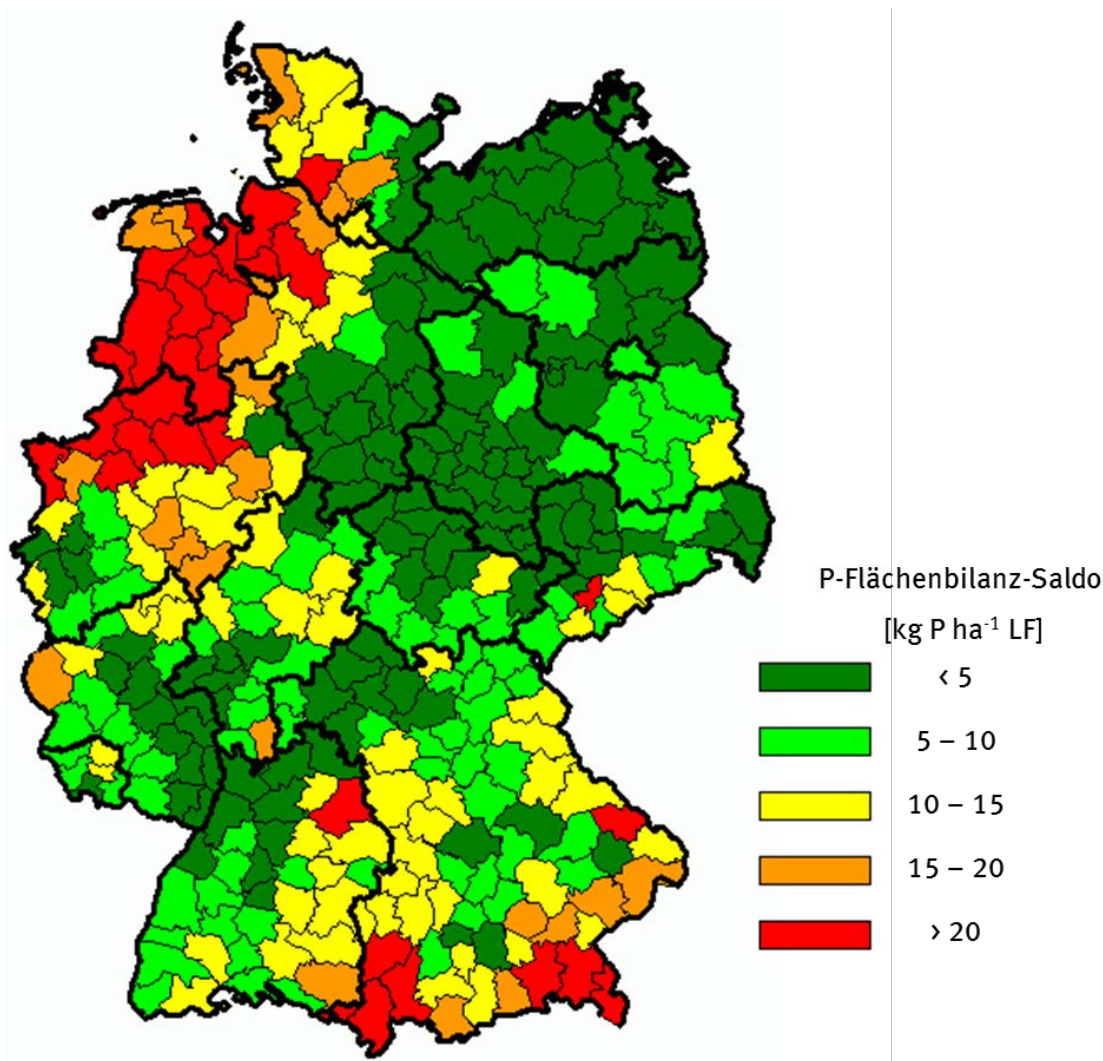
Tabelle 12: Relative Verteilung der P-Gehaltsklassen auf Ackerland (in %)

Bundesland	Jahr	A sehr niedrig	B niedrig	C mittel/optimal	D hoch	E sehr hoch
Baden-Württemberg	2011	5	13	44	27	11
Bayern	2006-2011	3	14	45	23	15
Brandenburg*	2009	3	21	28	32	16
Hessen	2011	7	24	38	23	8
Mecklenburg- Vorpommern*	2011	8	37	33	17	6
Nordrhein- Westfalen	2011	1	9	31	45	13
Rheinland-Pfalz/ Saarland	2010/11	7	19	37	26	11
Sachsen	2007/08	10	36	31	16	7
Sachsen-Anhalt*	2001/04	6	21	28	27	18
Schleswig-Holstein						
leichte Böden	2011	3	27	58	10	2
mittlere Böden	2011	6	44	43	6	2
schwere Böden	2011	5	29	43	16	6
Thüringen	2009/11	15	35	23	14	13

* nach Doppellactat (DL)-Methode ermittelt, sonst Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Methode
Daten nach Römer 2013a

Vor allem in Gegenden mit intensiver Viehhaltung, wie im Münsterland, westlichen Niedersachsen, Allgäu und Berchtesgadener Land gibt es betriebsbedingt regionale Überschüsse in der P-Bilanz. Das bedeutet, dass in diesen Gebieten die Summe der Zufuhr an Phosphor auf eine Fläche aus Düngung und anderen Quellen, die Entzüge vor allem durch die Abfuhr der Ernteprodukte deutlich übersteigt (Abbildung 23).

Abbildung 23: Regionale Überschüsse in der Flächenbilanz von Phosphor



nach Werner 2006

6.2 Potenziale zur Reduzierung der Düngung

Aufgrund des aktuellen Versorgungsstatus in Böden kann Phosphor durch Reduzierung der Düngung auf hoch versorgten Böden als auch durch eine regionale Umverteilung von Nährstoffen eingespart werden.

6.2.1 Optimierung der Düngung

Eine **optimale Platzierung von P-Düngern**, sowohl örtlich als auch zeitlich dient der Einsparung von Düngern. Eine präzise Applikation wie bei der Unterfußdüngung zu Mais kann ebenso wie eine Düngerausbringung im Frühjahr (anstelle von Herbst) auf Böden mit hoher P-Sorptionskapazität vorteilhaft sein.

Dies wird auch im zugehörigen gesetzlichen Regelwerk, §3, Abs. 4 der Düngeverordnung (DüV), die die gute Fachliche Praxis resp. die Anwendung von Düngemitteln regelt, verlangt: „Aufbringungszeitpunkt und -menge sind bei Düngemitteln, [...] so zu wählen, dass verfügbare oder verfügbar werdende Nährstoffe den Pflanzen weitest möglich zeitgerecht in einer dem Nährstoffbedarf der Pflanzen entsprechenden Menge zur Verfügung stehen“.

Die Verwendung von **vollaufgeschlossenen P-Düngern** ermöglicht unmittelbar die Verfügbarkeit von P für die Pflanze, d.h. gegenüber schwer löslichen Rohphosphaten oder teilaufgeschlossenen Phosphaten reicht eine geringere P-Menge für eine bedarfsgerechte Düngung.

Im organischen Landbau ist die Düngung mit aufgeschlossenen Düngern gemäß den Produktionsrichtlinien verboten, weshalb hier nur Rohphosphate als mineralische Ergänzung eingesetzt werden dürfen. Im Sinne des Ressourcenschutzes wäre zu prüfen ob hier nicht eine Lockerung der Verbote sinnvoll wäre.

Phosphor kann durch präzise, effiziente Düngung eingespart werden.

Grundsätzlich wird dies aber durch gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft bereits umgesetzt. Das Einsparpotenzial wird also im Bereich der Optimierung der Düngung als relativ gering angesehen.

6.2.2 Abbau von Überschüssen bei hohem Versorgungsgrad

Die Phosphor-Düngung kann bei hohem Versorgungsgrad des Bodens unterbleiben bzw. vermindert werden.

In der Düngeverordnung (DüV, 2006) wird die Anwendung von P-Dünger reglementiert. So wird von einer ordnungsgemäßen Düngung ausgegangen, wenn der betriebliche Nährstoffüberschuss im Durchschnitt der sechs letzten Düngeschritte 20 kg P₂O₅ /ha/a nicht überschreitet bzw. Bodenuntersuchungen ergeben, dass der Phosphatgehalt im Durchschnitt unter 20 mg P₂O₅/100 g Boden (CAL-Methode) liegt.

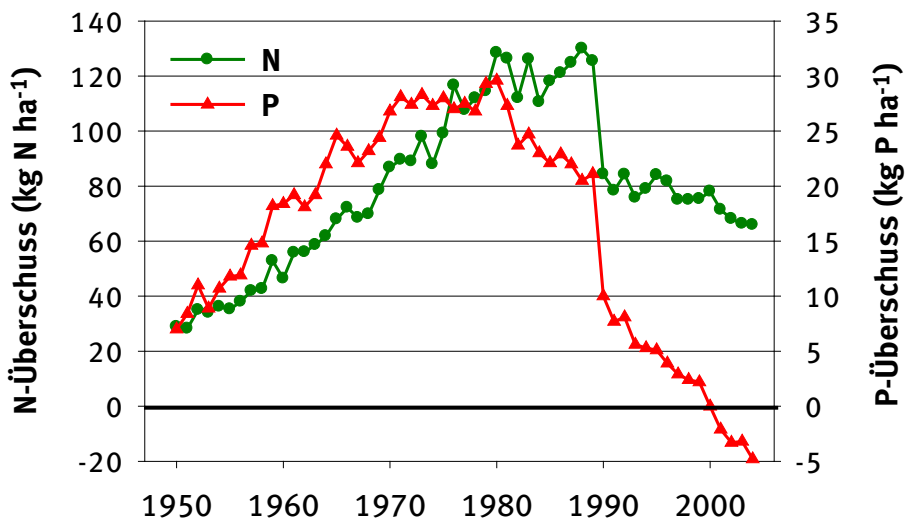
Auf Böden der Versorgungsstufen D, E und F ist die Düngung zu vermindern bzw. gänzlich zu unterlassen. Dies führt zum Abbau der Bodengehalte auf die Gehaltsklasse C, die sich mittelfristig bei ökonomisch idealer Düngung einstellt und nachhaltig optimale Erträge gewährleistet und damit anzustreben ist (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2011).

Tatsächlich findet dieser Abbau von Überschüssen in Deutschland bereits statt. Im Durchschnitt der deutschen Landwirtschaft sind etwa seit dem Jahr 2000 die Flächenbilanzen bei Phosphor negativ (Abbildung 24). Das bedeutet, dass in der Summe aller landwirtschaftlichen Betriebe mehr Phosphor mit den Ernteerzeugnissen von den Flächen abgefahren wird als über die Düngung ergänzt wird. Ein P-Bilanzsaldo von 5 kg /ha entspricht auf die gesamte Landwirtschaftlich genutzte Fläche Deutschlands umgerechnet einer Menge von 83.000 Mg P.

Der Abbau von Überschüssen wird in Zukunft abgeschlossen sein. Dann muss die P-Düngung in Deutschland wieder um diese Menge angehoben werden, um eine ausgeglichene Bilanz zu erzielen. Bei dem derzeitigen negativen P-Bilanzsaldo von 5 kg /ha wird dieser Zeitpunkt aber in den nächsten 50 Jahren noch nicht erreicht sein².

² Die Reduzierung der CAL-löslichen P-Gehalte von Versorgungsstufe D (hoch) auf Versorgungsstufe C (mittel) entspricht etwa 4 mg P/ 100 g Boden. Das sind rund 180 kg P/ ha. Da aber das CAL-lösliche Phosphat nur eine anteilige Fraktion des Gesamt-Phosphors darstellt und mit diesem in gewissem Umfang in Abhängigkeit verschiedener Bodeneigenschaften im Gleichgewicht steht, bedarf es einer größeren Reduktion des Gesamt-P-Gehaltes für eine entsprechend große Reduktion des CAL-P-Gehaltes.

Abbildung 24: Entwicklung der Flächenbilanz-Überschüsse bei Stickstoff und Phosphor in der Landwirtschaft



nach Werner 2006

6.2.3 Umverteilung von Überschüssen

Nährstoff-Überschüsse treten häufig bei viehstarken Betrieben auf. In viehstarken Gebieten führt dies zu einem regionalen Nährstoff-Überschuss und zu einer Überversorgung der Böden (Abbildung 23). Um dies zu vermeiden sind Maßnahmen erforderlich um die Nährstoffe an anderenorts sinnvoll zu nutzen.

Aus Abbildung 23 geht hervor, dass rund die Hälfte der landwirtschaftlichen Flächen Niedersachsens und Nordrhein-Westfalens (ca. 2 Mio. ha) jährliche P-Überschüsse von mind. 10 kg P/ha aufweisen. Allein hier besteht also ein P-Überschuss von mind. 20.000 Mg P. Würde diese Menge in Ackerbauregionen mit P-Bedarf transportiert, ließe sich dort die entsprechende Menge an Mineraldünger-P einsparen.

In diesem Zusammenhang haben **Güllebörsen** bereits dazu beigetragen, Nährstoffprobleme regional zu reduzieren, indem überschüssige organische Nährstoffträger in nahegelegenen Ackerbaubetrieben mit Nährstoffbedarf verwertet werden. In NRW wurde beispielsweise auf Grundlage eines Erlasses des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2003) die Nährstoffbörse Nordrhein-Westfalen gegründet. Dabei werden die Aktivitäten verschiedener Institutionen um den Aufbau der heutigen Güllebörse fachlich unterstützt und finanziell gefördert (Kuratorium für Betriebshilfsdienste und Maschinenringe in Westfalen-Lippe 2014). Eine funktionierende Güllebörse bietet den Landwirten die Möglichkeit, ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Gülleeinsatz und Fläche zu erreichen und so Nährstoffüberschüsse zu vermeiden.

Angewendet wird auch die **Gülleseparation**, bei der die Feststoffe mechanisch über Siebe, Walzen oder Schneckenzyylinder von den löslichen Komponenten getrennt werden. Durch eine angestrebte Volumen-Verringerung um 50 bis 70 % (Laurenz 2009) reduzieren sich die Transportkosten und es bietet sich die Möglichkeit, die abgetrennten Feststoffe in entfernteren Regionen mit Nährstoffbedarf weiter zu verwenden. Aufgrund der damit verbundenen Kosten sind Entwässerungsmaßnahmen für kleinere Betriebe unwirtschaftlich und es ist nicht absehbar, ob diese Technik zukünftig überbetrieblich angeboten wird. (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2014).

Die Separation kommt v.a. in Holland, Belgien und Dänemark großtechnisch zum Einsatz bei Gülle, Gärresten und Klärschlamm zur Umverteilung nährstoffreicher Feststoffe in weiterentfernte nährstoffarme Regionen. Nach Angaben der Hersteller wird dabei der überwiegende Teil des Phosphors in den Feststoff verlagert (75-80 % Westphalia Separator Systems, 60 % Big Dutchman GmbH, Information aus Joule 5/2010).

Weitere Verfahren, speziell zur P-Abtrennung, sind wünschenswert, um Überschüsse aus Betrieben mit intensiver Viehhaltung oder größeren Biogasanlagen in Regionen mit P-Bedarf zu transportieren.

6.3 Bodenverbessernde Maßnahmen zur Erhöhung der P-Ausnutzung

Eine effiziente Nährstoff-Ausnutzung kann durch entsprechende bodenverbessernde Maßnahmen erreicht werden (Werner & Trimborn, 2008).

Ein wichtiger Faktor für die P-Sorptionskapazität und Bindungsfestigkeit des sorbierten Phosphates ist der pH-Wert des Bodens, da dieser den Protonierungsgrad der sorbierenden Sesquioxide (Fe-, Mn-, Al-oxide) bestimmt. Kalkung verringert die Protonierung der Sorbenten und damit die P-Sorptionskapazität. Gleichzeitig werden potentielle Bindungsplätze für Phosphat konkurrierend durch OH⁻-Anionen belegt, so dass die relative P-Sättigung und damit einhergehend die P-Konzentration der Bodenlösung ansteigt. Kalkung von Böden, die sich noch nicht im optimalen Kalkzustand befinden, verbessert somit rein physikochemisch die Effizienz des labilen P-Pools und der frischen P-Düngung. Gleichzeitig kann über bodenphysikalische Effekte (Bodenstruktur, Wurzelentwicklung) auch die räumliche P-Verfügbarkeit verbessert werden.

Die Bodenstruktur bzw. die physikochemischen Eigenschaften des Bodens lassen sich im Hinblick auf eine bessere P-Verfügbarkeit verändern. Geeignete Bodenbearbeitung lockert den Boden, was das Wurzelwachstum verbessert und somit die räumliche P-Verfügbarkeit erhöht. Eine Erhöhung der organischen Substanz (z.B. durch Stallmist, Kompost, Stroh, Zwischenfrüchte) führt zu einer verbesserten Wasserspeicherung und durch die erhöhte Bodenfeuchte zur Erhöhung der P-Diffusion. Sie reduziert auch die Erosionsneigung der Böden, womit ein weiterer Faktor der P-Verluste vermindert wird. Erosionsmindernd wirkt auch eine möglichst durchgängige Bodenbedeckung sowie die Auswahl geeigneter Kulturen für Hanglagen um den Bodenabtrag zu verhindern. Das bedeutet z.B. Mais in Hanglagen zu vermeiden.

Diese Maßnahmen gehören zur guten fachlichen Praxis und werden im Rahmen der betrieblichen Möglichkeiten weitgehend umgesetzt. Allerdings ist im Zuge der Intensivierung der Landbewirtschaftung mit einer erhöhten Belastung des Bodens zu rechnen. Ferner dürfte es in Zukunft durch eine geringere Humuszufuhr (weniger Stallmisteinsatz, energetische Nutzung von Ernteresten und Wirtschaftsdüngern, verminderter Zwischenfruchtanbau) zu einer negativen Humusbilanz und somit zu einer schlechteren Phosphatausnutzung kommen. Die Möglichkeiten dieser Entwicklung gegenzusteuern sind eher als gering anzusehen.

Die Effekte bodenverbessernder Maßnahmen auf die P-Ausnutzung lassen sich nur qualitativ beschreiben. Eine genaue Quantifizierung ist allenfalls im Einzelfall mit erheblichem analytischen Aufwand möglich, nicht jedoch auf betrieblicher oder sogar regionaler oder überregionaler Ebene. Trotzdem kann vermutet werden, dass Maßnahmen, die zusätzlich zu den heute bereits angewendeten durchgeführt werden, keine wesentlichen Verbesserungen der P-Ausnutzung erwarten lassen.

6.4 Pflanzenbauliche Maßnahmen

Durch Umstellung der Fruchtfolge auf P-effiziente Arten und Sorten kann eine bessere P-Ausnutzung erreicht werden.

Leguminosen (Hülsenfrüchte) sind auf Grund ihrer Wurzelmorphologie und ihrer Wurzelabscheidungen (organische Säuren wie Citrat /Zitronensäure und Oxalacetat/Oxalessäure) in der Lage, P im Boden effektiver zu nutzen und zeigen selbst bei geringeren P-Gehalten im Boden kaum Ertragseinbußen. Bei einer Ausdehnung des Leguminosenanbaus müsste sich die P-Düngung zwar langfristig auch an dem Entzug orientieren, kurzfristig (für einige Jahre) könnte die P-Düngung aber auf gut versorgten Böden (Gehaltsklassen C-E) reduziert werden, um den Bodenvorrat auszunutzen.

In Deutschland gibt es derzeit 16,7 Mio. ha landwirtschaftlich genutzte Fläche, von denen nur 82.000 ha für den Anbau von Hülsenfrüchten genutzt werden (Tabelle 13). Gleichzeitig werden Sojabohnen als eiweißhaltiges Futtermittel importiert, 2011 etwa 3,2 Mio. Mg (Deutscher Bundestag 2012). Wenn diese Import-Futtermittel durch „heimische“ Hülsenfrüchte substituiert würden, könnte die Anbaufläche von Hülsenfrüchten bei einem mittleren Ertrag von Ackerbohnen und Erbsen von etwa 32 dt/ha auf etwa 1.000.000 ha ausgedehnt werden, was einer Verzwölfachung entspräche. Bei einer Ausdehnung des Hülsenfruchtanbaus müsste sich die Getreideanbaufläche und damit der Getreideexport Deutschlands reduzieren.

Tabelle 13: Flächenanteile verschiedener Kulturen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland (2012)

Nutzung	Fläche (in 1.000 ha)	Fläche (in 1.000 ha)
Ackerland	11.834	
Getreide zur Körnergewinnung		6.527
Pflanzen zur Grünernte (z.B. Silomais)		2.815
Hackfrüchte		646
Hülsenfrüchte zur Körnergewinnung		82
Handelsgewächse (z. B. Raps)		1.382
Gemüse, Erdbeeren u.a.		132
Sonstiges (z.B. Stilllegung)		250
Dauergrünland	4.631	
Dauerkulturen (z.B. Obst und Rebflächen)	200	
Summe landwirtschaftlich genutzte Fläche:	16.667	

Statistisches Bundesamt 2012

Im Mittel der Jahre 2009-2010 wurden ca. 13,7 Mio. Mg Getreide u. Getreideerzeugnisse exportiert (Statistisches Bundesamt, 2011). Bei einem durchschnittlichen Hektar-Ertrag von 65 dt/ha (Weizen und Gerste) (Statistisches Bundesamt, 2012) entspricht dies einer Anbaufläche von 2,1 Mio. ha. Die Menge an exportiertem Getreide würde sich also bei maximaler Substitution von Soja-Importen durch heimischen Hülsenfruchtanbau um etwa 6,8 Mio. Mg halbieren. Wirtschaftlich betrachtet stehen den Exporterlösen beim Getreide von rund 2,6 Mrd. € (2009-2010) Importkosten bei Soja von 1,4 Mrd. € gegenüber (Annahme Sojapreis: 450 €/Mg), was einem Verlust in der Handelsbilanz von 1,2 Mrd. € entspricht.

Bezogen auf Phosphor gingen dem deutschen P-Kreislauf durch die nicht eingeführten Sojabohnen bilanziell 16.000 Mg P „verloren“ (3,2 Mio. Mg, P-Gehalt der Sojabohnen, getrocknet

ca. 0,5 %). Durch die Reduzierung der Getreide-Exporte um 6,8 Mio. Mg würden allerdings etwa 23.000 Mg P weniger aus dem deutschen P-Kreislauf exportiert (Annahme: P-Gehalt im Korn: 0,34 %).

Neben der besseren Ausnutzung von P durch Leguminosen könnten durch dieses Szenario jährlich etwa 7.000 Mg P zusätzlich im deutschen P-Kreislauf verbleiben. Bei den derzeitigen Düngerkosten (DAP-Dünger zwischen 440 und 450 USD/Mg) entspricht das einem Düngewert von ~12 Mio. €.

Allerdings würde - weltweit betrachtet - der deutsche Mehranbau von Hülsenfrüchten durch einen verminderten Anbau von Soja andernorts kompensiert, so dass diese Maßnahme weltweit keinen Einfluss auf die P-Ausnutzung oder P-Dünger-Einsparung hätte.

Zu dem Verlust von 1,2 Mrd. € in der Handelsbilanz kämen weitere Kosten, da diese Marktänderung politisch nur mit massiven Subventionen des Hülsenfruchtanbaus durchsetzen. Bis 2001 widersprach das den geltenden internationalen Handelsabkommen insbesondere mit den USA (General Agreement on Tariffs and Trade –GATT – und Blair-House-Abkommen von 1992). Sie gestatteten es der EU, ihre Getreideproduktion zu schützen, erforderten im Gegenzug jedoch die zollfreie Einfuhr von Eiweißpflanzen und Ölsaaten in die EU (Deutscher Bundestag 2012). Dies ist mit ein Grund dafür, warum Hülsenfrüchte in Deutschland immer noch einen so geringen Anbauumfang haben und auch in der Forschung und Züchtung kaum behandelt werden.

6.5 Beurteilung der landwirtschaftlichen Möglichkeiten zu Einsparung von Phosphatdüngern

Einsparungen im P-Verbrauch sind vor allem durch Düngungsmaßnahmen zu erzielen. Die größten Einsparungen erfolgen zurzeit durch den Abbau von über die letzten Jahrzehnte angehäuften Bodenvorräten. Diese Einsparungen können aber nur über eine begrenzte Zeit durchgeführt werden. In den nächsten 50 -100 Jahren werden die Vorräte erschöpft sein, so dass die folgenden Generationen wieder mehr Phosphor düngen müssen, um die P-Bilanzen (P-Düngung minus P-Entzug) auszugleichen.

Dauerhaft lassen sich Einsparungen durch die Umverteilung von regionalen Überschüssen erzielen. Das Potenzial dieser Einsparungen liegt bei über 20.000 Mg P/ Jahr. Hierzu müssen aber Separationstechniken weiterentwickelt werden um diese Phosphatmengen kostengünstig zu transportieren.

Bodenverbessernde Maßnahmen führen zwar zu einer Erhöhung der P-Ausnutzung, das Potenzial hierzu ist aber in der deutschen Landwirtschaft weitgehend ausgeschöpft. Im Zuge der weiteren Intensivierung des Ackerbaus ist eher mit einer gleichbleibenden oder verschlechterten der P-Ausnutzung zu rechnen als mit einer verbesserten.

Pflanzenbauliche Maßnahmen haben zwar das Potenzial auf nationaler Ebene eine gewisse Menge an Phosphat einzusparen, bringen aber für die globale P-Bilanz kaum etwas und sind mit immensen volkswirtschaftlichen Kosten verbunden, so dass sie letzten Endes ungeeignet sind.

7 Beimischungen und Düngemittel aus P-Rezyklaten

Das Ziel für die Verwertung von P-Rezyklaten sollte ihre Eignung als eigenständiges Düngemittel sein. Dazu müssen aber die Qualitätsanforderungen des Düngemittelrechts erfüllt werden, ferner muss eine ausreichende Wirksamkeit (Pflanzenverfügbarkeit) vorliegen. Außerdem muss der Verkaufspreis angemessen sein, um die notwendige Akzeptanz beim Anwender zu erreichen. Aber auch die Düngemittelhersteller stellen Ansprüche an die P-Rezyklate (Jäger 2014, Wedde 2014). Hierzu zählen:

- ▶ **Düngereigenschaften:** Nährstoffgehalt, -verfügbarkeit, Nebenbestandteile
- ▶ **Umwelteigenschaften:** Schadstoffe, Hemmstoffe, Hygiene
- ▶ **Technische Eigenschaften:** Lagerfähigkeit, Aggregatzustand, Körnung, Granulierbarkeit, Homogenität, Geruch

Sollte der Absatz der P-Rezyklate als eigenständige Düngemittel nicht gewährleistet sein, besteht die Möglichkeit, diese anderen Düngemitteln beizumischen. So wäre es beispielsweise denkbar, bei einem NPK- oder Voll-Dünger einen gewissen Anteil des Phosphates durch Beimischung von Struvit (MAP) aus der Abwasserreinigung zu ersetzen oder zu ergänzen. Somit könnten die Kosten der Gewinnung der P-Rezyklate zumindest zum Teil auf die Düngemittel umgelegt werden. Außerdem könnten Vertriebswege der herkömmlichen Düngemittel mitgenutzt werden. Inwieweit diese Beimischung auf freiwilliger Basis der Düngemittelindustrie erfolgt oder auf Grund vorgeschriebener Beimischungsquoten zu erfolgen hat, bleibt zu prüfen. Ein Preisanstieg des P-Düngers aufgrund einer Beimischung ist aber bis zu einem gewissen Grad zu vermeiden, da dies dazu führen würde, dass die Landwirte unter Berücksichtigung der Transportkosten ihre Dünger aus dem europäischen oder außereuropäischen Ausland beziehen würden. Ebenso könnten zu strenge Regelungen dazu führen, dass die Düngemittelindustrie abwandert und nicht mehr in Deutschland produziert. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass es in Deutschland (DDR und BRD) in den Jahren 1980 bis 1998 noch an 16 verschiedenen Standorten Düngemittelhersteller mit einer Produktionskapazität von 3,2 Mio. Mg Ware gab. Dagegen gab es 2012 nur noch einen Hersteller (ICL in Ludwigshafen) mit einer Produktionskapazität von 275.000 Mg Ware (Wodsak et al. 2012).

Problematisch sind Beimischungen, wenn sie das Ziel haben, schlechte Qualitäten in guten zu „verstecken“, wenn also beispielsweise ein P-Rezyklat mit unzureichender Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit einem sehr gut verfügbarem P-Dünger wie Tripelsuperphosphat beigemischt wird. Bis zu einem gewissen Beimischungsgrad wird sich zwar die Wirksamkeit des Gemischs nicht messbar verringern, aber die Wirksamkeit des unbrauchbaren P-Rezyklats wird auch nicht verbessert, was dem Kreislaufgedanken letzten Endes widerspricht.

Bedenklich sind Beimischungen, wenn sie das Ziel haben Schadstoffe zu verdünnen; wenn also beispielsweise P-Rezyklate mit zu hohen Schwermetallgehalten schadstoffarmen Minereraldüngern beigemischt werden, um die Grenzwerte des Düngemittelrechts einzuhalten.

Anders wäre eine Beimischung zu bewerten, die im Zuge der Aufbereitung des Düngers erfolgt. Dies wäre bspw. der Fall, wenn schwer lösliche und schlecht pflanzenverfügbare P-Rezyklate (z.B. Tricalciumphosphate) zusammen mit Rohphosphaten zu Super- oder Tripelphosphat aufgeschlossen würden. Auch eine Entfrachtung der in einigen P-Rezyklaten enthaltenen Schadstoffe im Zuge der Aufbereitung von P-Düngern wäre denkbar. Dies zeigen beispielsweise Untersuchungen von Hauschild & Werner (1981). Hier wurden Klärschlammaschen bei der Herstellung von Rhenania-Phosphat zugesetzt.

Ungeachtet der Vor- und Nachteile der Beimischung von P-Rezyklaten zu Minereraldüngern ergibt sich aus der Menge des bei der Abwasserreinigung potenziell anfallenden Phosphors

eine maximale Beimischungsquote von etwa 33 %. Unter Berücksichtigung der Wirkungsgrade der heutigen Rückgewinnungsverfahren wäre allerdings mit einer Quote deutlich unter 20 % zu rechnen.

8 Düngewirkung, Pflanzenverfügbarkeit und Schadstoffgehalte von P-Rezyklaten

Zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlämmen werden verschiedene chemisch-physikalische Methoden (vgl. Kapitel 0) eingesetzt, die einerseits der Aufkonzentrierung des Phosphors, andererseits der Schadstoffminimierung dienen.

Zur Beurteilung der Düngewirkung stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, die in Aufwand und Aussagekraft steigen: Untersuchung des Düngers (P-Löslichkeit nach DüMV), Bodenuntersuchungen und Pflanzenversuche (Gefäß, Feld).

8.1 Untersuchung der Löslichkeit


P-Dünger werden durch Löslichkeitsbestimmungen charakterisiert. Der Gesetzgeber sieht in der Düngemittel-Verordnung (DüMV) zehn verschiedene Phosphat-Löslichkeitsprüfungen vor, die je nach Düngertyp anzuwenden sind.

Die Wasserlöslichkeit gibt den sofort pflanzenverfügbaren Anteil an. Extraktionsmittel wie Ammoniumcitrat (neutral/alkalisch), Zitronensäure oder Ameisensäure berücksichtigen in unterschiedlichem Maße die Fähigkeit des durchwurzeltten Bodens weitere Phosphatanteile pflanzenverfügbar zu machen. Der Gesamt-P-Gehalt wird mit Mineralsäure bestimmt.


Die P-Löslichkeit eines Düngemittels wird zunächst durch die Phosphor-Bindungsform bestimmt. Primäre Phosphate ($\text{H}_2\text{PO}_4^- \text{Me}^+$) sind gut wasserlöslich, sekundäre bedingt wasserlöslich. Die tertiären Phosphate sind nicht mehr wasserlöslich. Außerdem wird die Löslichkeit durch die Elementeigenschaften des gebundenen Kations beeinflusst. So sind bei den sekundären Phosphaten nur die Alkali-Phosphate noch in nennenswerten Mengen wasserlöslich. Abbildung 25 zeigt den Einfluss der P-Bindungsform und des Begleitkations auf die Wasserlöslichkeit verschiedener Phosphat-Salze.

Abbildung 25: Löslichkeiten verschiedener Phosphatsalze in Wasser bei 25°C in Abhängigkeit der P-Bindungsform und des begleitenden Kations.

Primäre Phosphate (Dihydrogenphosphate)	Sekundäre Phosphate (Hydrogenphosphate)	Tertiäre Phosphate
NaH_2PO_4	Na_2HPO_4	Na_3PO_4
KH_2PO_4	K_2HPO_4	K_3PO_4
		AlPO_4
$\text{Mg}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	MgHPO_4	$\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$
		$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$
$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	CaHPO_4	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$



 abnehmende Löslichkeit



 abnehmende Löslichkeit

nach Lohninger 2011 und IFA 2014

Allein die chemische Zusammensetzung der verschiedenen Rezyklate wie Struvit oder Calciumphosphate, lassen unterschiedliche Löslichkeiten erwarten. Die Rezyklate bestehen aber in der Regel aus Gemischen verschiedener Phosphor-Salze, so dass sich die Gesamt-Löslichkeit anhand der chemischen Zusammensetzung nur ungefähr abschätzen lässt.

Qualitative Aussagen bleiben aber möglich. So konnte Schick (2010) mit ihren Untersuchungen thermochemisch aufbereiteter Klärschlammaschen zeigen, dass eine Behandlung mit $MgCl_2$ zu einer deutlich höheren P-Löslichkeit des entstandenen Rezyklats führt, als eine Behandlung mit $CaCl_2$ (Tabelle 14). Dies ist auf die bessere Wasserlöslichkeit der Magnesium-Phosphate im Vergleich zu Calcium-Phosphaten zurückzuführen.

Tabelle 14: P-Löslichkeiten bei P-Rezyklaten aus thermo-chemisch behandelten Klärschlammaschen (KSA=Klärschlammasche, PK=PK-Mineraldünger) in Abhängigkeit vom Herstellungsverfahren (dir=direkte, ind=indirekte Beheizungstechnik, Zugabe verschiedener Chlordonatoren) bezogen auf Gesamt-P nach Königswasseraufschluss (PKW)

Dünger	P _{KW} [%]	P _W [% P _{KW}]	P _{AAC} [% P _{KW}]	P _{NAC+W} [% P _{KW}]	P _{NAC} [% P _{KW}]	P _{CS} [% P _{KW}]	P _{AS} [% P _{KW}]
KSA 2 (Rohasche)	10	0,03	26	14	40	42	28
KSA 2/MgCl ₂ (ind) + KCl	4,9	0,42	19	53	59	99	100
KSA 2/CaCl ₂ (ind) + KCl	4,7	0,34	7,7	24	32	93	95
KSA 2/CaCl ₂ (dir) + KCl	4,5	0,25	2,3	19	25	73	92
KSA 2/CaCl ₂ (dir) + K ₂ SO ₄	4,7	0,84	2,3	17	19	72	89
KSA 3 (Rohasche)	11	0,002	30	15	40	34	26
KSA 32/MgCl ₂ (ind) + KCl	5,4	0,47	17	44	53	99	100
PK (Kontrolle)	3,7	0,10	20	77	78	92	84

P-Löslichkeiten in: P_{KW}: Königswasser, P_W: Wasser, P_{AAC}: alkalischem Ammoncitrat, P_{NAC+W}: neutralem Ammoncitrat, P_{CS}: Citronensäure, P_{AS}: Ameisensäure

nach Schick 2010

Die P-Löslichkeit von Rezyklaten wird jedoch von weiteren Faktoren beeinflusst. So zeigen Untersuchungen von Heinitz et al. (2013) bei Rezyklaten aus dem MePhrec-Verfahren unterschiedliche P-Löslichkeiten in Abhängigkeit von der Korngröße des Materials (Tabelle 15).

Tabelle 15: Phosphat-Löslichkeiten von Rezyklaten verschiedener Korngrößen-Fractionen aus dem MePhrec Verfahren. (Pt = Gesamtgehalt, PCAL = P im CAL-Extrakt, PNAC = P im neutralen Ammon-Citrat-Extrakt, PW = Wasserlösliches P)

Nr	Körnung [mm]	Zusammensetzung [%]			Pt [%]	PCAL [%]	PNAC+W [%]	PW [%]	Anteil PNAC+W an Pt
		Klärschl.	Asche ¹⁾	Zement ²⁾					
1a	gemahlen	60	40	15	4,40	0,80	0,56	<0,004	13
1b	0,5 ... 1.6	60	40	15	3,44	0,01	0,85	<0,004	25
1c	1,6 ... 2,5	60	40	15	3,28	0,01	1,23	<0,004	37
2a	gemahlen	60	40	15	3,81	0,65	0,52	<0,004	14
2b	0,5 ... 1.6	60	40	15	3,39	<0,01	0,67	0,01	20
3a	gemahlen	40	60	20	3,95	0,29	2,32	<0,004	59
4a	gemahlen	100		15	1,36	0,32	0,60	0,18	44
4b	0,5 ... 1.6	100		15	1,24	0,03	0,60	<0,004	48

¹⁾ aus Monoverbrennungsanlagen ²⁾ fungiert als Bindemittel

nach Heinitz et al. 2013

Die Löslichkeiten von P-Rezyklaten schwanken auch in Abhängigkeit der Charge. Dabei lässt sich anhand der Literatur oft nicht erkennen ob es sich um unterschiedliche Chargen aus dem gleichen Rückgewinnungsprozess oder um Chargen aus zum Teil modifizierten Prozessen mit gleicher Bezeichnung handelt. Severin et al. (2013) konstatiert nach Vergleichen seiner Untersuchungen mit denen anderer Autoren deutliche Unterschiede (Tabelle 16). Wenn auch die Zeiträume der Untersuchungen eng zusammen liegen, lässt sich aus den Angaben nicht eindeutig nachvollziehen, ob die untersuchten Rezyklate aus exakt den gleichen Herstellungsverfahren stammten.

Tabelle 16: Veränderungen der P-Gehalte und Löslichkeiten bei unterschiedlichen Chargen verschiedener P-Rezyklate von 2009-2012

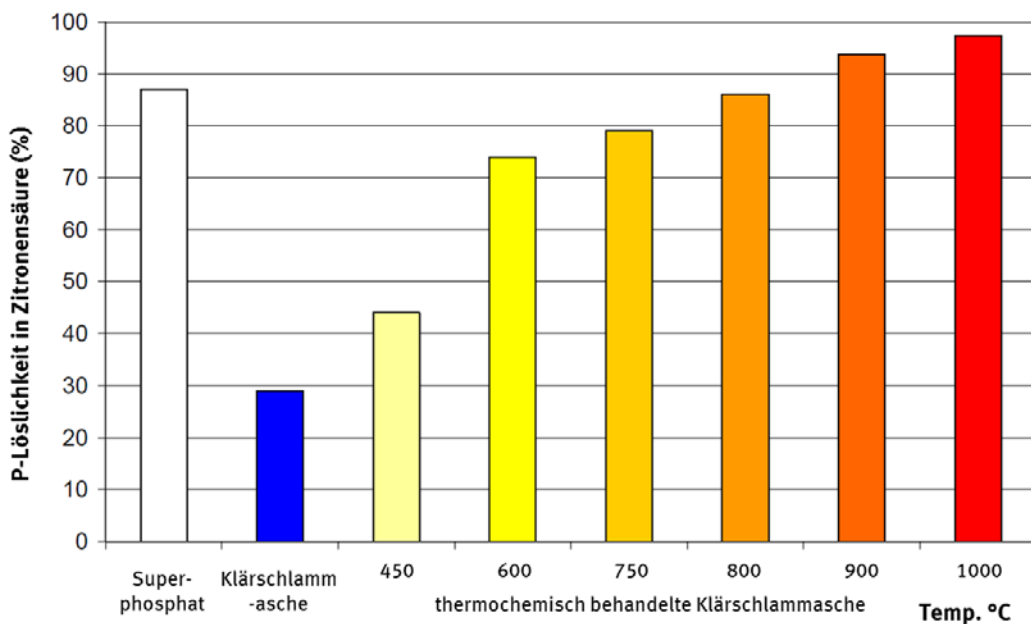
Produkt	Quelle	Jahr	Pgesamt [%P]	WNAC [%Pgesamt]	H ₂ O [%Pgesamt]	Veränderung*
AshDec	Severin et al.	2012	5,5	85,0	1,0	
AshDec	Schick	2010	4,9	10,0 - 40,0	0,2 - 0,5	+110 %
AshDec	Perez et al.	2011	7,8	k.A.	6,4	-140 %
AshDec	Pinnekamp et al.	2011	9,1	k.A.	6,2	-165 %
Mephrec	Severin et al.	2012	4,4	23,0	0,3	
Mephrec	Perez et al.	2011	2,9	k.A.	k.A.	-50 %
Seaborn	Severin et al.	2012	15,7	95,0	14,6	
Seaborn	Perez et al.	2011	9,6	k.A.	0,8	+60 % / +1.000 %
Seaborn	Pinnekamp et al.	2011	12,0		0,5	+30 % / +1.500 %

*Veränderung der untersuchten Produkte gegenüber Literaturangaben; k.A. = Keine Angabe
 WNAC = Wasser und Neutralammoncitrat

nach Severin et al. 2013

Veränderungen bei den Einstellungen der Prozessparameter können bei der Herstellung der P-Rezyklate Einfluss auf deren spätere Löslichkeit haben. So hat die Prozesstemperatur einen deutlichen Effekt bei der thermochemischen Behandlung von Klärschlammaschen (Adam 2008) (Abbildung 26).

Abbildung 26: Einfluss der Prozesstemperatur bei der thermochemischen Behandlung von Klärschlammaschen P-Löslichkeit in Zitronensäure der gewonnenen Rezyklate



nach Adam 2008

Die P-Löslichkeit und letztlich die P-Verfügbarkeit wird auch durch Nebenbestandteile der Rezyklate beeinflusst; je nach Ausgangsmaterial können die P-Rezyklate unterschiedlich große Gehalte an Eisen- und Aluminiumverbindungen aufweisen. So können gut lösliche P-Verbindungen nach der Düngung im Boden als schwer lösliche Eisen-Phosphate festgelegt und so für die Pflanzen unverfügbar sein. Darüber hinaus kann ein Überschuss an Eisen dazu führen, dass sogar bodenbürtiges Phosphat gebunden wird und somit die Erträge noch geringer ausfallen als in einer ungedüngten Variante (Römer & Samie 2001).

Die nach Düngemittelverordnung vorgeschriebenen Löslichkeitsuntersuchungen im Labor dienen als erster Anhaltspunkt zur Wirksamkeit des Düngers beim Einsatz zu Pflanzen im Feld. Sie können jedoch die komplexe Situation im Boden nicht abbilden, so dass die P-Löslichkeit nicht immer mit der in Pflanzenversuchen festgestellten Biomassebildung, der P-Aufnahme oder anderen Parametern korreliert.

8.2 Bodenuntersuchungen

Da die Bodeneigenschaften maßgeblich die Verfügbarkeit von P bestimmen, ist bei der Bewertung der Düngewirkung der Boden mit einzubeziehen. Hierfür ist keine gesetzliche Regelung vorgeschrieben.

Es existiert eine Reihe von Methoden zur Bestimmung verschiedener P-Fractionen im Boden, wie z.B. Strukturaufklärung (Röntgendiffraktometrie), Bodensättigungsextrakt nach Ulrich (1971), P-Fraktionierung nach Kurmies (1971).

Daneben werden Verfahren zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren P-Gehaltes im Boden durchgeführt, z.B. die Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Analyse, Doppellactat (DL)-Analyse, NaHCO_3 -Extraktion nach Olsen, Mehlich-III-Analyse, Wasserextraktion nach van der Paauw, Elektro-Ultrafiltration (EUF), Ionenaustauscher

Im Boden kommt Phosphat in verschiedenen Fraktionen vor:

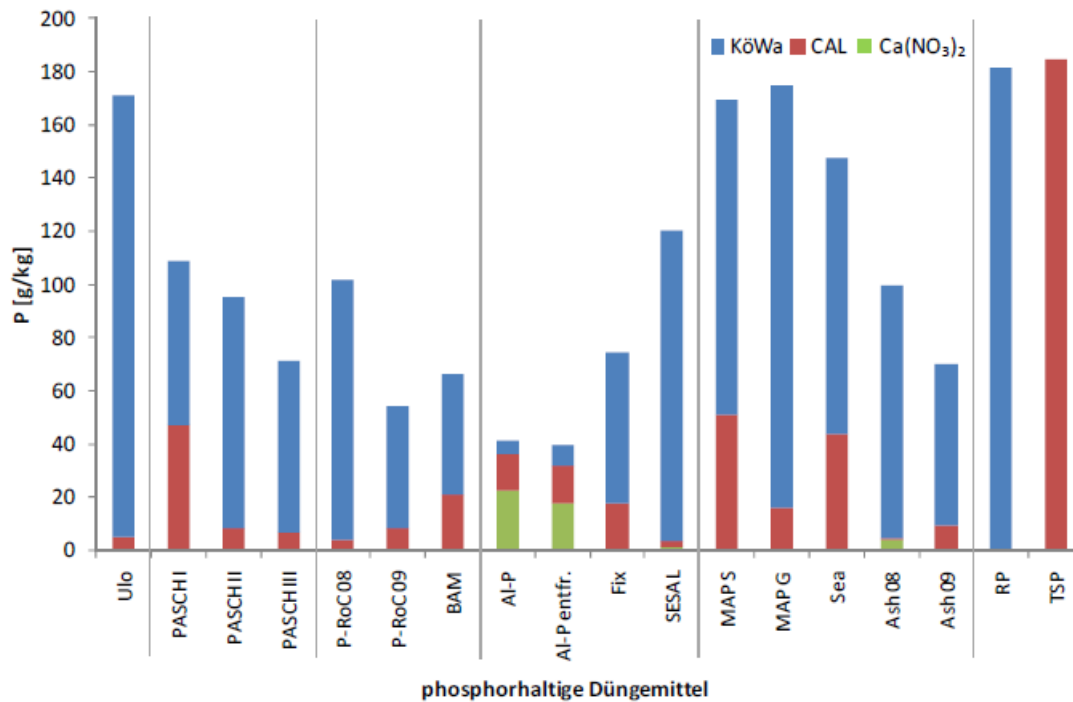
1. Phosphat in der Bodenlösung (Konzentration $\sim 0,1\text{-}5$ mg/l, entspricht einigen 100 g P/ha), ca. 0,1 % des Gesamt-P (Scheffer 2002)
2. Labiles Phosphat: primäre oder sekundäre Ca-Phosphate, sorbierte/physikalisch austauschbare Phosphate
3. Stabiles Phosphat (1000 - 3600 kg P/ha), ca. 90 % des Gesamt-Phosphors im Boden: neben lithogenem Phosphat (Apatit, Vivianit, Variscit) findet sich hier Phosphor v.a. gebunden an Oberflächen von Tonmineralen oder eingebaut in Huminstoffen, z.B. Phytate, adsorbierte Phosphate (kovalente Bindung), Fe- und Al-Oxide / -Hydroxide, okkludierte Phosphate (Scheffer 2002)

Die Pflanze nimmt den von ihr zum Wachstum benötigten Phosphor nur aus der Bodenlösung auf. Um den Pflanzenbedarf zu decken (mittlerer P-Entzug mit der Ernte: 20 - 50 kg P/ha*a) muss ständig P aus den verschiedenen P-Formen in die Bodenlösung nachgeliefert werden.

Die Pflanzenversorgung ist damit bis zu einem gewissen Grad umso besser, je höher die Konzentration in der Bodenlösung ist resp. je besser die Nachlieferung aus den im Boden vorhandenen Phosphaten erfolgt.

Das Verhältnis von pflanzenverfügbarem Phosphor zu Gesamt-Phosphorgehalt ist in Abbildung 27 für eine Auswahl an P-Rezyklaten dargestellt.

Abbildung 27: Phosphorgehalte und -verfügbarkeiten (Gesamtgehalt nach Königswasseraufschluss, pflanzenverfügbarer Anteil nach CAL-Extraktion, leichtlöslicher Anteil nach $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Extraktion)



nach Untersuchungen von Waida, in Pinnekamp et al. 2011

Bei ihren Untersuchungen zu Rezyklaten beobachteten Cabeza Perez et al. (2011) relativ enge Korrelationen zwischen der Phosphor-Aufnahme der Pflanzen und den Phosphor-Konzentrationen der Bodenlösungen sowie des isotopisch austauschbaren Phosphates in Bodenproben ohne Pflanzen. Diese beiden P-Fractionen wurden durch Düngung mit MAP-Rezyklaten ebenso angehoben wie durch Düngung mit Triplesuperphosphat. Ein klarer Anstieg des isotopisch austauschbaren Phosphates wurde auch für die Kupolofenschlacke im neutralen Boden gefunden, wo sie eine gute Phosphor-Versorgung der Pflanzen bewirkt hatte, im Gegensatz zum sauren Sandboden, wo diese Fraktion deutlich niedriger war. Das gleiche Ergebnis in umgekehrter Weise ergab sich für das Ca-Phosphat, das auf dem sauren Boden gut, auf dem neutralen Boden aber kaum wirksam wurde. Die Autoren kommen deshalb zu dem Schluss, dass die agronomische Effizienz der Phosphor-Rezyklate besser charakterisiert werden kann, wenn anstelle der Löslichkeitsuntersuchungen (nach DüMV) die P-Auflösung im Boden und ihre Wirkung auf die Menge an isotopisch austauschbarem Phosphor geprüft wird.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Bodenuntersuchungen zur Beurteilung der Düngewirkung verschiedener Rezyklate brauchbar sind, allerdings können verschiedene weitere Einflüsse die Ergebnisse beeinträchtigen, so dass letztendlich nur anhand von Untersuchungen mit Pflanzen verlässliche Angaben zur Düngewirksamkeit der Rezyklate gemacht werden können.

8.3 Pflanzenversuche

Die Notwendigkeit von Pflanzenversuchen zur Bewertung der Düngereigenschaften ergibt sich aus der Tatsache, dass die P-Verfügbarkeit für die Pflanze – neben der chemischen Löslichkeit und den Bodeneigenschaften – auch durch die Pflanzen resp. die Pflanzenart beeinflusst wird. So entstehen z.B. durch die P-Aufnahme Verarmungszonen um die Wurzelhaare der Pflanze (~0,7 mm beim Mais, ~1,3 mm beim Raps), was das Konzentrationsgefälle in Richtung Wurzeln erhöht (Scheffer 2002). Außerdem wirken Wurzelausscheidungen direkt oder indirekt über Mikroorganismen auf die Nährstoffverfügbarkeit. Eine wesentliche Rolle bei der P-Mobilisierung kommt der Ausscheidung von Säuren und Phenolen zu (Marscher 1995).

Wenngleich dies in keiner gesetzlichen Vorschrift geregelt ist, so existieren doch bestimmte Grundregeln für die Anlage von Gefäß- und Freilandversuchen³, dennoch bleibt eine gewisse Flexibilität bei der Anlage von Versuchen, was eine Variabilität in den Ergebnissen bedingt. Wesentliche Einflussfaktoren sind

1. die Bodenbeschaffenheit, wie Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert
2. die Pflanzenart und -sorte sowie
3. die Versuchsbedingungen (Bewirtschaftung, Witterungsverlauf, u.a.).

Da bestimmte Faktoren für bestimmte Düngertypen förderlich bzw. hinderlich sind, ist eine kritische Betrachtung bei der Wahl der Versuchsbedingungen angezeigt, um auszuschließen, dass eine „Bevorzugung“ bestimmter Dünger durch den Ansatz erfolgt.

In den letzten Jahren wurden in verschiedenen Projekten P-Rezyklate untersucht, die zumeist aus Labor- und Technikum-Anlagen stammen. Die durchgeführten Gefäß- und Feldversuche dienten der Bestimmung der kurzfristigen P-Verfügbarkeit. Für die Bewertung einer langfristigen P-Ausnutzung wären weitere, über mehrere Jahre angelegte Versuche notwendig. Die im Rahmen des Projekts PhoBe durchgeführten Versuche sind bei Waida (2011) und Pinnekamp et al. (2011) dargestellt. Sie umfassten insgesamt 16 Rezyklate, die nasschemisch oder thermisch aus Abwasser, Klärschlamm, Klärschlammasche, Tier- und Knochenmehlen gewonnen worden waren. Feldversuche auf Sand und zwei unterschiedlichen Lößlehmen sowie Gefäßversuche in der Klimakammer mit Mais (*Zea mais*) untersuchten die Sofort- und Nachwirkung der Rezyklate. Hinsichtlich der P-Düngungseigenschaften zeigten die Versuche keine klaren Ergebnisse:

- ▶ Ertragsunterschiede zwischen den untersuchten P-Rezyklaten und TSP-Referenz waren statistisch nicht nachweisbar, bedingt durch hohe Streuung der einzelnen Versuchswiederholungen.
- ▶ Aufgrund der guten Ausgangsversorgung des Bodens waren in einzelnen Versuchsreihen die Referenzdünger im Ertrag nicht besser als die Nullvariante.

Die Gefäß- und Feldversuche, die von Cabeza-Perez (2010) im Rahmen des P-Recycling Projekts in Göttingen durchgeführt wurden (Claassen et al. 2011), umfassten insgesamt acht verschiedene P-Rezyklate auf drei unterschiedlichen Böden beim Anbau von Mais (*Zea mais*). Die Standorte der Feldversuche lagen in der Umgebung von Göttingen (Sattenhausen, Gieboldshausen, Lutterbeck). Bei den beiden ersten Standorten mit Bodenart schluffiger

³ z.B. Vergleichsvarianten mit Nulldüngung und einem gut verfügbaren Standard-Dünger, i.d.R. mindestens vier Wiederholungen/Parallelansätze, Bewertung erfolgt über Ertrag und P-Aufnahme in die Pflanze resp. Entzug aus dem Boden.

Lehm lagen die pH-Werte im sauren (5,6) bzw. neutralen Bereich (6,8). Der pH-Wert auf dem dritten Standort (schluffiger Ton) lag ebenfalls im neutralen Bereich (7,1). Zum Einsatz kamen zwei verschiedene MAPs (Seaborne, Gifhorn) sowie Sinter-P aus Tiermehl und Klärschlammasche. Die Gefäßversuche umfassten vier weitere Rezyklate: ein drittes MAP (Stuttgart), ein Ca-Phosphat aus Klärschlamm (Calcium-Silikat-Hydrat, CSH), Kupolofenasche (Mephrec Verfahren) und Tiermehlasche. Zu den beiden schluffigen Lehmen des Feldversuchs (Sattenhausen, Gieboldshausen) wurde in den Gefäßversuchen ein Sandboden aus Düshorn mit pH 4,4 verwendet.

Seine Erkenntnisse sind folgende:

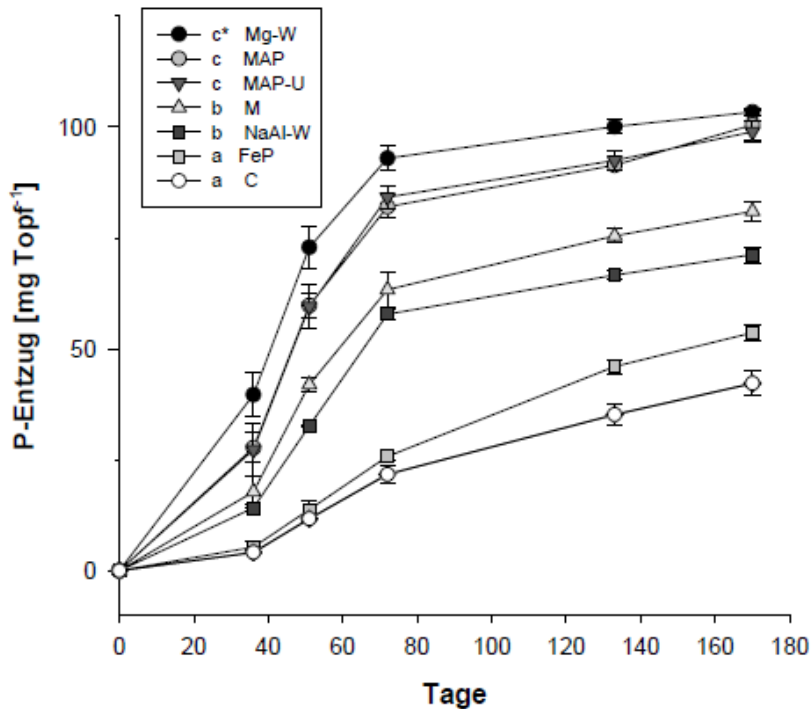
- ▶ MAP-Produkte waren hinsichtlich Ertrag und P-Aufnahme sowie bei der Erhöhung der P-Konzentration in der Bodenlösung so effizient wie das Tripelsuperphosphat
- ▶ Das Ca-Phosphat war nur auf dem stark sauren Boden wirksam (vgl. Rohphosphat)
- ▶ Kupolofenschlacke zeigten in saurem Boden nur eine minimale Wirksamkeit, im neutralen Boden eine dem Tripelsuperphosphat vergleichbare Wirkung
- ▶ Die chemisch gefällten Rezyklate waren tendenziell wirksamer als die thermisch gewonnenen.

Schick (2010) untersuchte in Gefäßversuchen die Wirksamkeit verschiedener Klärschlammaschen, die thermochemisch nachbehandelt worden waren. Die Ausgangsaschen unterschieden sich in ihrer Elementzusammensetzung (u.a. Fe, Al, Ca); die Eisen-Gehalte variierten z.B. von 2 % -11 %. Die thermochemische Nachbehandlung erfolgte durch Erhitzen im Elektro- oder Gasbrenner (1.000°C, 30 Minuten) unter Zugabe von $MgCl_2$, $CaCl_2$ oder KCl. Für die Gefäßversuche wurde ein Boden der Gehaltsklasse A (sehr niedrig; <2,0 mg P/100 g Boden) mit pH-Wert 5,1 eingesetzt. Als Versuchspflanzen waren Mais und Winterweizen verwendet worden, die über 8 bzw. 10 Wochen in 750 g Gefäßen angezogen wurden. Schick (2010) beobachtete positive Düngeeffekte einiger thermochemisch behandelter Klärschlammaschen gegenüber der Nullvariante. Während die Erträge der mit $MgCl_2$ behandelten Aschen nur tendenziell (nicht signifikant) höher als die mit $CaCl_2$ behandelten lagen, lieferten die Ergebnisse bei der P-Aufnahme signifikant höhere Werte. Eine untersuchte, mit $MgCl_2$ behandelte, Klärschlammasche erreichte eine P-Aufnahme auf dem Niveau der Mineraldünger-Kontrolle. Die P-Aufnahme der mit $CaCl_2$ und K_2SO_4 behandelten Asche überschritt die Werte der P-Nullvariante nicht.

Ergebnisse von Nanzer et al. (2014), die ebenfalls thermochemisch mit $MgCl_2$ und $CaCl_2$ behandelte Klärschlammaschen untersuchten, bestätigen eine höhere P-Aufnahmerate bei den Mg-Aschen im Vergleich zu den Ca-Aschen. Die in den Untersuchungen mit Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) erfolgten auf drei Böden mit pH-Werten von 4,5, 6,5 und 8,2. Während die Effizienz der Mg-behandelten Klärschlammasche im sauren und neutralen bei 88 % bzw. 71 % lag, blieb diese im alkalischen Boden wirkungslos. Ca-behandelte KSA erreichte in keinem Boden mehr als 24 % im Vergleich zur Mineraldüngervariante.

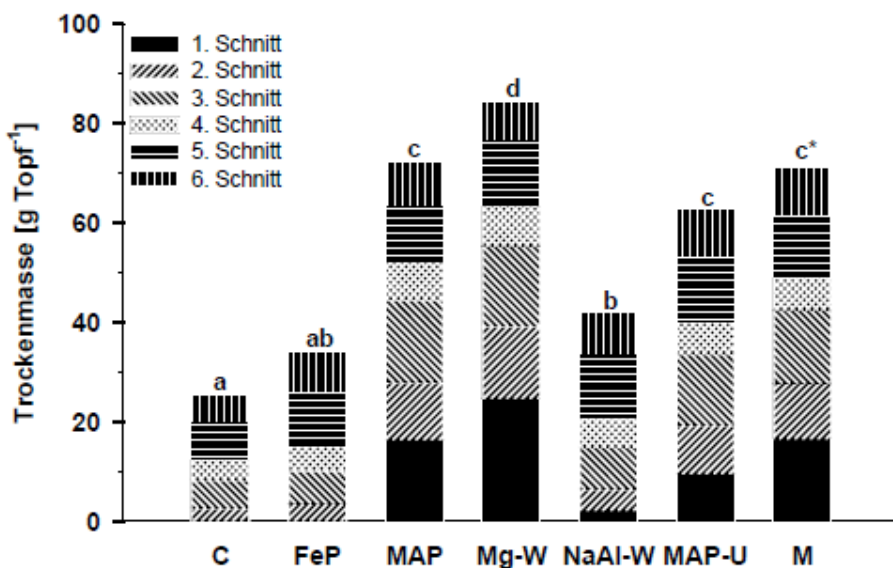
Simons (2008) zeigte in Gefäßversuchen mit Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) und Rotklee (*Trifolium pratense*) beim Vergleich verschiedener aus Abwasser und Klärschlamm erzeugter P-Rezyklate, dass Klärschlamm aus Kläranlagen mit Fe-Fällung die geringste und MAP die höchste P-Aufnahme (Abbildung 28) und Trockenmassebildung (Abbildung 29) erzielen. Als Versuchsboden diente ein sandigem Lehm mit pH 6.

Abbildung 28: P-Aufnahme bei Gras bei der Düngung mit verschiedenen P-Rezyklaten im Gefäßversuch, Mg-W= mit Magnesium gefällter Klärschlamm der Nachklärung, MAP = mit Mg gefälltes Schlammwasser, MAP-U = mit Mg gefälltes Gelbwasser (Urin), M= Mineräldünger Superphosphat, NaAl-W= mit Al gefällter Klärschlamm der Nachklärung, FeP= mit Eisen gefällter KS aus der Zentrifugation, C= Kontrolle, Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %



nach Simons 2008

Abbildung 29: Trockenmasseerträge bei der Düngung von Klee mit verschiedenen P-Rezyklaten im Gefäßversuch, (Erklärung der Abkürzungen in Abbildung 28)



nach Simons 2008

8.4 Düngewirkung ausgewählter P-Rezyklate

Entscheidend für einen möglichen Einsatz als Dünger ist die Düngewirkung resp. Pflanzenverfügbarkeit des im Dünger enthaltenen Nährstoffs (hier P). Bewertet wird diese im Vergleich zu einem Superphosphat oder Triple-Superphosphat und ggf. zu einer Nullvariante.

Wenngleich ein Vergleich verschiedener Gefäß-/Feldversuche durch die Unterschiede in den Versuchsansätzen nur mit Einschränkung möglich ist, wurden sie dennoch in einer Zusammenschau verglichen.

Ausgehend von Römer (2013b) wurden Ergebnisse der in Kap 3.3 erläuterten vergleichenden Untersuchungen herangezogen (Cabeza Perez 2012, Schick 2011, Waida 2011, Simons 2008, Nanzer et al. 2014) sowie weitere Ergebnisse (Rex et al. 2013, Drissen 2012, Heinitz et al. 2013, Römer 2013c, Römer 2006a, 2006b).

Thermo-chemisch nachbehandelte und somit zu Phosphor-Rezyklaten aufbereitete Klärschlammaschen erreichten in der Regel eine sehr geringe Phosphor-Aufnahmeeffizienz von weniger als 25 %. Ein wahrscheinlicher Grund für die geringe Phosphor-Lieferbereitschaft der Asche-Produkte ist die Bildung von Chlorapatiten während der zweiten Erhitzungsperiode. Solche Mineralien wurden von Nanzer et al. (2009) in derartigen Produkten identifiziert.

Das **Kupolofenprodukt** wirkte auf einem Lehm Boden mit pH 6,8, aber auf dem sauren Sandboden nicht (Römer 2013, Cabeza Perez 2010).

Die in **Konverterschlacken** aufgeschlossenen phosphathaltigen Aschen (Ca-Siliko-Phosphate) zeigten im Pflanzenversuch Ergebnisse deutlich über der Nullvariante, vergleichbar zur Wirkung von Thomasphosphat. Unter den gewählten Bedingungen im Feldversuch wiesen Rex et al. (2013) z.T. sogar eine bessere Wirkung als für die TSP-Referenz nach.

Ca-Phosphate entstehen bei der Sorption an Calcium Silikat Hydrat (CSH) oder bei der Fällung mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ aus Abwasser, Klärschlamm, mit Säure oder thermochemisch aufgeschlossenen Klärschlammaschen (P-RoC 09, Fix-Phos, SESAL-Phos, Ash Dec / Outotec). Diese Ca-Phosphate zeigten in den Versuchen nur geringe bis mäßige Effizienz, wobei die Wirkung auf saureren Sandböden deutlich schlechter war als auf neutraleren Lehm Böden. Bestimmend für die Wirksamkeit der Ca-Phosphat-Rezyklate dürften i.d.R. die Anteile an primären, sekundären und tertiären Ca-Phosphaten und Apatit sein. Mit der Zunahme des Anteils an tertiären Phosphaten bis hin zum Apatit nimmt die Phosphor-Verfügbarkeit kontinuierlich ab.

Mg-Phosphate entstehen durch Fällung behandelter Klärschlämme oder thermochemisch aufgeschlossenen Klärschlammaschen (Seaborne, Ash Dec / Outotec). Die Befunde von Nanzer et al. (2014) und Schick (2010) legen eine wesentlich bessere Phosphor-Verfügbarkeit der Mg-Phosphate im Vergleich zu den Ca-Phosphaten nahe. Bei Nanzer et al. (2014) lag die Effizienz der Mg-behandelte KSA auf saurem in Kategorie I (75-100 %), bei neutralem Boden in II (50-75 %).

Die höchste Effizienz zeigen die **Magnesium-Ammonium-Phosphate (Struvit)**. Mit dem Produkt MAP Stuttgart wurden auf vier Böden in zwei Untersuchungen Werte der Phosphor-Aufnahme von 81 % bis 106 %, für MAP Seaborne von 64 % bis 129 % erzielt. Hohe Phosphor-Aufnahmeraten aus MAP waren bereits früher von Scherer & Werner (2002), Simons (2008) und Römer (2006) nachgewiesen worden. MAP Gifhorn erreichte Werte zwischen 50 % und 92 % (Cabeza Perez 2010, Römer 2013). Ursache für die ungewöhnlich schwache Wirkung des MAP aus der Anlage in Gifhorn könnten die verwendeten eisenreichen Klärschlämme sein. Das Endprodukt enthielt mit 5,5 % deutlich mehr Eisen als die anderen MAPs (0,4-1 %; Cabeza et al., 2011).

Damit ergibt sich für die untersuchten Rezyklate tendenziell folgende Einteilung der Düngewirkung: Die Bewertung der Düngewirkung erfolgt in vier Stufen im Vergleich zu voll-aufgeschlossenem Mineraldünger, wobei 100-75 % sehr gute agronomische Effizienz (I) bedeutet, 75-50 % gute (II), 50-25 % mäßige (III), 25-0 % geringe (IV).

I	100-75 %	sehr gut: MAP
II	75-50 %	gut: Mg-Phosphate, Calcium-Siliko-Phosphat
III	50-25 %	gering: Ca-Phosphate
IV	25-0 %	kaum bzw. nicht wirksam: Al-, Fe-Phosphate

Im Vergleich zu gehandelten Mineraldüngern verhält sich MAP wie Superphosphat bzw. Tripelsuperphosphat. Etwas weniger lösliche P-Dünger wie Mg-Phosphate, Ca-Silico-Phosphate, Ca-Phosphate liegen im Bereich von Thomasphosphat. Zu beachten ist, dass Düngewirkung mancher Rezyklate besonders vom pH-Wert des Bodens beeinflusst wird. So wirkt Ca-Phosphat besser im sauren Boden (Cabeza Perez et al. 2011), Kupolofenschlacke dagegen eher bei neutralem Boden-pH-Wert (Römer 2013).

Bedeutsam ist stets das Ausgangsmaterial zur Herstellung. So hemmt Eisen die P-Verfügbarkeit, wenn es in zu hoher Konzentration im Düngersubstrat bzw. im Boden vorkommt.

8.5 Schadstoffgehalte in P-Rezyklaten aus Klärschlamm

Für die Bewertung der Schadstoffgehalte in Rezyklaten werden verschiedenen Rechtsvorschriften wirksam:

- ▶ Düngierzulassung: Inhaltstoffe/Grenzwerte nach DüMV
- ▶ Ausbringung der Rezyklate nach AbfKlärV, DüV
- ▶ Verbraucherschutz: Transfer Boden/Pflanze nach BBodSchG
- ▶ Umweltschutz: Transfer Boden/Grundwasser nach BBodSchG

Der Kenntnisstand zu Schadstoffgehalten in Rezyklaten ist beschränkt, viele Verfahren laufen erst im Labor- oder Technikumsmaßstab. Während zu anorganischen Schadstoffen (Schwermetalle) einige Untersuchungen existieren, gibt es nur sehr vereinzelt Analysen von organischen Schadstoffen. Hygienische Parameter sind ebenfalls kaum untersucht.

Zu **Klärschlämmen** existieren zahlreiche Arbeiten. Es sei verwiesen auf Arbeiten des UBA (UBA 2012, Wiechmann et al. 2013, Hartmann et al. 2004) und der DWA (2004). Hinsichtlich der Belastung von Klärschlämmen mit Schwermetallen lassen sich für die meisten Parameter deutliche Reduzierungen in letzten Jahrzehnten feststellen (vgl. Abbildung 57, Abbildung 58 im Anhang, Schick 2010, Dimaczek 2012, Wiechmann et al. 2013), so dass diese in den landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen zum Teil deutlich unter den Grenzwerten der für diesen Stoffstrom geltenden AbfKlärV liegen. Etwa 80 % der verwerteten Schlämme halten die strengeren Regelungen der DüMV ein, die ab 2015 verpflichtend gilt (Schaaf et al. 2013).

Im Klärschlamm nachweisbare organische Schadstoffe sind u.a. polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F), Halogen- und metallorganische Verbindungen sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Neben Tensiden wurden in jüngster Zeit Arzneimittel und endokrine Disruptoren diskutiert (LANUV 2007, u.v.m.). Wenngleich zahlreiche Nachweise verschiedenster Wirkstoffe in Klärschlämmen existieren, so sind bisher Kombinationswirkungen und der Transfer in die Nutzpflanzen noch ungenügend erforscht (Hong et al. 2012, Arnold 2012). Hinsichtlich Hygiene sind in der Klärschlammverordnung Aufbringungs-

verbote und Beschränkungen festgesetzt, die sicherstellen, dass Menschen oder Tier nicht gefährdet sind, wenn Krankheitserreger (Bakterien, Viren, Parasiten, Wurmeier), die von kranken Personen ausgeschieden wurden, noch im Klärschlamm enthalten sind.

Die **Verbrennung** von Klärschlamm dient der Eliminierung von Keimen und organischen Schadstoffen. Wenngleich geringe organische Reste in den **Klärschlammaschen** gefunden wurden (Krüger & Adam 2014, Pinnekamp et al. 2011), dürften die Restgehalte an organischen Schadstoffen aus dem Klärschlamm sehr gering sein. Allerdings liegen den Autoren dieses Berichts bisher keine Ergebnisse/Erkenntnisse aus Klärschlammverbrennungsanlagen vor, die darüber Auskunft geben, ob Verbrennungsprodukte wie PCDD/F, PAK (UBA 2014a, UBA 2014b, UBA 2012) entstehen.

Eine umfangreiche Untersuchung zu Aschen aus der Klärschlammmonoverbrennung wurde von Krüger & Adam (2014) publiziert. Die Autoren hatten Aschen von 24 der 26 in Deutschland bestehenden Anlagen analysiert und insgesamt 252 Proben aus 2010 bis 2013 ausgewertet.

Die Ergebnisse zeigten, dass die Schwermetall-Grenzwerte der DüMV nicht immer eingehalten werden konnten. Bei ~ 2/3 der Aschen war der Grenzwert für ein Metall oder mehrere Metalle überschritten. Diese Überschreitung gilt insbesondere für Klärschlämme/Aschen, die aus Kläranlagen mit höherem industriellen Abwasseranteil stammen.

Tabelle 17: Überschreitung der Schwermetall-Grenzwerte (DüMV) bei Aschen aus der Mono-verbrennung

	Ni	Pb	As	Hg	Cd	Insgesamt
Anlagen	10	8	1	5	2	13
P [t/a]	10.043	9.437	1.863	6.185	3.807	12.718

Anmerkung: Die Untersuchungen wurden mit einem Aufschluss aus Perchlorsäure durchgeführt, die gegenüber der in der DüMV festgelegten Methode, dem Königswasseraufschluss, i.d.R. etwas höhere Gehalte erbringt. Je nach Element können die Abweichungen im Bereich von (-5) – (+20) % liegen.

Von den ~18.800 Mg Phosphor in Klärschlammaschen würde damit ~1/3 der Aschen, d.h. 5.300 Mg P, die Anforderungen der DüMV für eine Anwendung im Feld erfüllen. Diese verwertbare Menge entspricht ~5 % des Mineraldünger-Phosphats in Deutschland (Krüger & Adam 2014).

Da eine direkte Verwertung der Aschen auch aufgrund ihrer geringen Düngewirksamkeit ohnehin nicht empfohlen wird, kann im Rahmen einer weiteren Aufarbeitung eine Schwermetallentfernung der übrigen Aschen mit vorgesehen werden.

Zur Aufbereitung der Klärschlämme bzw. Klärschlammaschen werden verschiedene Verfahren angewendet (vgl. Kapitel 3.3 - 3.10).

Durch die thermochemische Behandlung (mit Zugabe von MgCl₂ bzw. CaCl₂) stellte Schick (2010) Veränderungen der chemischen Zusammensetzung bei den Metallen fest. Dabei erfolgte eine signifikante Entfrachtung der Metalle Cd, Cu, Pb und Zn sowie eine geringfügig Reduzierung von As, Al, Cr, Fe und Ni.

Im Rahmen des Projekts PhoBe (Pinnekamp et al. 2011) wurden die Schwermetalle in ausgewählten P-Rezyklaten untersucht, die mittels verschiedener Verfahren nasschemisch oder thermochemisch aus Abwasser, Klärschlamm, Klärschlammasche, Tier- und Knochenmehlen

gewonnen worden waren. Tabelle 18 zeigt die Schwermetallgehalte der im Projekt PhoBe verwendeten P-Rezyklate in Relation zu den Grenzwerten der DüMV.

Tabelle 18: Schwermetallgehalte ausgewählter P-Rezyklate mit Grenzwerten der DüMV

Düngerprodukt	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Cd/P ₂ O ₅ *	Pb
	[mg/kg]							
P-RoC 2008	4,74	5,23	2,80	21,42	2,46	< 0,10	-	2,40
P-RoC 2009	3,11	2,45	7,79	90,83	< 0,83	0,04	0,29	3,60
MAP Gifhorn	9,42	12,36	55,47	93,12	1,42	< 0,33	-	5,40
MAP Stuttgart	13,79	4,81	92,63	279,17	1,56	0,42	1,09	6,01
Seaborne	10,53	16,83	147,93	264,64	1,55	< 0,33	-	3,90
FIX-Phos	2,29	2,12	2,93	1,66	< 0,83	0,04	0,23	5,03
SESAL	< 0,33	0,20	4,50	20,73	27,93	0,07	0,21	3,37
Al-P	42,13	32,50	610,38	1196,96	13,56	2,88	30,31	81,35
Al-Pentfrachtet	40,46	27,13	342,28	903,14	12,65	1,15	12,73	80,86
PASCH I	14,78	17,17	39,38	< 20,00	6,64	< 0,10	-	29,31
PASCH II	16,23	9,35	88,68	< 1,67	7,00	0,03	0,15	19,74
PASCH III	13,90	14,48	347,67	< 1,67	10,73	0,03	0,20	14,67
Ash Dec 2008	167,89	110,10	286,26	602,13	4,48	0,38	1,68	14,34
Ash Dec 2009	120,67	111,77	254,97	117,73	3,98	0,10	0,61	4,80
BAM	104,40	44,61	90,19	90,88	21,72	0,04	0,19	1,38
Ulophos	59,53	34,73	174,02	48,31	3,33	< 0,33	-	3,54
TSP	116,80	47,22	28,69	510,80	12,65	20,19	48,55	1,57
RP	150,80	22,27	14,49	207,26	5,26	5,44	12,94	4,95
DüMV Kennz.pflicht	-	40	-	-	20	-	20	100
DüMV Grenzwert	-	80	500	1000 ^a	40	-	50	150

Nach Pinnekamp et al 2011

Die Grenzwerte der DüMV waren bei drei (von 16) Produkten überschritten. Ursache waren Überschreitungen für Ni und As. Einige Substrate wiesen auch erhöhte Werte bei Zn, Cu, Cd auf, wenngleich diese Grenzwerte der DüMV nur für Wirtschaftsdünger gelten.

Bei Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme, die anhand von sechs Referenzmetallen durchgeführt worden waren, ließen sich bei den untersuchten P-Rezyklaten keine Unterschiede zur TSP-Referenz statistisch nachweisen (hohe Streuung der TSP Referenz). Der Transfer war tendenziell bei Sandböden mit niedrigem pH-Wert (im Vergleich zu Lehm mit neutralem pH-Wert) als auch bei der Erstfrucht höher.

Die Datenlage zu organischen Schadstoffen in P-Rezyklaten ist sehr dünn. Bislang existieren keine aussagekräftigen Untersuchungen. Mit einer deutlichen Reduzierung organischer Schadstoffe wird sowohl bei der Verbrennung als auch beim Säureaufschluss und bei der Fällung gerechnet, sowie wenn im Herstellungsprozess die Anhaftung organischer Substanz vermieden wird.

Auch Hygieneparameter wurden in P-Rezyklaten kaum untersucht. Aufgrund der durchgeführten chemischen bzw. thermischen Behandlungen sind Bakterien und Viren kaum zu erwarten. Wünschenswert wären jedoch Untersuchungen in Rezyklaten aus bestimmten Verfahren besonders hinsichtlich „stabilerer“ Pathogene (Wurmeier, Protozoen).

8.6 Vergleich der Schadstoffbelastung mit anderen Phosphor-Düngern

Je nach Herkunft des Rohphosphats können auch in **Mineraldüngern** Schadstoffe in unterschiedlicher Höhe enthalten sein. Vor allem bei Phosphor aus Sedimentgestein finden sich häufig Cadmium und Uranbelastungen (Montag 2008).

Die Cadmiumgehalte in Mineraldüngern werden in einigen Ländern der europäischen Union durch Grenzwerte limitiert, so auch in der deutschen Düngemittelverordnung (50 mg Cd/kg P_2O_5). Die meisten in Deutschland verwendeten Mineraldünger sind unmittelbar nach europäischem Recht zugelassen, das bislang keinen Cadmiumgrenzwert vorschreibt.

Abgesehen von Cadmium (IFEU- Institut & ahu AG 2008) und Uran ist eine mineralische Düngung i.d.R. mit geringeren Einträgen an anorganischen und organischen Schadstoffen verbunden als eine Düngung mit sekundären Rohstoffdüngern. Die Nutzung von sekundären Ressourcen (wie Kompost oder Klärschlamm) ist jedoch sowohl unter dem Aspekt einer schonenden Ressourcennutzung als auch im Hinblick auf die Erhaltung resp. Erhöhung der Humusbilanz abzuwägen. Ferner mindert die Nutzung sekundärer Rohstoffdünger die Abhängigkeit von Rohstoff-Importen.

Auch in **Wirtschaftsdüngern** können Schadstoffe enthalten sein. Besonders Cu und Zn treten häufig in Schweineexkrementen auf (Kühnen & Goldbach 2004). Beide Metalle sind als Mikronährstoffe/Spurenelemente für die Ernährung von Pflanzen und Tieren essentiell, in zu hohen Mengen jedoch gesundheitlich bedenklich. Je nach Bewirtschaftung lassen sich in Wirtschaftsdüngern auch Antibiotika oder andere Tierarzneimittel sowie endokrin wirksame Substanzen finden, ebenso treten Keime auf. Für eine sichere Anwendung gibt es Regelungen in der DüV sowie weitere Vorschriften zu Ausbringungsverboten und Lagerung.

8.7 Beurteilung der Düngewirkung, Pflanzenverfügbarkeit und Schadstoffgehalte von P-Rezyklaten

Ein Problem bei der Beurteilung der beschriebenen P-Rezyklate ist die mangelnde Kenntnis der Rezyklat-Zusammensetzung. So sind häufig Analysewerte insbesondere des Ausgangsmaterials nicht publiziert. Verschiedene Chargen bzw. Jahrgänge weisen unterschiedliche Zusammensetzungen auf, was sich aber aus den Publikationen nicht im Einzelnen nachvollziehen lässt. Zudem haben sich Veränderungen durch modifizierte Herstellungsverfahren im Laufe der Jahre ergeben, wenn Fällungsmittel, Aufschlussmethode oder Temperaturen verändert wurden. Die Substrate sind aber u.U. unter der gleichen Bezeichnung im Umlauf. Als Beispiel seien hier die unterschiedlichen Analyseergebnisse des AshDec-Rezyklats genannt (Severin et al. 2013). Eine zufriedenstellende Beurteilung des Schadstoffpotenzials ist aufgrund der sehr eingeschränkten Anzahl an Untersuchungen nicht möglich. Dies gilt insbesondere für die organischen Schadstoffe.

Von den existierenden P-Rezyklaten ist MAP eindeutig zur Herstellung von Phosphor-Düngern geeignet. Um die volle Wirksamkeit zu erreichen, sind Verunreinigungen zu verhindern, so dass möglichst reines Struvit gefällt wird.

Für eine hohe Wirksamkeit wären vorrangig primäre und sekundäre Phosphate gewünscht. Dieser Anforderung müssen sich die Rückgewinnungstechnologien stellen und die Sorptions- und Fällungsprozesse so steuern, dass die erwünschten Phosphorverbindungen entstehen.

Notfalls müssten wenig wirksame Ca-Phosphate wieder mit H_2SO_4 oder H_3PO_4 aufgeschlossen werden, wie es konventionell mit den Rohphosphaten geschieht (Herstellung von SSP oder TSP). Eine Alternative wäre auch die Möglichkeit, den Phosphor mit Hilfe von Kohlenstoff (Koks) unter reduktiven Bedingungen als elementaren Phosphor zu gewinnen, der dann weiterverarbeitet wird, wie es bei ThermPhos (Niederlande) bis zu deren Insolvenz geschehen ist (Schipper et al. 2001).

Aufgrund mangelnder Wirksamkeit können Rezyklate mit Al-P- und Fe-P-Verbindungen nicht empfohlen werden.

Vor der Herstellung eines Mehrnährstoffdüngers aus Asche-Produkten durch Zusatz von Stickstoff- und Kalium- und auch wasserlöslichen Phosphor-Komponenten zu einem NPK-Dünger wird gewarnt, da sie den Landwirten einen Phosphor-Düngeeffekt suggerieren, den es so nicht gibt und u.U. sogar zu einer Festlegung von verfügbarem Phosphor führen.

Bei der Entwicklung von Strategien zur Verwertung ist die Abwasserbehandlung mit einzubeziehen. Die Verfahren der vermehrten biologischen Phosphorelimination oder eine chemische Fällung von Mg- bzw. Ca-Phosphaten wären gegenüber der Fällung mit Eisen zu bevorzugen, um aus Abwasser P-Rezyklate zu generieren, da hohe Eisengehalte die Wirksamkeit der P-Düngung beschränken.

Zu Beurteilung einer „Recyclingeffizienz“ reicht es nicht aus, die Gesamt-Mengen an zurückgewonnenem Phosphor zu bilanzieren. Auch der P-Gesamtgehalt in einem potenziellen Düngerprodukt ist nicht ausreichend. Berücksichtigt werden muss die mögliche P-Aufnahme in die Pflanze, d.h. die P-Verfügbarkeit des Rezyklats oder des daraus gewonnenen Düngers, die letztendlich das entscheidende Kriterium für ein effizientes Recycling darstellen.

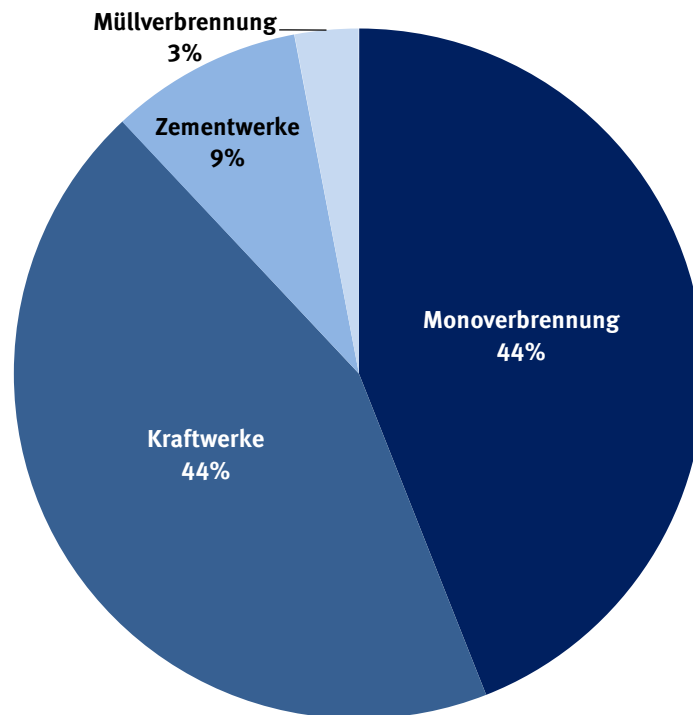
Themenschwerpunkt: Verbrennung, Langzeitlagerung und Landfill Mining

9 Verstärkte Monoverbrennung von Klärschlamm

9.1 Klärschlammanfall und -entsorgungswege für Deutschland

Im Jahr 2012 wurden nach Angaben des Statistischen Bundesamtes insgesamt 1,8 Mio. Mg TR/a Klärschlamm entsorgt. 55 % wurden thermisch entsorgt, 29 % wurden landwirtschaftlich verwertet, 13 % wurden bei landschaftsbaulichen Maßnahmen stofflich verwertet und 3 % wurden einer sonstigen stofflichen Verwertung zugeführt (Destatis 2014). Der Anstieg der thermischen Entsorgung in den letzten Jahrzehnten ist ebenfalls im Ausbau der Klärschlammverbrennungskapazitäten für die Mono- und Mitverbrennung erkennbar. Die Mitverbrennung von Klärschlämmen setzte erst im Jahr 1995 ein und hat heute eine Kapazität von ca. 700.000 Mg TR/a. Zur Mitverbrennung stehen Kohlekraftwerke (Braun- und Steinkohle), Müllverbrennungsanlagen und Industrieanlagen (Zementherstellung und Papierschlammverbrennung) zur Verfügung. Im Jahr 2010 gelangten von den thermisch verwerteten Klärschlämmen ca. 44 % in Monoverbrennungsanlagen, ca. 44 % in Kraftwerke, 3 % in die Müllverbrennung und 9 % in die Verbrennung in der Zementindustrie (siehe Abbildung 30, Lehrmann 2013b).

Abbildung 30: Anteilige Entsorgungswege der thermischen Klärschlammverwertung



nach Lehrmann 2013b

Die derzeit in der Literatur veröffentlichten Zahlen zu Kapazitäten der Klärschlammverbrennung in Deutschland basieren auf einem Vortrag von Schmitz aus dem Jahr 2009. Entsprechend dieser Veröffentlichung sowie Berechnungen von Wiechmann et al. 2013 stehen die in Tabelle 19 dargestellten Kapazitäten in Deutschland zur Verfügung.

Tabelle 19: Kapazitäten der Klärschlammverbrennung in Deutschland

Anlagen	Genehmigte Kapazität [Mg TR]	Verfügbarkeit [%]	Kapazität [Mg TR]
Kraftwerke ^b	716.500	70	501.600
Zementwerke ^b	89.000	95	84.500
Müllverbrennung ^b	119.300	80	95.400
Summe Mitverbrennung^b	924.800	74	681.500
Monoverbrennung ^a	-		611.300
Summe Klärschlammverbrennung	1.479.550	80	1.292.800

a) Wiechmann et al. 2013, b) DWA 2012b

Die vorhandenen thermischen Entsorgungskapazitäten sind nach Lehrmann (2013b) nicht vollständig mit kommunalen Klärschlämmen aus Deutschland ausgelastet, so dass in den Anlagen Ersatzbrennstoffe, Industrieschlämme und ausländische Schlämme mitverbrannt werden. Im Jahr 2012 wurden nach Angaben des Statistischen Bundesamtes ca. 1 Mio. Mg TR kommunale Klärschlämme einer thermischen Verwertung zugeführt (Destatis 2014). Bei einer zur Verfügung stehenden Gesamtkapazität von 1,3 Mio. Mg TR/a (siehe Tabelle 19) stünden theoretisch für die deutschen kommunalen Klärschlämme noch ca. 300.000 Mg TR/a Verbrennungskapazitäten zur Verfügung. In den Klärschlammmonoverbrennungsanlagen wurden 2012 ca. 450.000 Mg TR/a deutsche kommunale Klärschlämme verbrannt. Die Differenz (~ 161.300 Mg TR/a) zwischen diesen Verbrennungsmengen und den zur Verfügung stehenden Kapazitäten von 611.300 Mg TR/a werden durch industrielle und ausländische Klärschlämme gedeckt. Laut Informationen von Lehrmann (2013b) könnten in Deutschland theoretisch ca. 4 Mio. Mg TR/a mitverbrannt werden, wenn alle Kraftwerke Klärschlamm zur Kohle mit einem Trockensubstanzanteil von 4 % (Braunkohle) bzw. 1,5 % (Steinkohle) zugeben würden. Lehrmann (2013b) weist jedoch darauf hin, dass die in den letzten Jahren neu gebauten Kraftwerke höhere Wirkungsgrade aufweisen und aufgrund der höheren Dampfdrücke und -temperaturen neue Werkstoffe eingesetzt wurden. Da die Auswirkungen einer Mitverbrennung von Klärschlamm auf die neuen Werkstoffe noch nicht abzuschätzen sind, wird bei Neubauten aus Garantiegründen zunächst auf eine Mitverbrennung von Klärschlamm verzichtet. Aufgrund von Überkapazitäten in der Müllverbrennung ist in Zukunft von einem Anstieg dieser Kapazitäten auszugehen. Ca. 30 % der genehmigten Mitverbrennungskapazität stehen in einem Kraftwerk durch Revision und Reparaturarbeiten im Mittel nicht zur Verfügung. Somit entspricht eine ca. 70 %ige Auslastung der genehmigten Kapazität einer technischen Auslastung von ca. 100 %.

Bei einem Klärschlammmitverbrennungsverbot ab einem bestimmten Phosphor-Grenzwert (derzeit geplant 20 g P/kg TR) und einem gleichzeitig eingeführten Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung (\geq GK 4), würden sich die Klärschlamm Entsorgungswege grundlegend verändern.

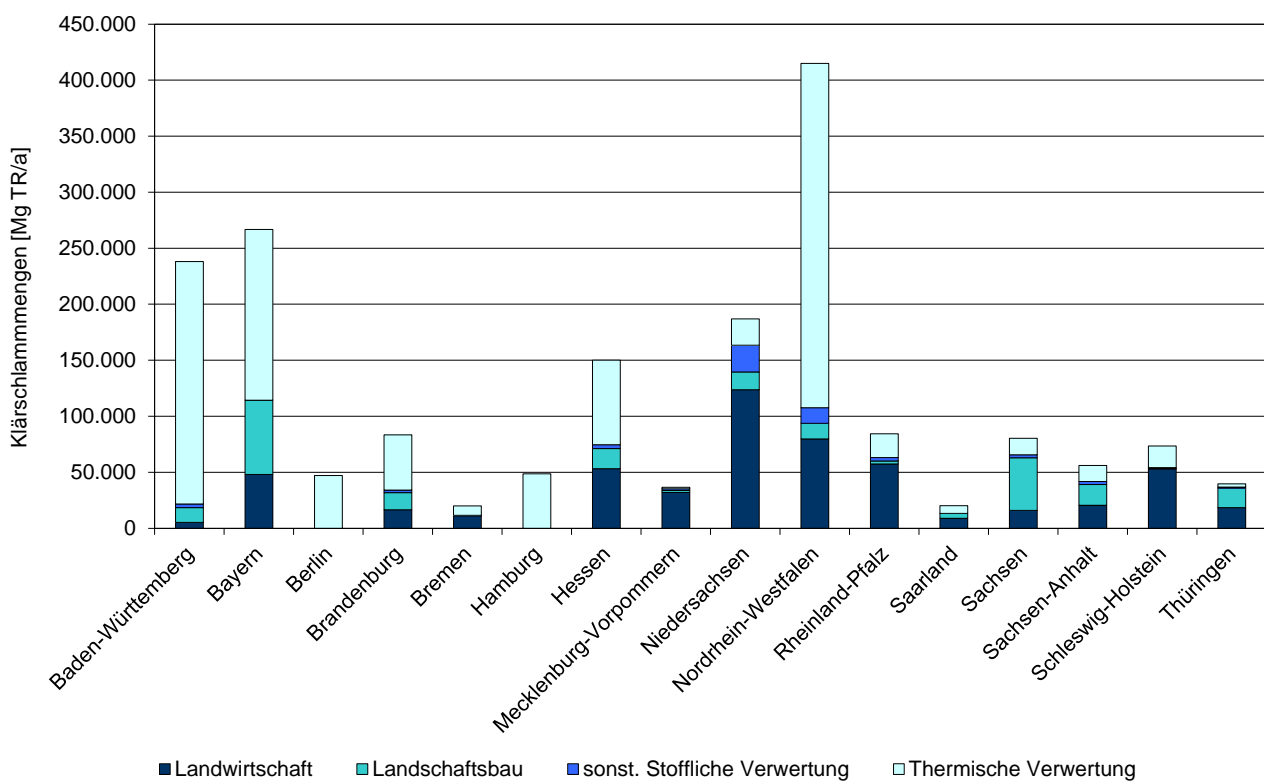
9.2 Klärschlammanfall und -entsorgungswege der Bundesländer

Die oben erwähnte Verteilung der Entsorgungswege entspricht einem Durchschnitt für Deutschland, die jedoch abhängig vom Bundesland stark variiert. Abbildung 31 stellt die Klärschlammmengen für die Entsorgungswege Landwirtschaft, Landschaftsbau, sonstige stoffliche Verwertung und Verbrennung für die 16 Bundesländer im Jahr 2012 grafisch dar.

Die Verteilung der Entsorgungswege gibt die politische Haltung der einzelnen Bundesländer zur landwirtschaftlichen und thermischen Klärschlammverwertung sowie die infrastrukturellen Unterschiede wieder. Bereits 2001 beschloss die bayerische Staatsregierung den „Ausstieg“ aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, dem sich wenige Jahre später die Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg anschlossen. (Spitznagel 2011)

Die Bundesländer Berlin und Hamburg verbrennen ihren Klärschlamm zu 100 % in Monoverbrennungsanlagen. Nach neuesten Informationen möchte das Land Niedersachsen mittelfristig (~5 Jahre) aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung aussteigen. Des Weiteren wird angestrebt, den Klärschlamm in Monoverbrennungsanlagen zu verbrennen. Der Ausstieg soll jedoch nicht über eine Verbotsregelung vorangetrieben werden. (gfa-news 2013) Niedersachsen ist mit 128.200 Mg TS/a (entspricht 64 %) das Bundesland mit der höchsten Menge an landwirtschaftlich verwertetem Klärschlamm (Destatis 2014).

Abbildung 31: Klärschlammentsorgung der Bundesländer 2012



Destatis 2014

9.3 Aktuelle und zukünftige rechtliche Bestimmungen

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) aus dem Jahr 1992 stellt das wichtigste rechtliche Instrument dar, nach der die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung heute geregelt wird. Sie basiert auf der EU-Klärschlamm-Richtlinie von 1986. Vorgegeben und begrenzt werden nach der AbfKlärV die Mengen ausbringbaren Klärschlammes, die laut Verordnung tolerierbaren Schadstoffgehalte sowie die Flächen, auf denen aufgebracht werden darf.

Bereits 2006 wurde vom Bundesumweltministerium ein Eckpunktepapier zur Novellierung der AbfKlärV herausgegeben und auf einer Expertentagung diskutiert. Die Ergebnisse der Tagung wurden Ende 2007 publiziert und ein Arbeitsentwurf mit Vorschlägen zur Neufassung der AbfKlärV veröffentlicht. Im August 2010 wurde ein zweiter Arbeitsentwurf für eine Novellierung vorgelegt, der gemäß der ursprünglichen Planung bereits zum jetzigen Zeitpunkt in geltendes Recht umgewandelt sein sollte. Aktuell liegt ein Entwurf des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) aus dem Jahr 2014 vor, der bisher noch nicht mit der Bundesregierung abgestimmt wurde. Die EU-Klärschlamm-Richtlinie soll ebenfalls seit Jahren novelliert werden, ohne dass sich bislang Entscheidendes weiterentwickelt hätte.

In Tabelle 20 ist ein Vergleich der geltenden Grenzwerte mit denen des Entwurfs von 2014 dargestellt. Im Vergleich zur geltenden Fassung der AbfKlärV haben sich einige Grenzwerte für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung deutlich verschärft, andere Elemente wurden aus der AbfKlärV ganz entnommen. Der Entwurf sieht vor, dass nur noch die Parameter, die nicht durch die Düngemittelverordnung geregelt werden, durch die AbfKlärV limitiert werden.

Tabelle 20: Vergleich der Grenzwerte nach AbfKlärV von 1992 mit dem Entwurf der AbfKlärV 2014

Parameter	AbfKlärV 1992 [mg/kg TR]	Entwurf AbfKlärV 2014 [mg/kg TR]
Blei	900	-
Cadmium	10	-
Chrom ges.	900	300
Kupfer	800	-
Nickel	200	-
Quecksilber	8	-
Zink	2.500	-
PCB je Kongener	0,2	0,1
AOX	500	400
Dioxine (TE) (PCDD/PCDF)	100 ng	-
B(a)P	-	1

Die Düngemittelverordnung (DüMV) in der Fassung von Dezember 2012 regelt das Inverkehrbringen von Düngemitteln sowie Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzen-

hilfsmitteln. In Anhang 2 Tabelle 1.4 Spalte 4 der DüMV sind die einzuhaltenden Grenzwerte für Düngemittel dargestellt. Klärschlämme, die als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden, müssen (ab 01.01.2015) die Grenzwerte der DüMV einhalten. Für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung wurde bei Nichteinhaltung der Grenzwerte der DüMV eine Übergangsfrist bis zum 31.12.2014 festgeschrieben. Bis Ende 2014 können Klärschlämme, die die Grenzwerte der DüMV nicht einhalten, jedoch einen nach der Klärschlammverordnung für denselben Parameter geltenden Grenzwert einhalten, weiter in Verkehr gebracht werden. Ab 2015 dürfen dann nur noch Klärschlämme auf Böden aufgetragen werden, die bei Untersuchungen keine Überschreitungen der Grenzwerte der AbfklärV und der DüMV aufweisen. Dies bedeutet, dass landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme zusätzlich die Grenzwerte für Arsen, Chrom (VI), Thallium und die Perfluorierten Tenside (PFOA, PFOS) einhalten müssen; mit Inkrafttreten der novellierten AbfklärV in Zukunft ggf. auch einen Grenzwert für Benzo(a)pyren. Entfallen würden die Grenzwerte für Kupfer und Zink. In Tabelle 21 ist eine Gegenüberstellung der Grenzwerte der DüMV 2012 (gültig für Klärschlämme ab 2015) sowie der Grenzwerte der AbfklärV nach der geltenden Verordnung aus dem Jahr 1992 und des Entwurfs von 2014 vorgenommen.

Tabelle 21: Grenzwerte der DüMV von 2012, der AbfklärV von 1992 und des Entwurfs der AbfklärV von 2014

Parameter	DüMV 2012 [mg/kg TR]	AbfklärV 1992 [mg/kg TR]	Entwurf 2014 AbfklärV [mg/kg TR]
Arsen	40	-	-
Blei	150	900	-
Cadmium	1,5	10	-
ab 5 % P ₂ O ₅ (FM ¹)	50 mg/kg P ₂ O ₅	-	-
Chrom (VI)	2,0	-	-
Chrom gesamt	-	900	120
Kupfer	-	800	-
Nickel	80	200	-
Quecksilber	1,0	8	-
Thallium	1,0	-	-
Zink	-	2.500	-
PCB je Kongener	-	0,2	0,1
AOX	-	500	400
Dioxine (TE) (PCDD/PCDF)	30 ng	100 ng	30 ng
B(a)P	-	-	1,0
Perfluorierte Tenside, PFT (PFOA, PFOS)	0,1	-	0,1

1: Frischmasse

Gemäß DüMV 2012 ist der Einsatz von synthetischen Polymeren in Klärschlämmen ab dem 01.01.2017 nur noch erlaubt, „soweit sämtliche Bestandteile und das Endprodukt sich um mindestens 20 % in zwei Jahren abbauen, ausgenommen sind solche Bestandteile, die ausschließlich in geschlossenen Systemen verwendet und anschließend entsorgt werden“. Synthetische Polymere werden in der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung zur Konditionierung regelmäßig eingesetzt.

Die Klärschlämme unterliegen nach der Düngemittelverordnung und dem Referentenentwurf der Klärschlammverordnung Anforderungen an eine Seuchen- und Phytohygiene.

Im Entwurf der Klärschlammverordnung 2014 (Stand: April 2014; Änderungen sind möglich) ist ein Abschnitt vorgesehen, der die „Anforderungen an die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm“ regelt.

Es wird diskutiert, dass der Klärschlammherzeuger eine Phosphorrückgewinnung aus dem anfallenden Klärschlamm durchzuführen oder durchführen zu lassen hat, wenn die Kläranlage der Größenklasse (GK) 3, 4 oder 5 entspricht und der Klärschlamm einen Phosphorgehalt von mind. 20 g P/kg TR aufweist. Die angewendeten P-Rückgewinnungsverfahren sollen den P-Gehalt unter diesen Wert reduzieren. Ist dies aufgrund sehr hoher P-Konzentrationen oder geringerer Wirkungsgrade der Verfahren nicht möglich, soll der P-Gehalt im Klärschlamm um mind. 50 % reduziert werden. Derart behandelte Klärschlämme dürfen weiterhin in Mitverbrennungsanlagen entsorgt werden. Letzteres ist für Klärschlämme mit weniger als 20 g P/kg TR auch ohne weitere Maßnahmen möglich.

Anstelle einer unmittelbaren P-Rückgewinnung aus dem Klärschlamm oder falls eine Reduzierung auf einen P-Gehalt von 20 g P/kg TR bzw. das Erreichen eines Wirkungsgrades von 50 % nicht möglich ist, muss eine thermische Behandlung des Klärschlammes in Klärschlammmonoverbrennungsanlagen erfolgen. Aus den Verbrennungsaschen muss anschließend Phosphor rückgewonnen werden, oder die Asche einer stofflichen Verwertung unter Nutzung des P-Gehalts zugeführt werden. Des Weiteren ist die Lagerung der Verbrennungsaschen zulässig, sofern eine Vermischung mit anderen Abfällen, Stoffen und Materialien ausgeschlossen ist und die Möglichkeit einer späteren P-Rückgewinnung oder stofflichen Verwertung unter Nutzung des P-Gehalts gewährleistet bleibt. Die Pflicht zur Phosphorverwertung geht im Falle einer thermischen Behandlung auf den entsprechenden Anlagenbetreiber über.

Eine thermische Behandlung oder energetische Nutzung in Klärschlammmitverbrennungsanlagen ohne vorherige P-Rückgewinnung aus Klärschlamm ist nur zulässig, wenn die Verbrennungsanlage kohlebefeuert wird und der eingesetzte Regelbrennstoff einen Aschegehalt von weniger als 2,5 % aufweist. Für diese Mitverbrennungsaschen gelten die o. g. Anforderungen der Monoverbrennungsaschen.

Die Pflicht zur P-Rückgewinnung ist ab Inkrafttreten der neuen Klärschlammverordnung nach einer Übergangsfrist von zehn Jahren zu erfüllen. Die Möglichkeit der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft endet für Klärschlämme aus Kläranlagen der GK 3, 4 und 5 zum gleichen Zeitpunkt. Klärschlämme, die auf Kläranlagen der GK 1 und 2 anfallen, können, zumindest nach aktuellem Stand, weiterhin ohne vorherige P-Rückgewinnung einem beliebigen Entsorgungsweg zugeführt werden.

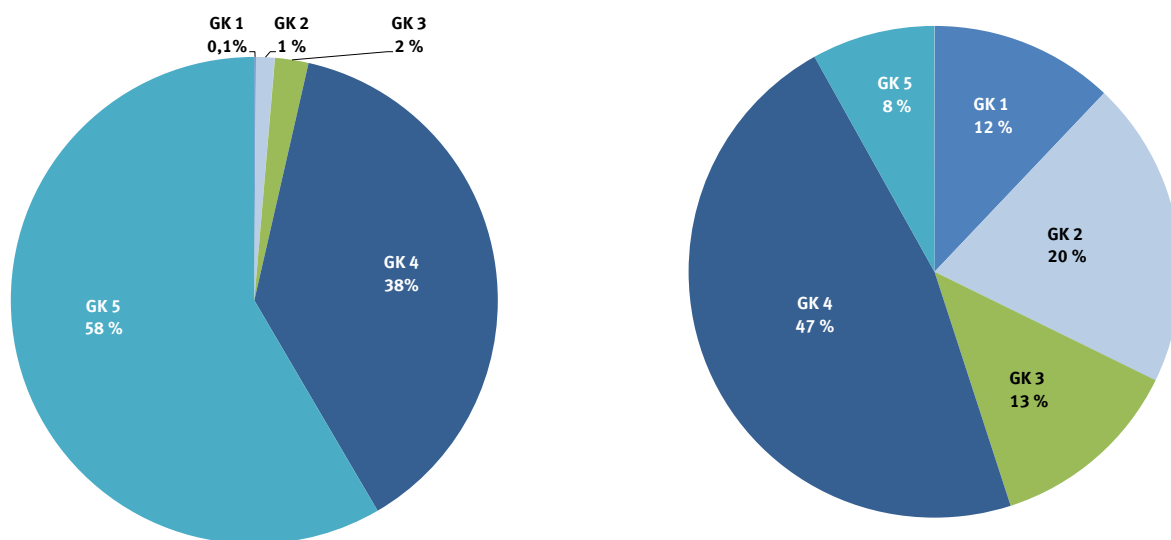
Eine Mengenermittlung aufgrund der sich verändernden Klärschlamm Entsorgungswege ist in Kapitel 9.5 dargestellt.

9.4 Auswertung der Klärschlammanalysen für Nordrhein-Westfalen

Für eine detailliertere Betrachtung der Phosphorgehalte und möglicher Auswirkungen der Abwasserreinigung auf die Phosphorgehalte im Klärschlamm wurden vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) Daten aus dem Jahr 2011 zur Verfügung gestellt.

Ca. 96 % der Einwohner bzw. Einwohnerwerte sind in NRW an Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 angeschlossen. Ca. die Hälfte der Kläranlagen sind der Größenklasse 4 zuzuordnen und ca. 8 % der Kläranlagen (GK 5) reinigen ca. 60 % des Abwassers (siehe Abbildung 32).

Abbildung 32: Aufteilung der Kläranlagen in Abhängigkeit der Größenklasse nach den angeschlossenen Einwohnerwerten (links) und der Anzahl der Kläranlagen (rechts) für NRW 2011

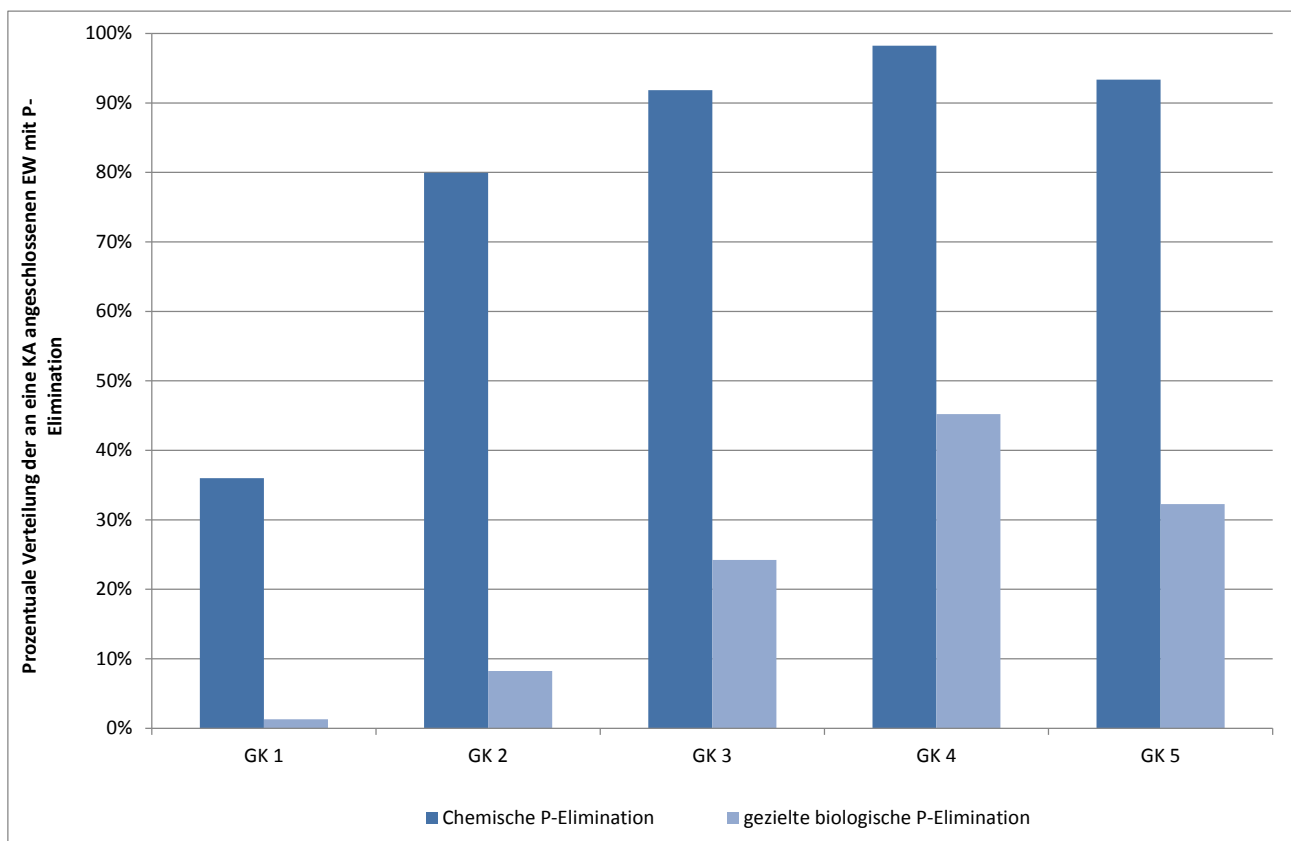


Datenquelle: LANUV NRW

Fast alle Kläranlagen der Größenklassen (GK) 4 und 5 führen eine gezielte chemische Phosphorelimination durch. Ca. 92 % der an Kläranlagen der Größenklasse 3 (keine Mindestanforderungen aus Anhang 1 der Abwasserverordnung für den Grenzwert Phosphor) angeschlossenen Einwohnerwerte (EW), eliminieren Phosphor durch chemische Verfahren. Auch ca. 80 % der EW der Kläranlagen der Größenklasse 2 eliminieren den Phosphor chemisch. Neben der gezielten chemischen P-Elimination findet auf einigen Kläranlagen, entweder zusätzlich oder als alleinige P-Eliminationsmethode, die gezielte (vermehrte) biologische Phosphorelimination (Bio-P) statt (siehe Abbildung 33). Die Bio-P wird dabei hauptsächlich im Hauptstrom angewendet. Aufgrund der Möglichkeit von Mehrfachnennungen (chemische und biologische P-Elimination) sind Prozentwerte von > 100 % möglich.

In Tabelle 22 ist die Stabilisierung des Klärschlammes für die unterschiedlichen Größenklassen dargestellt. Auf den kleinen Kläranlagen der Größenklasse 1 wird nur ca. 34 % des anfallenden Klärschlammes stabilisiert und zwar mit ca. 70 % überwiegend aerob. Auf den Kläranlagen der Größenklassen 2 und 3 wird mit 90 bzw. 67 % der Klärschlamm ebenfalls überwiegend aerob stabilisiert. Auf den größeren Kläranlagen (GK 4 und 5) wird mit 80 bzw. 100 % hauptsächlich bzw. komplett anaerob stabilisiert.

Abbildung 33: Darstellung der Phosphoreliminationsart in Abhängigkeit der Kläranlagengrößeklasse für NRW



Datenquelle: LANUV NRW

Eine Hygienisierung des Klärschlammes auf den Kläranlagen durch die Zugabe von Branntkalk wird auf den kleinen Kläranlagen (GK 1) kaum angewendet. Mit zunehmender Kläranlagengröße (GK 2 und 3) nimmt auch die Anzahl der Anlagen zu, die Branntkalk zudosieren. Bei den Größenklassen 4 und 5 wird ca. auf 18 % der Kläranlagen der Klärschlamm mit Branntkalk hygienisiert. Ein Zusammenhang zwischen Hygienisierung und Entsorgungsweg ist nicht festzustellen. Auch hier sind aufgrund der Möglichkeit von Mehrfachnennungen (aerobe und anaerobe Stabilisation) Prozentwerte von > 100 % möglich.

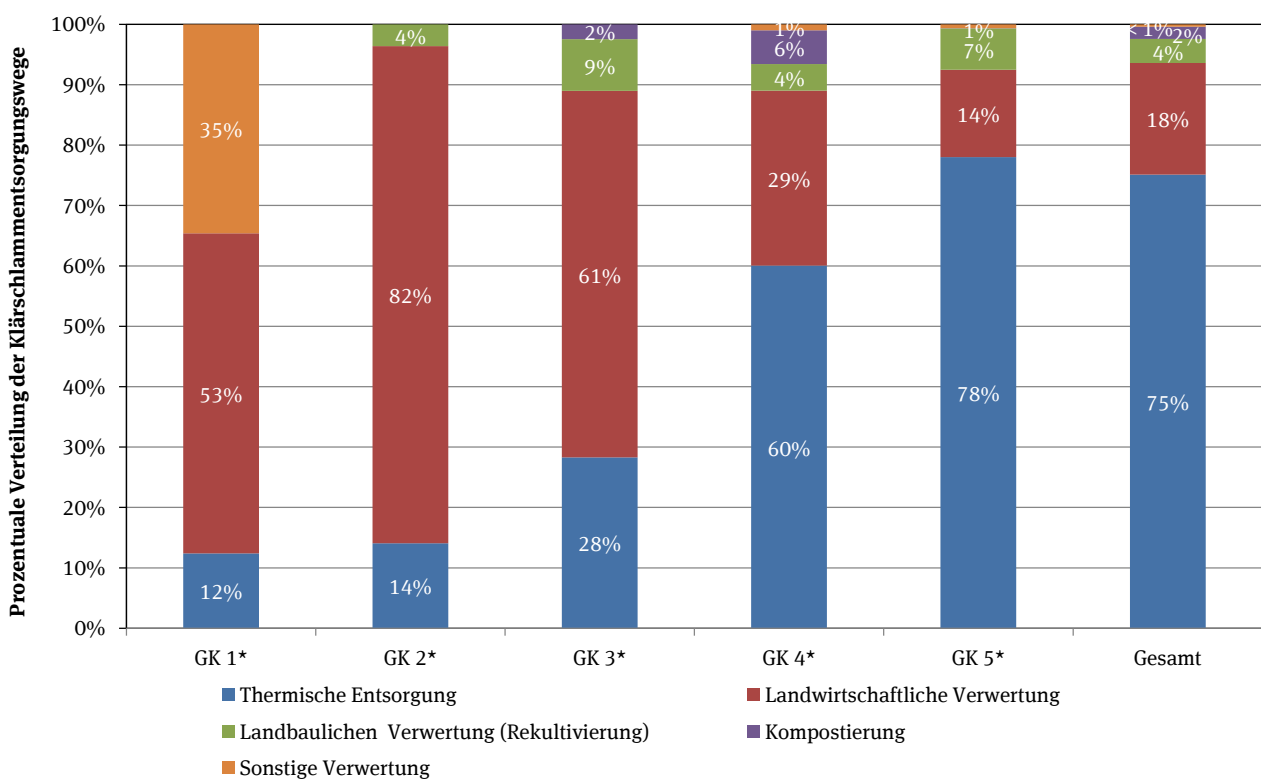
Tabelle 22: Art der Klärschlammstabilisation in Abhängigkeit der Kläranlagengrößeklasse für NRW [%]

Größenklasse	Stabilisation	Stabilisation davon...		Hygienisierung durch Branntkalk
		Anaerob	Aerob	
GK 1	34,2	30,8	69,2	1,3
GK 2	71,7	13,2	90,1	11,8
GK 3	80,0	34,4	67,2	20
GK 4	95,6	80,0	25,2	18,3
GK 5	82,4	100	0	17,7

Datenquelle: LANUV NRW

Die prozentuale Verteilung der Klärschlammbehandlungswege für das Jahr 2011 für NRW ist in Abbildung 34 dargestellt. Es wird deutlich, dass mit zunehmender Kläranlagengröße der Anteil der thermischen Klärschlammbehandlung zunimmt. Während der Klärschlamm der Größenklasse 1 nur zu ca. 12 % thermisch behandelt wird, werden bei den Größenklassen 4 und 5 den Verbrennungsanlagen 60 bzw. 78 % des Klärschlammes angedient. Genau gegenüber verhält es sich bei der landwirtschaftlichen Klärschlammbehandlung. Nur 14 % der Klärschlämme der GK 5 werden landwirtschaftlich verwertet, wohingegen ca. 82 % der Schlämme von GK 2-Kläranlagen in die Landwirtschaft abgegeben werden. Die landschaftsbauliche Verwertung sowie die Herstellung von Komposten stellen für Klärschlämme aus NRW einen untergeordneten Verwertungsweg dar. Insgesamt werden in NRW 75 % des Klärschlammes verbrannt, 18,5 % werden in die Landwirtschaft abgegeben, 4 % werden im Landschaftsbau verwertet, 2 % werden kompostiert und <1 % wird einer sonstigen Verwertung zugeführt.

Abbildung 34: Klärschlammbehandlungswege für 2011 in Nordrhein-Westfalen

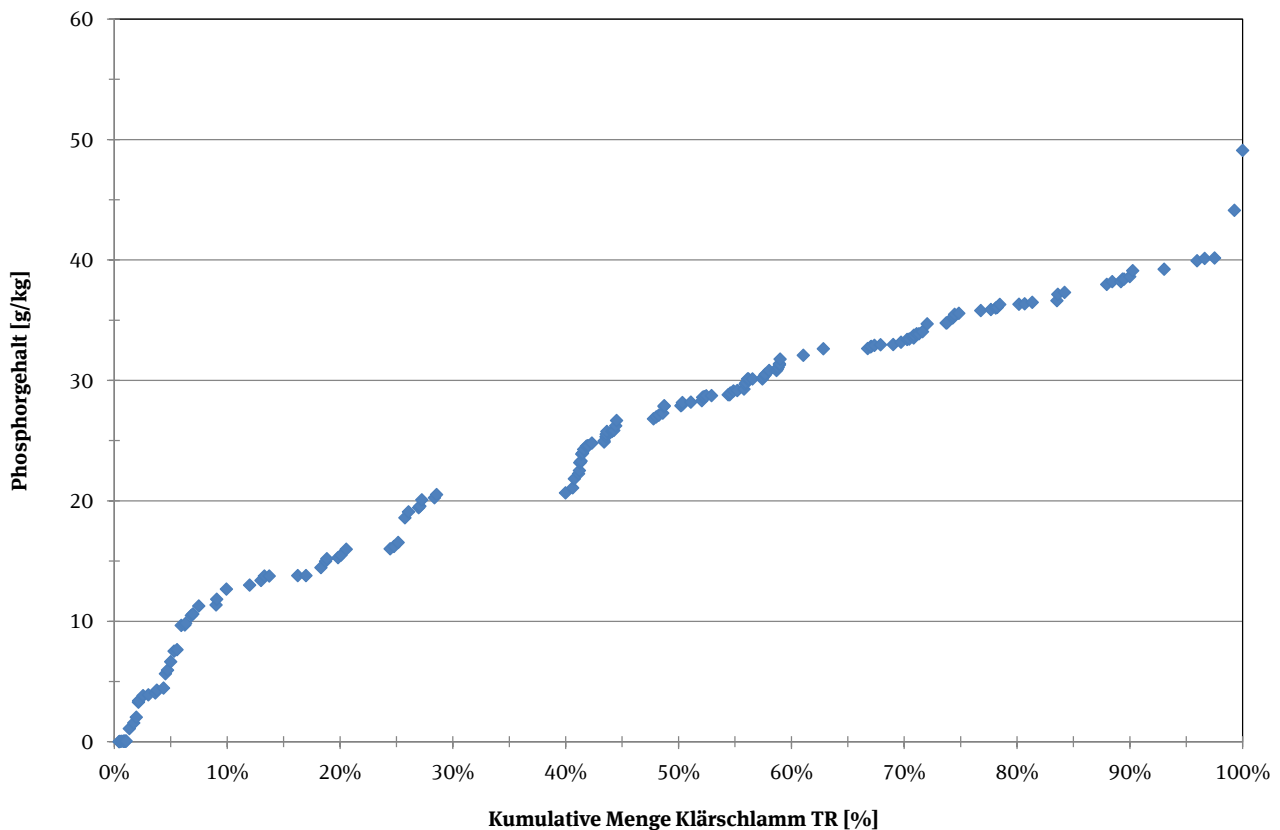


* Datengrundlage: ohne Entsorgungsweg "in einer anderen kommunalen Kläranlage mitbehandelt"

Datenquelle: LANUV NRW

Anhand der Phosphorgehalte sowie der Mengen der landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme ist in Abbildung 35 die Summenhäufigkeitsverteilung der P-Gehalte für NRW dargestellt. Insgesamt ca. 10 % der Klärschlämme besitzen einen P-Gehalt von weniger als 12 g P/kg TR.

Abbildung 35: Summenhäufigkeit der Phosphorgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen für NRW



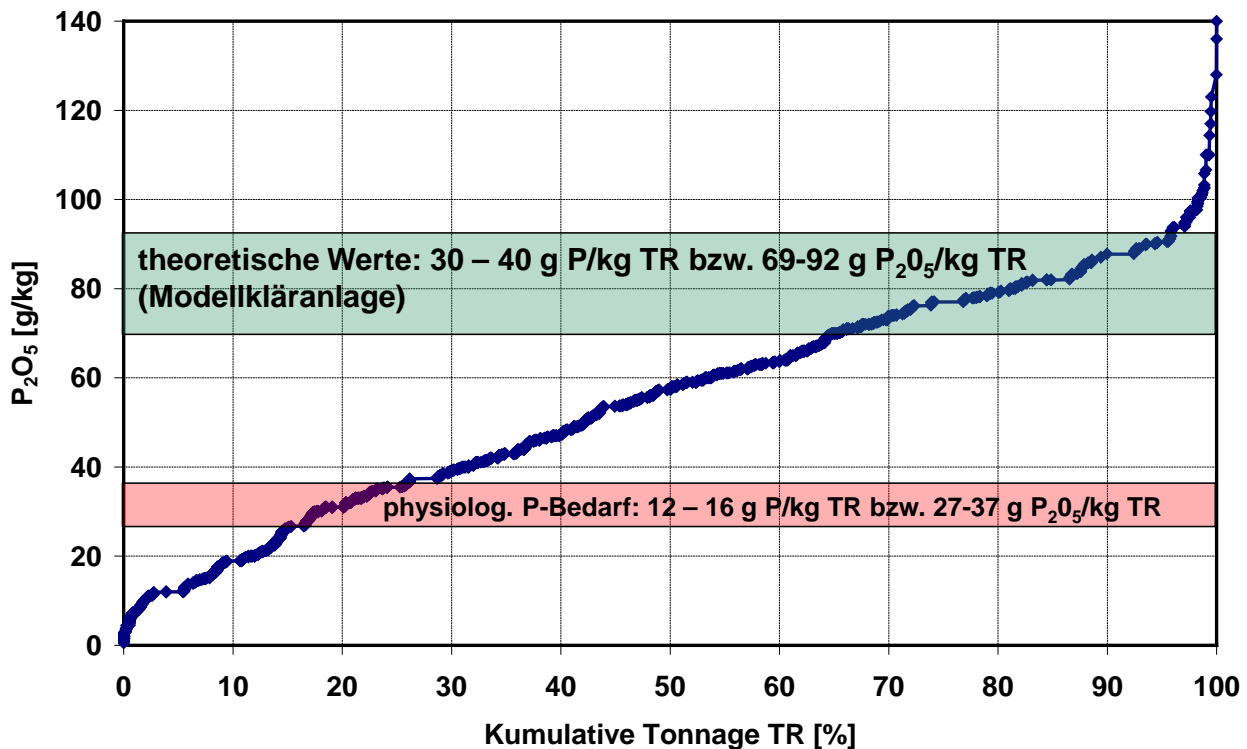
Datenquelle: LANUV NRW

Gemäß der Berechnung einer Modellkläranlage nach dem ATV-A 131 weisen Sekundärsläme aufgrund des physiologischen Bedarfs der Mikroorganismen bereits ca. 8 g P/kg TR auf. Durch die Entfernung von Organik im Bereich der Vorklärung erhöht sich der P-Gehalt im Klärschlamm rechnerisch auf mind. 12 g P/kg TR. Durch die gezielte P-Elimination steigt der P-Gehalt im Klärschlamm theoretisch auf ca. 30 bis 40 g P/kg TR an (siehe Abbildung 36).

P-Gehalte unterhalb von ca. 12 g P/kg TR sind voraussichtlich mehrheitlich auf eine fehlerhafte Datenerfassung zurückzuführen. Mögliche Ursachen sind bspw. Einheitenfehler (kg P/kg TR anstelle von mg P/kg TR) oder die Eintragung falscher Phosphorverbindungen (P_{ges} anstelle von P_2O_5).

Aufgrund dieser etwas unsicheren Datenbasis, die zudem nur landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme umfasst, kann nicht sicher ermittelt werden, welche Klärschlamm-mengen in Zukunft den diskutierten P-Grenzwert von 20 g P/kg TR unter- oder überschreiten und welchen Einfluss der P-Gehalt auf die zukünftige Klärschlamm-entsorgung hat.

Abbildung 36: Summenhäufigkeit der Phosphorgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen für Deutschland



nach DWA 2005

Der Phosphor-Mittelwert für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme beträgt in NRW ca. 24 g P/kg TR und liegt damit genau im bundesdeutschen Mittelwert von ca. 24 g P/kg TR (BMUB 2014). In Tabelle 23 sind die Mittelwerte der Phosphorgehalte in den landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen in Abhängigkeit der Kläranlagen Größenklassen aufgelistet. Mit zunehmender Kläranlagengröße – Ausnahme GK 2 und 3 – nimmt der Phosphorgehalt in den Klärschlämmen zu. Der große Unterschied zwischen der GK 1 und GK 5 von knapp 10 g P/kg TR ist insbesondere auf den Einsatz der mitunter sehr weitgehenden Phosphorelimination zurückzuführen (siehe Abbildung 33).

Tabelle 23: Phosphorgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen in Abhängigkeit der Kläranlagen Größenklassen für NRW [g P/kg TR]

GK 1	GK 2	GK 3	GK 4	GK 5
18,3	21,9	20,9	23,8	27,7

Datenquelle: LANUV NRW

Einen Zusammenhang zwischen niedrigeren P-Gehalten und dem Einsatz von Branntkalk zur Hygienisierung (und „Verdünnung“ des P-Gehalts) existiert nicht, des Weiteren wird die Hygienisierung auf allen Kläranlagengrößen übergreifend und unabhängig vom Entsorgungsweg angewendet.

In den zur Verfügung gestellten Daten waren für NRW 17 Kläranlagen mit Angabe des P-Gehalts aufgelistet, die den Klärschlamm rein thermisch verwerten. Die beprobte Klärschlammmenge entspricht lediglich ca. 8,3 % der insgesamt thermisch verwerteten Klär-

schlämme und ist somit nicht als repräsentativ anzusehen. Der Mittelwert des P-Gehalts der thermisch verwerteten Klärschlämme beträgt ca. 26 g P/kg TR.

Ab Januar 2015 gelten für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme neben den Grenzwerten der AbfklärV auch die der Düngemittelverordnung (DüMV) von 2012 (vgl. Kapitel 0). In Tabelle 24 sind die ab 2015 geltenden Parameter aufgelistet. Des Weiteren ist anhand von Analysen dargestellt, wie viele Klärschlämme aus NRW prozentual ab 2015 aufgrund verschärfter Grenzwerte nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden können. Die Auswertungen basieren auf den zur Verfügung gestellten Daten und umfassen die im Jahr 2011 landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme. Da bisher die Klärschlämme nicht nach den Parametern der Düngemittelverordnung analysiert werden, liegen keine Daten zu Arsen, Chrom (VI) und Thallium vor. Des Weiteren soll in die AbfklärV (Entwurf 2014) Benzo(a)pyren als neuer Parameter aufgenommen werden. Die Berechnungen nach den Grenzwerten der AbfklärV beziehen sich auf die Grenzwerte des Entwurfs 2014.

Tabelle 24: Anteil landwirtschaftlicher Klärschlämme in NRW, die aufgrund von Grenzwertüberschreitungen einzelner Parameter ab 2015 nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden dürfen [%]

Parameter	DüMV 2012		Entwurf AbfklärV 2014
	2011	2013*	
Arsen	k.A.		
Blei	< 1		
Cadmium	23	11	
Cadmium ab 5 % P ₂ O ₅ (FM**)	k.A.		
Chrom (VI)	k.A.		
Chrom gesamt			< 1
Nickel	2,6	< 1	
Quecksilber	7,9	1,8	
Thallium	k.A.		
AOX			1,1
B(a)P			k.A.
Dioxine (PCDD/PCDF)	< 1		
PCB je Kongener			< 1
Perfluorierte Tenside, PFT (PFOA, PFOS)	k.A.		

*: Datenbasis: persönliche Übermittlung von U. Sauerland (MKULNV)

** : Frischmasse

Datenquelle: LANUV NRW

Die beiden Parameter, die gemäß der Daten aus dem Jahr 2011 einen wesentlichen Einfluss auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ab 2015 haben könnten, sind Cadmium und Quecksilber. Beim Parameter Cadmium überschreiten ca. 23 % der Klärschlämme (24 Kläranlagen) den geforderten Grenzwert von 1,5 mg Cd/kg TR, wobei der Mittelwert bei ca.

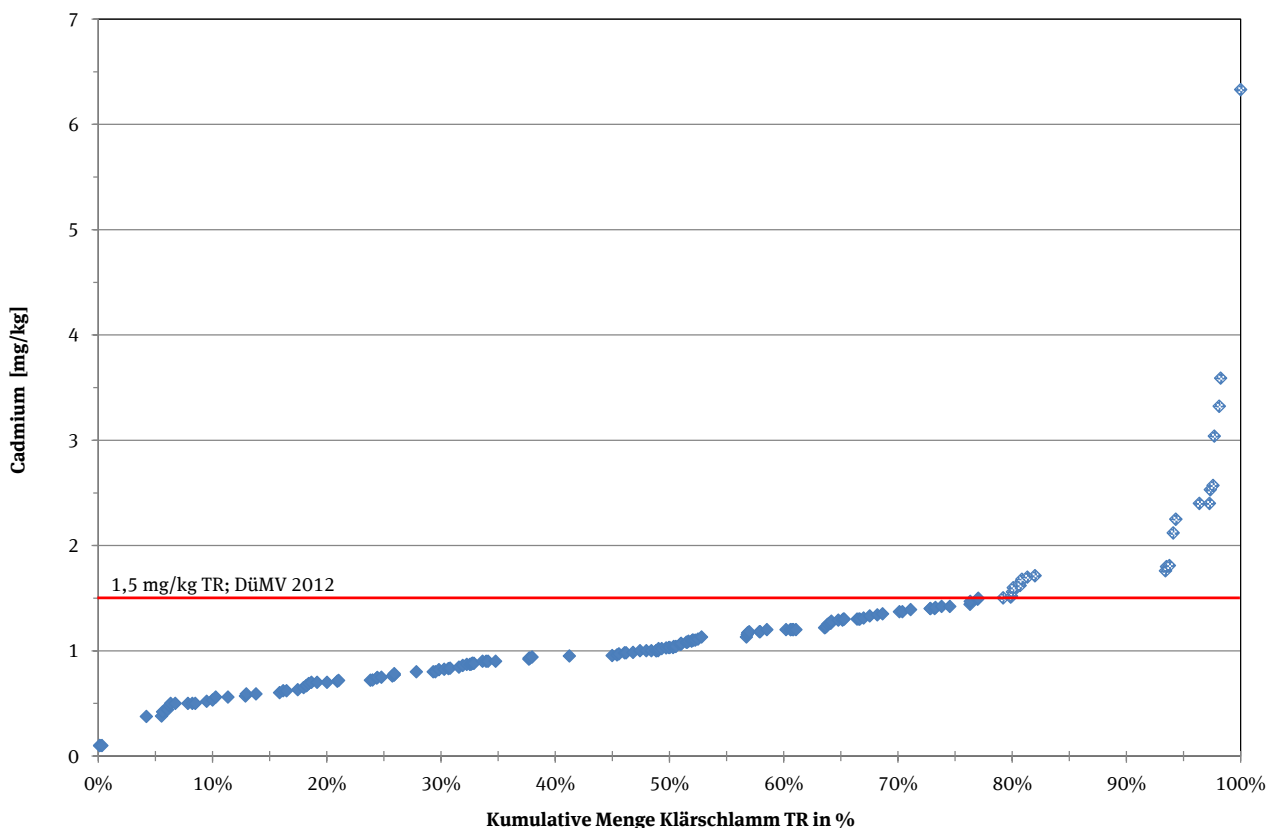
1,1 mg Cd/kg TR liegt. Aufgrund der Quecksilbergehalte könnten ca. 8 % der Klärschlämme (9 Kläranlagen) nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden. In Abbildung 37 ist die Summenhäufigkeit der Klärschlämme für den Parameter Cadmium dargestellt. Nur eine Kläranlage überschreitet sowohl den Grenzwert für Cadmium als auch für Quecksilber, es kann also davon ausgegangen werden, dass mind. 32 % der 2011 verwerteten Klärschlämme in Zukunft nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden können. Dies entspricht jährlich einer Klärschlammmenge von ca. 17.300 Mg TR/a.

Die Klärschlammanalysen für 2013 zeigen deutlich weniger Grenzwertüberschreitungen der o.g. Parameter. Ca. 11 % der Klärschlämme (21 Kläranlagen) halten den Cadmium-Grenzwert nicht ein und auf 4 Kläranlagen (2 % der Klärschlammmenge) wird der Parameter Quecksilber überschritten. Insgesamt könnten somit 13 % (ca. 9.600 Mg TR/a) der 2013 landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme ab 2015 nicht mehr einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden. Nach Informationen des LANUV gab es in den letzten Jahren keine gezielten Aktivitäten seitens der Umweltverwaltung zur Reduzierung der Schwermetallgehalte im Abwasser. Gleichwohl scheinen einige Betreiber über verschärfte Indirekteinleiterüberwachung die Metallbelastung im Abwasser bzw. Klärschlamm reduziert zu haben.

Zu ähnlichen Ergebnissen wie die Auswertung in NRW für 2011 kommt eine Auswertung von Klärschlämmen aus Mecklenburg-Vorpommern. Dort können in Zukunft ca. 30 % der Klärschlämme nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden. Auch dort sind Quecksilber (22 %) und Cadmium (4 %) die bestimmenden Parameter (MLUVMV 2013).

Eine Berechnung für bundesweit erhobene Klärschlämme auf Basis einer DWA-Erhebung aus dem Jahr 2003 ist in Kapitel 9.5 dargestellt.

Abbildung 37: Summenhäufigkeitsverteilung der Cadmiumkonzentration im 2011 stofflich verwerteten Klärschlamm im Vergleich zum Grenzwert der DüMV 2012 für NRW

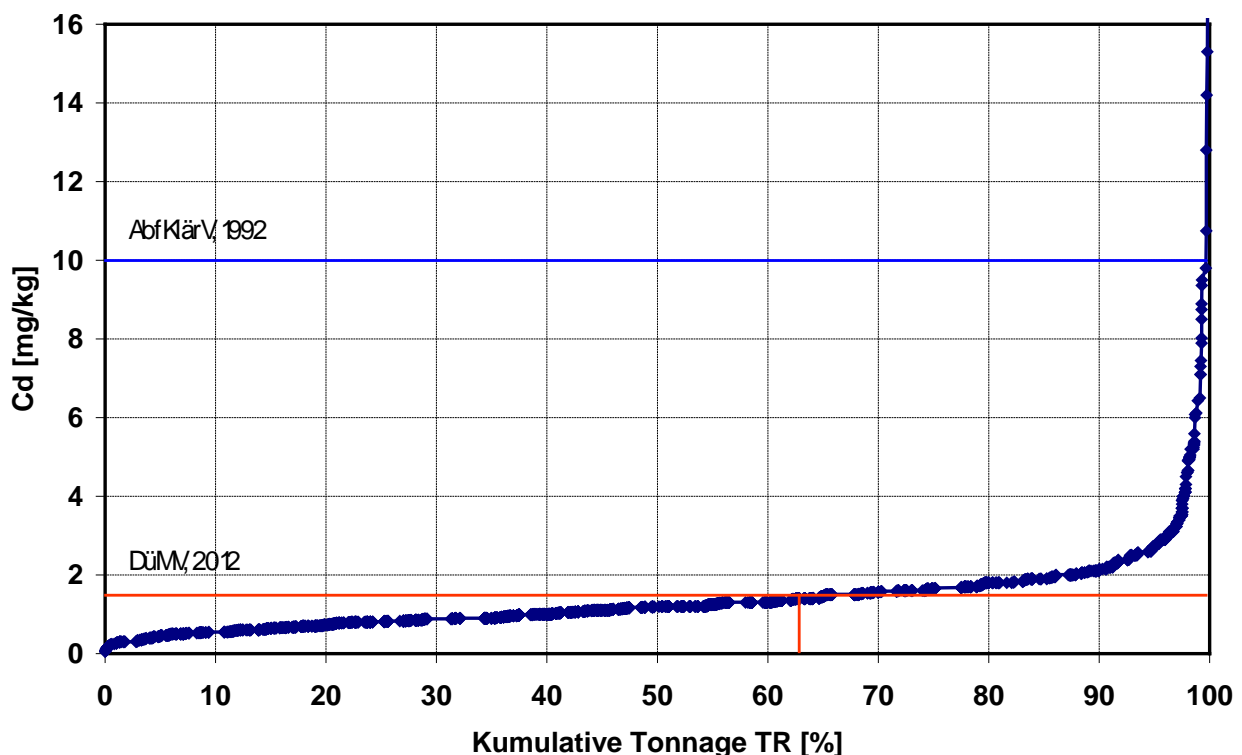


Datenquelle: LANUV NRW

9.5 Zusätzliche Klärschlammengen zur Monoverbrennung in Deutschland

In der 2005 veröffentlichten Klärschlammhebung der DWA (DWA 2005) für das Jahr 2003 sind Summenhäufigkeitsverteilungen von ausgewählten anorganischen und organischen Schadstoffen für stofflich verwertete Klärschlämme veröffentlicht worden. Anhand der Verteilung der Schadstoffgehalte wird ermittelt, welche Mengen an Klärschlamm in Zukunft durch die Verschärfung der Grenzwerte (DüMV) nicht weiter stofflich verwertet werden können. In Abbildung 38 ist die Summenhäufigkeit von Cadmiumkonzentrationen in Verbindung mit den Grenzwerten der AbfKlärV von 1992 und DüMV von 2012 dargestellt.

Abbildung 38: Summenhäufigkeitsverteilung der Cadmiumkonzentration in stofflich verwertetem Klärschlamm im Vergleich zu Grenzwerten



DWA, 2005; ergänzt

Durch die deutliche Verschärfung des Grenzwertes für Cadmium von 10 mg/kg auf 1,5 mg/kg verringert sich die Menge landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlammes auf ca. 63 % der ursprünglichen Menge. Die durchschnittliche Cadmiumkonzentration liegt bei 1,2 mg/kg.

In Tabelle 25 sind die im Rahmen der DWA-Studie untersuchten und für die DüMV relevanten Parameter hinsichtlich der Reduzierung der stofflichen Verwertung, der gemessenen Mittelwerte und der Grenzwerte aufgelistet.

Tabelle 25: Untersuchte und für die DüMV/AbfklärV relevante Parameter

Parameter	Grenzwert DüMV 2012, Entwurf AbfklärV 2014 [mg/kg]	Mittelwert ^a [mg/kg]	Rückgang der potentiell verwerteten Klär- schlammengen [%]
Arsen	40	3,94	0
Blei	150	51,9	3
Cadmium	1,5	1,2	37
Chrom VI	2,0	k.A.	k.A.
Chrom gesamt	300	50,1	2
Nickel	80	27,6	3
Quecksilber	1,0	0,82	32
Thallium	1,0	0,91	2
PCB je Kongener	0,1	0,067	32
AOX	400	172,8	4
Dioxine	30 *10 ⁻⁶	9,56 *10 ⁻⁶	2
B(a)P	1,0	k.A.	k.A.
Perfluorierte Tenside, PFT (PFOA, PFOS)	0,1	k.A.	k.A.

a: Mittelwert von stofflich verwerteten Klärschlämmen nach DWA 2005

Ebenso wie Cadmium könnte auch die Grenzwertanhebung für Quecksilber und PCB dazu führen, dass ca. ein Drittel der 2003 noch stofflich verwerteten Klärschlämme nicht mehr in der Landwirtschaft oder zum Landschaftsbau eingesetzt werden können. Die weiteren untersuchten Parameter dürften zu keinem signifikanten Rückgang der stofflichen Verwertung führen. Die Auswertungen aus Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen mit deutlich aktuelleren Daten zur Klärschlammqualität kommen zu ähnlichen Ergebnissen (MLUVMV 2013).

Andere Studien gehen davon aus, dass – aufgrund des Überschreitens von mindestens einem der vorgenannten Grenzwerte – ca. 40 % bis 80 % des heute landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes in Zukunft nicht mehr die Grenzwerte der novellierten Klärschlammverordnung einhalten können. Des Weiteren gehen einige Verbände davon aus, dass bei Beibehaltung des Polymerverbots die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung weitgehend verhindert wird.

Dem gegenüber steht die Vermutung, dass bei einer Verschärfung der Grenzwerte für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme durch aktive Maßnahmen seitens der Kläranlagenbetreiber, wie bspw. eine Intensivierung der Indirekteinleiterüberwachung oder eine Überprüfung der eingesetzten Chemikalien bei der Abwasserreinigung, Verbesserungen der Klär-

schlammqualitäten erreicht werden. Dies könnte dazu führen, dass wieder mehr Klärschlämme einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden können. (Könemann 2014)

Nach Könemann (2014) ist durch die Novellierung der Düngeverordnung zu erwarten, dass die Ausbringung von Klärschlamm im Herbst deutlich eingeschränkt wird und die Klärschlammabgabe nicht durch eine gesteigerte Ausbringung im Frühjahr kompensiert werden kann. In Summe könnten diese beiden Aspekte (Verringerung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm und Einschränkung der Herstdüngung) zu einer Reduzierung der zu verwertenden Klärschlammengen um ca. 40 % führen.

Die Grenzwertverschärfung im AbfKlärV-Entwurf betrifft ebenfalls die landschaftsbaulich verwerteten Klärschlämme. Bei diesem Entsorgungspfad (derzeit 13 %) ist ebenfalls von einem Rückgang der Klärschlammengen auszugehen.

Im Folgenden wird dargestellt, wie sich die Klärschlammverwertungswege bzw. -entsorgungswege ab 2015 für Deutschland verändern könnten.

Die Annahme, dass 30 % der Klärschlämme die Grenzwerte nicht einhalten, basiert auf den Berechnungen anhand der DWA Klärschlammhebung und den o.g. Aspekten (Szenario 1). Szenario 2 berücksichtigt, dass ein größerer Anteil (50 %) der Klärschlämme die Grenzwerte überschreitet (siehe Tabelle 26).

Tabelle 26: Mögliche Entwicklung der Klärschlamm entsorgungsmengen ab 2015 für Deutschland

Szenario	Einheit	Verwertung			Thermische Entsorgung		
		Landwirtschaft	Landschaftsbau	Sonstige	Monoverbr.	Mitverbr.	Summe
Status quo (2012)	Mg TR/a	544.065	235.439	58.107	453.974	554.857	1.008.830
	%	29	13	3	25	30	55
1 30% der bislang landw. verwerteten KS halten die Grenzwerte nicht ein (ab 2015 greift die DüMV 2012)	Mg TR/a	380.846	164.807	58.107	1.242.681		
	%	21	9	3	67		
	Veränderung der Entsorgungsmengen	Mg TR/a	-163.220	-70.632	0	233.851	
2 50% der bislang landw. verwerteten KS halten die Grenzwerte nicht ein (ab 2015 greift die DüMV 2012)	Mg TR/a	272.033	117.720	58.107	1.398.582		
	%	15	6	3	76		
	Veränderung der Entsorgungsmengen	Mg TR/a	-272.033	-117.720	0	389.752	

Im Vergleich zu den Klärschlammengen von 2012 würden 2015 bei Szenario 1 ca. 163.200 Mg TR/a und bei Szenario 2 ca. 270.000 Mg TR/a weniger in der Landwirtschaft verwertet werden. Die Mengen der thermischen Klärschlammverwertung steigen demnach um ca. 234.000 Mg TR/a (Szenario 1) bzw. um 390.000 Mg TR/a (Szenario 2).

In Tabelle 27 ist eine Variantenbetrachtung für die Mengen, die ab 2025 in eine Mono- und Mitverbrennung verbracht werden müssten, dargestellt. Unter der Annahme, dass mit Einführung des Verbots der bodenbezogenen Klärschlammverwertung eine P-Rückgewinnung noch nicht erfolgreich durchgeführt werden kann, müssten 90 % der Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt werden und die Mitverbrennung verliert ihre Rechtskonfor-

mität. Die Kläranlagen der Größenklasse 1 - 3 können ihren Klärschlamm weiterhin einer stofflichen Verwertung zuführen (ca. 10 %). Dies hätte zur Folge, dass bei heutigen zur Verfügung stehenden Monoverbrennungskapazitäten von ca. 611.300 Mg TR/a zusätzlich ca. 1,05 Mio. Mg TR/a geschaffen werden müssten. In der Mitverbrennung würden Kapazitäten in Höhe von ca. 681.500 Mg TR/a ungenutzt bleiben. Ausgehend davon, dass in Zukunft P-Rückgewinnungsverfahren auf den Kläranlagen implementiert werden und der Klärschlamm unter den geforderten Grenzwert abgereichert werden kann, könnten diese Klärschlämme einer Mitverbrennung angedient werden. Wenn 20 % (von 1,66 Mio. Mg TR/a) des Klärschlammes mitverbrannt werden sollten, müssten ca. 35 % der an eine Kläranlage der Größenklasse 5 angeschlossenen Einwohnerwerte mit einer P-Rückgewinnungsanlage ausgestattet werden. Ein Mitverbrennungsanteil von ca. 66 % entspricht etwa den heutigen Mitverbrennungsmengen und hätte zur Folge, dass ca. 485.500 Mg TR/a an Monoverbrennungskapazitäten geschaffen werden müssten und ca. 59 % des Klärschlammes der an eine Kläranlage der Größenklasse 5 angeschlossenen Einwohnerwerte mittels P-Rückgewinnungsverfahren behandelt werden müssen. Sollten in Zukunft keine Monoverbrennungsanlagen neu errichtet werden (ca. 37 % Verbrennungsanteil), müssten die Mitverbrennungskapazitäten um ca. 365.400 Mg TR/a ausgebaut werden und bspw. auf allen Kläranlagen der Größenklasse 5 und einem kleinen Anteil der Größenklasse 4 P-Rückgewinnungsverfahren errichtet werden.

Tabelle 27: Variantenbetrachtung zur Entwicklung der Mono- und Mitverbrennungskapazitäten für Deutschland ab 2025

Monoverbrennung		Mitverbrennung		Veränderung der erforderlichen Kapazitäten	
[%]	[Mg TR/a]	[%]	[Mg TR/a]	Monoverbrennung ^a	Mitverbrennung ^b
100	1.661.797	0	0	+ 1.050.497	- 681.500
80	1.329.438	20	332.359	+ 718.138	- 349.141
60	997.078	40	664.719	+ 385.778	- 16.781
40	664.719	60	997.078	- 53.419	+ 315.578

a: aktuelle Monoverbrennungskapazitäten: 611.300 Mg TR/a (Wiechmann et al. 2013), vorausgesetzt die Kapazitäten stehen den deutschen kommunalen Klärschlämmen zur Verfügung

b: aktuelle Mitverbrennungskapazitäten: 681.500 Mg TR/a (DWA 2012b)

Restliche 10 % des Klärschlammes entspricht dem Klärschlamm der GK 1- 3, die noch landwirtschaftlich verwertet werden dürfen

Eine Anzahl an benötigten Monoverbrennungsanlagen kann nicht pauschal genannt werden. Der Durchsatz der in Deutschland betriebenen Verbrennungsanlagen variiert zwischen rd. 1.500 und 95.000 Mg TR/a (Wiechmann et al. 2013). Die Situation der Monoverbrennung in den einzelnen Bundesländern ist in Kapitel 9.6 dargestellt.

Neben der Schaffung von Verbrennungskapazitäten müssen im Fall der Monoverbrennung ausreichend Lagerkapazitäten für die Klärschlammaschen geschaffen werden. Sollten P-Rückgewinnungsverfahren zur Verfügung stehen, könnte nach der Monoverbrennung aus der Asche Phosphor rückgewonnen werden und die P-abgereicherte Asche kann anschließend einem geeigneten Verwertungsweg zugeführt werden. Im Szenario 90 % Monoverbrennung müssten ca. 465.000 Mg TR/a Asche pro Jahr abgelagert werden. Weitere Informationen zur Ablagerung von Klärschlammaschen finden sich in Kapitel 10.

9.6 Zusätzliche Klärschlamm-mengen zur Monoverbrennung in den Bundesländern

Die in Kapitel 9.5 durchgeführte Mengenberechnung stellt die Situation für das gesamte Bundesgebiet dar. Die Auswirkungen der verschärften Grenzwerte durch das Greifen der DüMV (2012) können jedoch für jedes Bundesland unterschiedlich stark ausfallen. Bundesländer, die bereits heute ihren Klärschlamm überwiegend in Monoverbrennungsanlagen entsorgen, wie bspw. Hamburg, müssen sich entweder nur um eine anschließende P-Rückgewinnung, die Verwertung der Asche als Düngemittel oder eine Langzeitlagerung der Asche in Monokompartimenten befassen. Hingegen müssen Bundesländer wie Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Rheinland-Pfalz, die größtenteils ihre Klärschlämme landwirtschaftlich verwerten, neue Entsorgungswege in die thermische Behandlung schaffen (siehe Kapitel 0).

Im Folgenden ist für das Bundesland Niedersachsen dargestellt, wie sich die Entsorgungswege in Zukunft verändern könnten. Die Daten für die übrigen Bundesländer sind im Anhang (Tabelle 40) dargestellt. Das Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz kündigte an, dass Niedersachsen mittelfristig (in ca. fünf Jahren) aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung aussteigen möchte. Vor dem Hintergrund der Phosphorrückgewinnung soll der Klärschlamm zukünftig in Monoverbrennungsanlagen verbrannt und auf eine Mitverbrennung verzichtet werden. Im Jahr 2012 wurden in Niedersachsen ca. 13 % des Klärschlammes thermisch und der Rest stofflich verwertet.

Bei den Berechnungen wird für alle Bundesländer vereinfachend davon ausgegangen, dass die anfallenden Klärschlamm-mengen auch innerhalb des Bundeslandes verwertet werden. Existiert bspw. im betreffenden Bundesland keine Monoverbrennungsanlage, wird davon ausgegangen, dass die thermisch verwerteten Klärschlamm-mengen in der Mitverbrennung entsorgt werden, obwohl sie ggf. derzeit in einem anderen Bundesland einer Monoverbrennungsanlage angedient werden. Die Kapazitäten der Monoverbrennungsanlagen wurden Wiechmann et al. (2013) entnommen. Sofern explizite Angaben vorliegen, zu welchen Anteilen und in welcher Verbrennungsanlage die Klärschlämme monoverbrannt werden, wird dies in der Berechnung berücksichtigt (bspw. Bremen).

Niedersachsen verfügt über keine Monoverbrennungsanlage, so dass der gesamte thermisch entsorgte Klärschlamm der Mitverbrennung angerechnet wird. In Tabelle 28 sind die Berechnungsergebnisse für eine mögliche Veränderung der Entsorgungs- bzw. Verwertungswege dargestellt. Die bei der Verbrennung hinzukommenden Klärschlamm-mengen können keiner Verbrennungsart (Mono-, Mitverbrennung) zugeordnet werden. Die Verbrennungsmengen könnten sich ab 2015 von ca. 23.600 Mg TR/a auf ca. 65.500 Mg TR/a (Szenario 1) bzw. 93.400 Mg TR/a (Szenario 2) erhöhen. Mit dem gewollten Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung und dem Ansatz, diese Mengen einer Monoverbrennung zuzuführen, müssten ca. 163.100 Mg TR/a (Szenario 3) an Monoverbrennungskapazitäten geschaffen werden, wenn die sonstige Klärschlammverwertung bestehen bleibt.

Tabelle 28: Mögliche Entwicklung der Klärschlamm entsorgungsmengen ab 2015 für Niedersachsen

Szenario	Einheit	Verwertung			Thermische Entsorgung		
		Landwirtschaft	Landschaftsbau	Sonstige	Monoverbr.	Mitverbr.	Summe
Status quo (2012)	Mg TR/a	123.783	15.757	23.811		23.589	
	%	66	8	13		13	
1 30% der bislang landw. verwerteten KS halten die Grenzwerte nicht ein (ab 2015 greift die DüMV 2012)	Mg TR/a	86.648	11.030	23.811	65.451		
	%	46	6	13	35		
	Veränderung der Entsorgungsmengen	Mg TR/a	-37.135	-4.727	0	41.862	
2 50% der bislang landw. verwerteten KS halten die Grenzwerte nicht ein (ab 2015 greift die DüMV 2012)	Mg TR/a	61.892	7.879	23.811	93.359		
	%	33	4	13	50		
	Veränderung der Entsorgungsmengen	Mg TR/a	-61.892	-7.879	0	69.770	
3 Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung (- 2020)	Mg TR/a	0	0	23.811	163.129		
	%	0	0	13	87		
	Veränderung der Entsorgungsmengen	Mg TR/a	-123.783	-15.757		163.129	

Die durch die Reduzierung der landwirtschaftlichen Verwertung zusätzlich benötigten Verbrennungskapazitäten variieren zwischen den Bundesländern deutlich und befinden sich für Szenario 2 zwischen 5.800 und 69.800 Mg TR/a (Tabelle 40). Bundesländer, die nicht über Monoverbrennungsanlagen verfügen, sind: Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Schleswig-Holstein und Thüringen. Entsprechend sind dies auch Regionen, in denen neue Monoverbrennungsanlagen errichtet werden müssten. Hohe Kapazitäten müssten daneben noch in Bayern, Nordrhein-Westfalen und Hessen geschaffen werden. Eine Aufteilung der Verbrennungskapazitäten in Mono- und Mitverbrennung wird nicht vorgenommen, da beide Entsorgungswege auch 2015 noch zur Verfügung stehen. Welche Klärschlamm mengen nach einem Mitverbrennungsverbot der Monoverbrennung zugeführt werden müssen, kann ebenfalls nicht belastbar abgeschätzt werden, da dies maßgeblich von der Entwicklung und Wirtschaftlichkeit der P-Rückgewinnungsverfahren abhängt. Sollten P-Rückgewinnungsverfahren zur Verfügung stehen, könnten die Klärschlämme vom Phosphor angereichert werden und anschließend einer Mitverbrennung angedient werden. Stehen keine entsprechenden P-Rückgewinnungsverfahren zur Verfügung, bleibt der einzige Entsorgungsweg die Monoverbrennung. Eine Variantenbetrachtung hierzu ist für Deutschland in Tabelle 27 dargestellt. Technologien zur Klärschlammverbrennung bzw. -vergasung sind im Anhang in Kapitel 0 dargestellt.

10 Lagerung phosphorhaltiger Verbrennungsaschen

Im Rahmen des seitens des BMBF geförderten Projektes „Entwicklung eines Zwischenlagerungskonzepts für Klärschlammmonoverbrennungsaschen für Deutschland mit dem Ziel einer späteren Phosphorrückgewinnung – ZwiPhos (FKZ 033R101)“ wurden umfangreiche Betrachtungen zur Lagerung von Klärschlammaschen angestellt, die innerhalb dieses Kapitels dargestellt werden.

10.1 Rechtliche Grundlagen

Da Klärschlamm und Klärschlammasche häufig als Sekundärrohstoff bezeichnet werden und die Rechtsprechung in bestimmten Fällen auch Materialien wie etwa Schweinegülle als Nicht-Abfall anerkannt hat, stellt sich zunächst die Frage, ob es sich bei diesen Aschen um Abfall handelt und damit die rechtlichen Vorgaben für die Lagerung von Abfällen Anwendung finden.

Die Ergebnisse umfangreicher rechtlicher Prüfungen zeigen, dass Klärschlammaschen aufgrund der unbestimmten Lagerdauer und der noch nicht hinreichend konkretisierten Verwendung als Sekundärrohstoff weiterhin Abfall sind. Daher ist für die Beurteilung der Zulassung von Langzeitlagern das Abfallrecht zu Grunde zu legen und finden für die Konzipierung der Lager die Vorschriften der Deponieverordnung Anwendung.

Mit der im Mai 2013 in Kraft getretenen Novelle der Deponieverordnung wird eine Lagerung von Klärschlammmonoverbrennungsaschen in Langzeitlagern ermöglicht. Nach § 23 Abs. 6 Satz 1 DepV kann bei Aschen aus der Klärschlammmonoverbrennung, die nicht gemeinsam und ohne Vermischung mit anderen Abfällen zum Zwecke einer späteren Rückgewinnung des Phosphors in einem Langzeitlager gelagert werden, auf Antrag eine Ausnahme von der Nachweispflicht gemäß § 23 Abs. 1 Satz 2 DepV (Nachweis, dass die nachfolgende ordnungsgemäße und schadlose Verwertung oder gemeinwohlverträgliche Beseitigung gesichert ist) zugelassen werden. Diese Ausnahme ist zunächst auf maximal fünf Jahre zu befristen und kann befristet verlängert werden (§ 23 Abs. 6 Satz 2 DepV). Eine solche Ausnahme für eine Lagerung über den 30. Juni 2023 hinaus ist jedoch nicht zulässig (§ 23 Abs. 6 Satz 3 DepV). (DepV, 2013)

Mit der sich derzeit im Entwurf befindlichen Novellierung der AbfKlärV ist zu erwarten, dass die separate Langzeitlagerung für nicht P-abgereicherte Klärschlammaschen aus der Mono-verbrennung nach den gewährten Übergangsfristen verpflichtend wird.

10.2 Charakterisierung von Klärschlammaschen und Ableitung der Anforderungen an die Langzeitlagerung

Die Hauptkomponenten von Klärschlammaschen sind die Oxide von Silizium (SiO_2), Aluminium (Al_2O_3), Eisen (Fe_2O_3), Calcium (CaO) und Phosphor (P_2O_5). In Tabelle 29 sind Literaturdaten zu den Elementgehalten dargestellt, ergänzt durch die im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens „Monitoring von Klärschlammmonoverbrennungsaschen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zur Ermittlung ihrer Rohstoffrückgewinnungspotenziale und zur Erstellung von Referenzmaterial für die Überwachungsanalytik“ jüngst abgeschlossenen Untersuchungen der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Berlin.

Tabelle 29: Hauptelementgehalte von Klärschlammaschen

Element	Literaturdaten ^a			Untersuchungen BAM, 2014 ^b		
	Spannweite [Massen%]	Mittelwert [Massen%]	Anzahl Aschen [-]	Spannweite [Massen%]	Mittelwert [Massen%]	Anzahl Aschen [-]
Aluminium	3,1 – 10,6	7,0	11	0,7 – 20,2	5,2	252
Calcium	7,3 – 15,4	10,4	11	6,1 – 37,8	13,8	252
Eisen	1,5 – 17,4	9,2	26	1,8 – 20,3	9,9	252
Kalium	0,6 – 1,6	1,0	8	< 0,006 – 1,7	0,9	227
Magnesium	1 – 1,8	1,3	11	0,3 – 3,9	1,4	252
Natrium	0,4 – 2,9	1,0	7	0,2 – 2,6	0,7	252
Phosphor	2,8 – 11,0	6,5	26	1,5 – 13,1	7,3	252
Schwefel	0,8 – 1,2	1,0	3	0,3 – 6,9	1,5	252
Silizium	9,2 – 20,0	14,1	8	2,4 – 23,7	12,1	252
Titan	0,4 – 0,6	0,4	6	0,1 – 1,5	0,4	252

a: Quellen: Petzet und Cornel, 2011; LFU, 2010; Montag et al., 2010a; Kley et al., 2003

b: Quelle: Krüger und Adam, 2014

Im Rahmen der BAM-Untersuchungen wurden Monoverbrennungsanlagen beprobt, denen ausschließlich kommunale, kommunale und industrielle sowie ausschließlich industrielle Klärschlämme angedient werden. Es wird ersichtlich (Tabelle 30), dass die höchsten Phosphorgehalte mit im Mittel 9,0 % in den kommunalen Klärschlämmen enthalten sind. Die Klärschlammaschen, die durch einen industriellen Einfluss geprägt sind, weisen im Mittel einen Phosphorgehalt von 4,9 % auf, während die ausschließlich industriellen Klärschlammaschen mit 2,3 % einen vergleichsweise geringen Phosphorgehalt haben. Im Hinblick auf eine spätere Phosphorrückgewinnung aus den Klärschlammaschen scheinen die industriellen Klärschlämme durch den niedrigen Phosphorgehalt einerseits sowie die zu erwartenden höheren Schwermetallgehalte andererseits weniger geeignet als die Klärschlammaschen mit kommunalem Hintergrund.

Tabelle 30: Differenzierung der Phosphorkonzentrationen je nach Klärschlammherkunft, Untersuchungen von Krüger und Adam (2014)

Herkunft	Spannweite [Massen% P]	Mittelwert [Massen% P]
komm.	3,6 – 13,1	9,0
komm./ind.	2,8 – 7,5	4,9
ind.	1,5 – 3,8	2,3

Für die Lagerung von Abfällen in Langzeitlagern sind generell die Zuordnungswerte nach Anhang 3, Tabelle 2, der DepV maßgeblich. Es bestehen Zuordnungswerte für organische Parameter, Feststoffkriterien und Eluatkriterien, wobei differenziert wird nach Materialien, die als geologische Barriere, Deponie (und analog dazu Langzeitlager) sowie Rekultivierungsschicht Anwendung finden. Für die Langzeitlagerung nach DepV sind die Zuordnungswerte

für die Deponieklassen DK 0 bis DK III (entspr. Langzeitlagerklasse (LK) 0 bis LK III) relevant.

Die Analyseprotokolle der Verbrennungsanlagenbetreiber und die Ergebnisse weiterer Untersuchungen von Klärschlammaschen aus sechs der 20 primär kommunalen Klärschlamm verbrennenden Anlagen zeigen, dass die meisten Parameter die Zuordnungswerte nach Anhang 3, Tabelle 2, der DepV für eine LK 0 einhalten, jedoch bei jeder Asche einzelne Parameter Überschreitungen aufweisen. Die Parameter, die nahezu durchgängig die Zuordnungswerte für eine LK 0 nicht einhalten, sind Fluorid, Sulfat sowie der Gesamtgehalt an gelösten Feststoffen. Die Parameter, die häufig die Zuordnungswerte für eine LK I oder auch LK II nicht einhalten, sind Molybdän und Selen.

Für Klärschlammaschen, die in einem Lager der LK I bis LK III gelagert werden, sind die organischen Parameter und die Feststoffkriterien nicht relevant; entweder, weil keine Anforderungen für die LK bestehen, oder weil es sich bei dem untersuchten Material um Rückstände aus einem Hochtemperaturprozess handelt (und der Parameter dadurch nicht zur Anwendung kommt oder der Zuordnungswert grundsätzlich unterschritten wird). Letztendlich sind bezüglich der Zuordnungswerte nach DepV für LK I bis LK III lediglich die Eluatkriterien relevant.

Für die meisten Klärschlammaschen ist eine Lagerung in Langzeitlagern der Klasse II möglich, zumal die sich aus den Analysen ergebenden Abweichungen (in Form von Überschreitungen der Zuordnungswerte für eine LK II) ausnahmsweise zulässig sind, wenn der Nachweis geführt wird, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Lediglich bei einzelnen Klärschlammmonoverbrennungsaschen ist eine Lagerung in einem Langzeitlager der Klasse II ausgeschlossen.

Die Ergebnisse durchgeführter Schüttel- und Säulenversuche zeigten i.d.R. keine Auffälligkeiten hinsichtlich der Parameter nach Anhang 51 der AbwV. Lediglich im Eluat aus Aschen einer Anlage traten Chrom- und Chrom^{VI}-Konzentrationen auf, die die Grenzwerte übersteigen würden. Wird seitens des Verbrennungsanlagenbetreibers auf die Annahme solcher hoch belasteter Klärschlämme verzichtet, ist davon auszugehen, dass eine Einleitung des anfallenden Sicker- bzw. Oberflächenwassers ohne aufwendige Behandlung in einen Kanal oder ein Oberflächengewässer möglich ist.

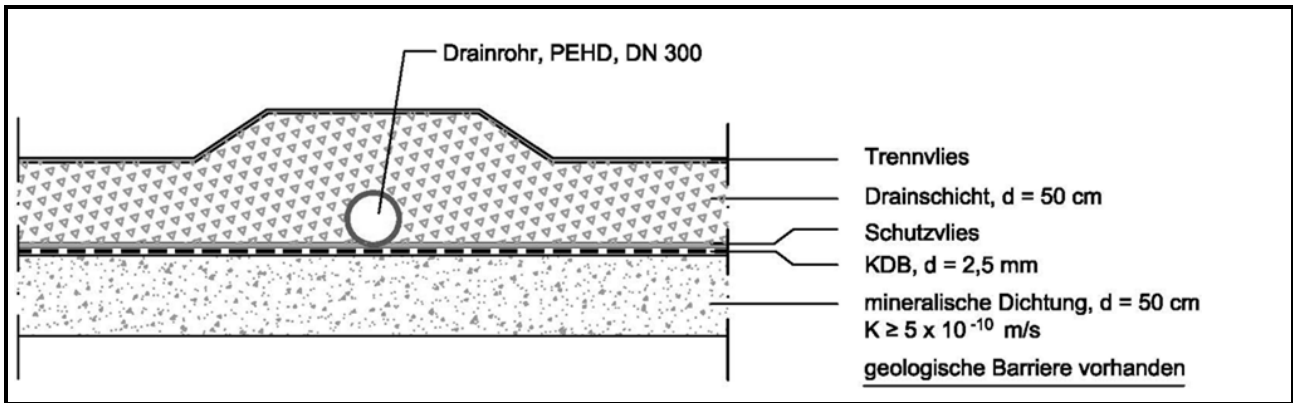
10.3 Technische Aspekte der Langzeitlagerung

Nach § 23 DepV gelten für die Errichtung von Langzeitlagern der Klasse 0-III die gleichen Anforderungen wie an die entsprechenden Deponien. Aufgrund der durchgeführten Untersuchungen zur Charakterisierung der Klärschlammaschen unter Berücksichtigung der Annahmekriterien nach § 6 DepV wird davon ausgegangen, dass für die Lagerung der meisten Aschen die technischen Anforderungen der LK II anzuwenden sind. Ergänzend wird im Folgenden für die jeweiligen Elemente auf die wesentlichen Abweichungen bei Zuordnung zur LK I bzw. LK III eingegangen.

10.3.1 Technische Ausbildung der Deponiebasis einschließlich Sickerwasserfassung und -behandlung

Für den Basisaufbau gelten bei LK II und LK III die gleichen technischen Anforderungen, die in ihren wesentlichen Komponenten in Abbildung 39 wiedergegeben werden.

Abbildung 39: Systemaufbau Basisabdichtung Langzeitlager LK II, LK III

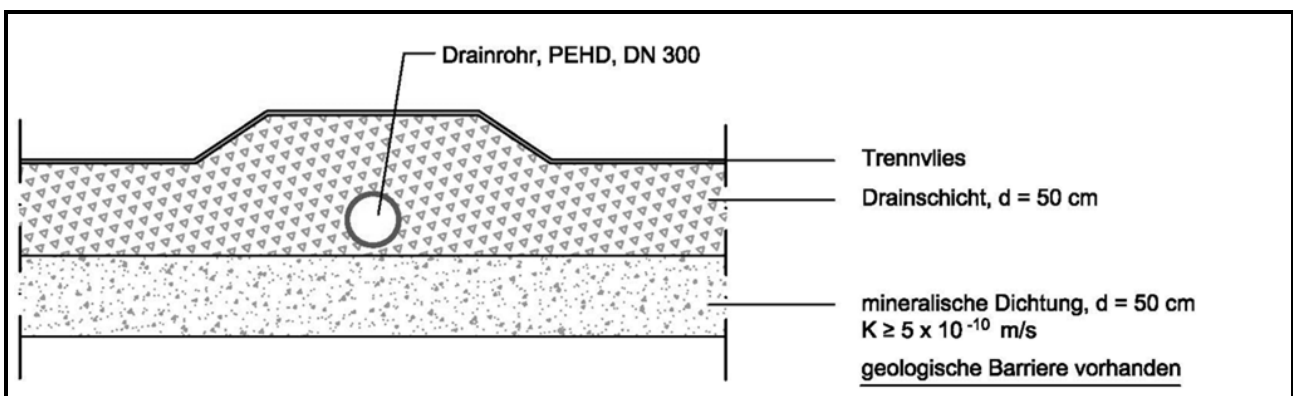


Dabei wird von einem ersten Abdichtungssystem als mineralische Dichtung ausgegangen, die von einer im Pressverbund aufliegenden Kunststoffdichtungsbahn (KDB) als zweite Abdichtungskomponente überlagert wird. Im konkreten Anwendungsfall sollten auch noch alternative Dichtungskomponenten geprüft werden. Das darüber liegende Dränsystem muss wegen der Kornverteilung der langzeitgelagerten Aschen durch ein Trennvlies abgegrenzt werden.

Bzgl. der LK II und LK III sind insbesondere die Anforderungen an die geologische Barriere zu unterscheiden. Während bei der LK II die Schichtdicke mindestens 1 m betragen muss, gilt für die LK III eine Mindestschichtdicke von 5 m.

Bei der LK I kann bei sonst gleichen Anforderungen wie bei der LK II die zweite Abdichtungskomponente (hier KDB) entfallen (Abbildung 40).

Abbildung 40: Systemaufbau Basisabdichtung Langzeitlager LK I



Aufgrund der zu erwartenden geringen Schadstoffkonzentrationen aus Sicker- und Oberflächenwasser des Langzeitlagers wird für die Einleitung in ein Oberflächengewässer lediglich eine Behandlung durch ein Absetzbecken empfohlen. Jedoch muss eine abschließende Absicherung der Einhaltung der Anforderungen an die Abwasserqualität im praktischen Betrieb der langzeitgelagerten Klärschlammaschen erfolgen.

10.3.2 Einbaukonzept und Maßnahmen bei der Anlieferung von Klärschlammaschen

Gestützt auf vorliegende Betriebserfahrungen mit der Lagerung von Steinkohleflugaschen (N.N., 2014) ist ein flächiger Einbau in schwach geneigten Deponiefeldern möglich und führt zu sicher befahrbaren Einbauflächen. Dies bestätigen auch die mehrjährigen Betriebserfahrungen der Monodeponierung von Klärschlammaschen auf der Deponie Elbisgraben (Schweiz).

Im Hinblick auf die Staubbelastung und eine verbesserte Einbaufähigkeit sollte eine Erhöhung des Wassergehaltes der Klärschlammaschen und Herstellung eines homogenen Einbaugutes durch Einstellung eines Einbauwassergehaltes in einem Zwangsmischer erfolgen. Durch die Wasserzufuhr vor Einbaubetrieb lassen sich auch evtl. Probleme einer Staubexplosion minimieren. Bei Steinkohleflugaschen hat sich ein Einbauwassergehalt von ca. 15 - 20 % bewährt. Dabei ließ sich die Asche nach Einbau in Schichtdicken von ca. 50 cm (herzustellen mit Planierdrape oder Radlader) in drei Übergängen mit einer Vibrationswalze von 6 t gut verdichten, so dass eine Einbaudichte von ca. 1,4 Mg/m³ sowie eine Befahrbarkeit und ein evtl. Oberflächenabfluss gewährleistet ist.

Die einzelnen Einbauflächen in Größe von ca. 1 ha sollten sowohl durch Randwälle als auch Zwischenwälle begrenzt werden. Dadurch können ungeordnete seitliche Wasserabflüsse mit entsprechenden Erosionsrinnen verhindert werden. Vor den Zwischenwällen bilden sich bei Starkregenereignissen Rückhalte von Oberflächenwasser, die später versickern und verdunsten.

Die Oberfläche der Einbaufelder trocknet aus. Dies kann auch nach Frostperioden der schon gehärteten Oberfläche eintreten. Damit dann eine Staubbildung verhindert wird, muss eine Beregnung durch Großflächenregner oder aber durch Befahrung mit Wasserwagen (-anhänger) mit Beregnungseinrichtung erfolgen.

Erfolgt eine Anlieferung zum Langzeitlagerstandort über Förderbänder oder Rohrleitungen, so kann die Beschickung über einen Zwischenspeicher mit einem Schlepper mit entsprechendem Großraumanhänger erfolgen. Bei Anlieferung mit Straßenfahrzeugen müssen Abkippsstraßen in der Form ausgebildet werden, dass sie auch bei Starkregen nicht verschlammen. Dies kann durch fortlaufenden Vorbau in ausreichender Höhenlage in Verbindung mit der eintretenden Verfestigung sichergestellt werden. Ob dann noch eine Reifenreinigung erforderlich wird, lässt sich nicht von vorn herein beantworten.

Als Alternative wird vorgeschlagen, eine Abkipfstelle mit einer 1 – 2 m hohen Abwurfkante zu schaffen, wobei die Anfahrbereiche zu befestigen sind. Von hier aus können dann eine Verteilung der Asche und ein flächiger Einbau mit einem großvolumigem Radlader erfolgen, der auf den verdichteten Flächen sicher fahren kann.

10.4 Alternativen zur Deponierung bzw. Langzeitlagerung

Hinsichtlich der rückholbaren Lagerung von Klärschlammaschen aus Monoverbrennungsanlagen stellt sich die Frage, ob auch eine Lagerung in leerstehenden Hallen von bspw. Industriegebieten oder verlassenen Kasernen möglich ist. Grundsätzlich wären ungenutzte Hallen eine interessante Option für die Lagerung, da sie i.d.R. über eine gute Verkehrsanbindung und große Lagerkapazitäten verfügen und eine witterungsgeschützte Lagerung des Materials ermöglichen würden. Mehrere Aspekte führen jedoch zu der Einschätzung, dass solche Lagerhallen nicht in Frage kommen können. Dies liegt zum einen in der Tatsache begründet, dass die Klärschlammaschen in einem geschlossenen System gelagert werden müssten (es wird

davon ausgegangen, dass die Aschen trocken gelagert würden, daher müsste eine potenzielle Staubentwicklung verhindert werden). Als mögliche Option hierfür wäre prinzipiell die Lagerung in Big-Bags als wirtschaftliche Option denkbar. Hierzu wurden Untersuchungen in der Schweiz durchgeführt, wobei die Klärschlammaschen trocken in Big-Bags verfüllt und anschließend auf Kipplastern zur Deponie Elbisgraben (Schweiz) transportiert wurden. Es zeigte sich, dass die Big-Bags schnell reißen, weshalb die stapelbare Anzahl an Big-Bags auf zwei bis drei Stück begrenzt ist um ein Reißen der unteren zu vermeiden. Dadurch ergibt sich ein hoher Flächenverbrauch bei geringem Lagervolumen sowohl auf der Verbrennungsanlage sowie in einer potenziellen Lagerhalle. Eine Lagerung von Klärschlammaschen in Big-Bags scheint daher ungeeignet zu sein. Wesentlicher ist jedoch die Tatsache, dass aufgrund der Abfalleigenschaft des Materials die mehrjährige Lagerung gemäß den Anforderungen nach DepV erfolgen muss. Eine Lagerhalle erfüllt diese keinesfalls; entsprechende Standorte könnten daher bestenfalls als potenzielle Standorte für ein zu errichtendes Langzeitlager nach DepV angesehen werden; der Vorteil vorhandener Bausubstanz ergibt sich daher also nicht für die Lagerung der Aschen selbst. Eventuelle Standortvorteile (vor allem bezüglich leerstehender Kasernen) aufgrund des Vorhandenseins von Sozialgebäuden sowie der infrastrukturellen Anbindung werden nur teilweise anzurechnen sein, da diese Einrichtungen oftmals in einem schlechten Zustand und daher sanierungsbedürftig sind. Durch die im Rahmen der Novelle der DepV geschaffene Möglichkeit der Langzeitlagerung von Klärschlammaschen aus der Monoverbrennung könnten die Standorte generell für die Lagerung von Klärschlammaschen genehmigungsfähig sein (einfachere Genehmigung von Langzeitlagern als von Deponien). In der Praxis werden aber Interessenskonflikte auftreten (bspw. Nutzung eines Standortes einer ehemaligen Kaserne als Naherholungs-/ Naturschutzgebiet oder Gewerbepark). Da unklar ist, wann eine Andienung langzeitgelagerter Aschen an eine Anlage zur Phosphorrückgewinnung erfolgen wird, sollte die Lagerung an einem Standort erfolgen, für den innerhalb der nächsten Dekaden keine andere Nutzung als die (Ab-)lagerung von Abfällen denkbar ist. Bestenfalls erfolgt die Lagerung an Standorten, an denen die Option einer Planänderungsgenehmigung von einem Langzeitlager zu einer ordentlich abschließbaren Deponie denkbar ist, falls eine Rückholung der Aschen nicht in absehbarem Zeitraum erfolgt.

10.5 Wirtschaftliche Aufwendungen der Langzeitlagerung

Nachfolgend werden die Kosten für Errichtung und Betrieb eines Langzeitlagers für Klärschlammaschen dargestellt. Es werden folgende Kostenkomponenten berücksichtigt:

- ▶ Investitionen Basisausbau Langzeitlager für LK I, LK II und LK III
- ▶ Investitionen Eingangsbereich
- ▶ Investitionen Temporäre Oberflächenabdichtung nach Vollenfüllung des Langzeitlagers
- ▶ Sonstige Investitionen/ Jahreskosten zum Betrieb des Langzeitlagers
- ▶ Stilllegungskosten nach Abschluss der Ascheeinlagerung bis zum Zeitpunkt Ascheausbau zur Verwertung

Kosten eines möglichen Rückbaus des Langzeitlagers nach Ausbau der Klärschlammaschen zur weiteren Phosphorrückgewinnung und abschließende Rekultivierung der Fläche sind nicht angesetzt worden. Es wird eine weitere Nutzung des Langzeitlagers vorausgesetzt. Es werden generell Kosten ohne Berücksichtigung der gesetzlichen Mehrwertsteuer ausgewiesen. Kostenstand ist das Jahr 2014. Preissteigerungen werden nicht berücksichtigt und sind im Rahmen einer standortspezifischen Einzelkalkulation zusätzlich anzusetzen.

10.5.1 Investitionen Basisausbau Langzeitlager

Der Basisausbau des Langzeitlagers wird auf Grundlage der Deponieverordnung (Anforderungen an ein Langzeitlager) festgelegt. Hierzu werden spezifische Kosten, bezogen auf den Quadratmeter Basisfläche, für die verschiedenen Klassen (LK II/III und LK I) ermittelt.

Bei den Kostenangaben wird vorausgesetzt, dass die geologische Barriere den gesetzlichen Anforderungen entsprechend am Standort vorhanden ist. Alternativ sind hierfür zusätzliche Kosten zur Herstellung einer entsprechenden technischen Barriere anzusetzen. Entsprechend den Anforderungen der Deponieverordnung bestehen im Aufbau der Basisabdichtung der Klassen LK II und III (Abbildung 39) keine Unterschiede. Zu berücksichtigen sind hier die unterschiedlichen Anforderungen an die geologische Barriere. Generell wird im Rahmen dieser Kostenbetrachtungen eine mineralische Dichtungsschicht als erste Dichtungskomponente berücksichtigt. Im konkreten Anwendungsfall können alternative Dichtungskomponenten (z. B. Einsatz von geosynthetischen Tondichtungsbahnen, Deponieasphalt, etc.) eingesetzt werden.

Grundstückskosten sowie mögliche Finanzierungsaufwendungen werden nicht eingerechnet.

Tabelle 31 und Tabelle 32 zeigen die erforderlichen Investitionen bezogen auf den m² Basisausbau.

Tabelle 31: Investitionskosten (netto) Basisausbau LK II/III

Leistungspositionen	€/m ² Basisfläche
Abdichtungssystem: Mineralische Dichtungsschicht (d = 0,50 m), Kunststoffdichtungsbahn (d = 2,5 mm), Schutzvlies	62
Sickerwasserfassung: Sickerwasserdränschicht (d = 0,50 m), Dränageleitungen (DN = 300 mm), Schachtbauwerke, Trennvlies, Absetzbecken	30
Deponieumfahrung, Oberflächenwasserfassung, Umzäunung	15
Baustelleneinrichtung, Ingenieurkosten	25
Gesamt	132

Tabelle 32: Investitionskosten (netto) Basisausbau LK I

Leistungspositionen	€/m ² Basisfläche
Abdichtungssystem: Mineralische Dichtungsschicht (d = 0,50 m)	30
Sickerwasserfassung: Sickerwasserdränschicht (d = 0,50 m), Dränageleitungen (DN = 300 mm), Schachtbauwerke, Trennvlies, Absetzbecken	30
Deponieumfahrung, Oberflächenwasserfassung, Umzäunung	15
Baustelleneinrichtung, Ingenieurkosten	15
Gesamt	90

10.5.2 Investitionen Eingangsbereich Langzeitlager

An Standorten ohne vorhandene Infrastruktur kann es erforderlich werden, einen zentralen Eingangsbereich neu zu errichten. Hierfür werden die erforderlichen Investitionen, differenziert nach den verschiedenen Einrichtungen, ermittelt. Die entsprechenden Kosten sind in Tabelle 33 dargestellt.

Tabelle 33: Investitionskosten (netto) Eingangsbereich Langzeitlager

Leistungspositionen	€
Befestigte Flächen (ca. 2.500 m ²) incl. Ver-/Entsorgungseinrichtungen	250.000
Sozial-/Eingangsbäude (Containerbauweise)	40.000
Umschlagplatz für Ascheanlieferung	30.000
Betriebshalle	150.000
Waagebereich	30.000
Baustelleneinrichtung, Ingenieurkosten	100.000

10.5.3 Investitionen temporäre Oberflächenabdichtung Langzeitlager

Nach Vollfüllung des Langzeitlagers wird zur Minimierung von Oberflächenabfluss und Sickerwasseranfall sowie zur Minimierung von Staubemissionen aus dem verfüllten Langzeitlager eine temporäre Oberflächenabdichtung empfohlen. Als wirtschaftlichste Lösung wird hierfür eine lagenweise eingebaute mineralische Zwischenabdeckung kalkuliert, die durch den vor Ort vorhandenen Einbaubetrieb realisiert werden kann. Als zusätzliche Erosionssicherung wird das Einbringen einer Grasansaat empfohlen, die kalkulatorisch berücksichtigt wurde. Tabelle 34 zeigt die angesetzten Kosten.

Tabelle 34: Investitionskosten (netto) temporäre Oberflächenabdichtung Langzeitlager

Leistungspositionen	€/m ²
Temporäre Oberflächenabdeckung: Mineralische Abdeckung (d = 0,5-1,0 m), Graseinsaat, incl. Baustelleneinrichtung, Ingenieurkosten	15

10.5.4 Sonstige Investitionen/Jahreskosten Einbaubetrieb

Im Folgenden werden die verschiedenen Kostenkomponenten, die für den laufenden Einbaubetrieb relevant sind, dargestellt. Beim gewählten Ansatz der Kosten des Einbaubetriebes wird vorausgesetzt, dass sämtliche Geräte und technischen Einrichtungen gekauft werden und somit die vollständigen Investitionen in die Berechnungen einfließen. In der Praxis ist alternativ der Einsatz von Mietgeräten hinsichtlich wirtschaftlich optimierter Lösungen, insbesondere für die erforderlichen Mobilgeräte in Abhängigkeit der jährlichen Einbaumengen und Einsatzdauern, zu prüfen. Neben den Aufwendungen für technische Einrichtungen und deren Betrieb sind allgemeine jährliche Überwachungs- und Erhaltungsaufwendungen Bestandteil dieser Kostengruppe. Im Einzelnen werden hierzu folgende Kosten berücksichtigt:

- ▶ Grundwasser-/Oberflächenwasseranalytik, Sickerwasseranalytik
- ▶ Wartung/Unterhaltung Sickerwasserfassungssystem
- ▶ Pflegemaßnahmen Oberflächenentwässerung
- ▶ Jährliche Vermessungsaufwendungen
- ▶ Allgemeine technische jährliche Kontrolle der Gesamtanlage
- ▶ Verwaltungs-/Dokumentationsaufwand

Diese Maßnahmen werden auch nach Abschluss der Einlagerungsphase (Zeitpunkt der Vollfüllung des Langzeitlagers) bis zum Zeitpunkt des Ausbaus der Klärschlammaschen aus dem Langzeitlager bestehen bleiben. Für einen angenommenen Zeitraum von zehn Jahren werden hierfür Rückstellungswerte (Linearer Berechnungsansatz) berücksichtigt. Mögliche Einleitungsgebühren für anfallende, abzuleitende Abwässer sind standortspezifisch stark schwankend und wurden daher nicht bewertet. Kosten des Ausbaus der Aschen sind nicht Bestandteil der nachfolgend dargestellten Kosten (Tabelle 35).

Tabelle 35: Investitionskosten / Jahreskosten (netto) Betrieb Langzeitlager

Leistungspositionen	€	Spezifische Betriebskosten
Mischanlage zur Aschebefeuchtung	35.000	9.800 €/a
Beregnungsanlage (ohne Ansatz von Wasserkosten)	45.000	12.300 €/a
Einbaugerät (Radlader) ^{a)}	180.000	70.000 €/a
Verdichtungsgerät, Glattmantelwalze ^{a)}	180.000	70.000 €/a
Personal (24 PM/a) ^{a)}	-	120.000 €/a
Wasseranalytik, Wartung Sickerwasserfassung, Wartung Oberflächenentwässerung, Dokumentation, jährliche technische Überwachung der Anlage	-	20.000 €/a
Betriebskosten Eingangsbereich	-	5.000 €/a
Verwaltungskosten	-	10.000 €/a
Rückstellungen für Wartung, Überwachung, technische Kontrolle, Zeitraum: Vollfüllung des Langzeitlagers bis Ascheausbau (spezifische Kosten je m ³ Asche)	-	2 €/m ³

a: berechnet für 15.000 Mg Asche/a - Einbaumenge

Die beispielhaft abgeschätzten Kosten der Errichtung und des Betriebes von Langzeitlagern für Klärschlammaschen betragen für ein Langzeitlager mit einer Basisfläche von 25.000 m² zur Einlagerung von 15.000 Mg Asche/a über einen Verfüllungszeitraum von 18 Jahren 37 €/Mg Asche (LK I) bzw. 42 €/Mg Asche (LK II). Bei einem mittleren Phosphorgehalt von 9 % (vgl. Kapitel 10.2) betragen die spezifischen Kosten für die Lagerung 0,41 €/kg P respektive 0,47 €/kg P. Für ein größeres Lager von 45.000 m² Basisfläche zur Lagerung von 50.000 Mg Asche/a über einen Verfüllungszeitraum von 15 Jahren ergeben sich Kosten von 19 €/Mg (LK I) bzw. 22 €/Mg (LK II), entsprechend 0,21 €/kg P respektive 0,24 €/kg P. Dabei wurden Kosten für die Errichtung der Basisabdichtung, Oberflächenabdeckung sowie eines separaten Eingangsbereiches mit vorgeschalteter Aschebefeuchtung berücksichtigt. Für den Einbaubetrieb wurden im Wesentlichen Kosten für Personal, Einbaugeräte und Überwachung kalkuliert.

10.6 Umsetzungsbeispiel am Standort Bottrop

Da sich der wirtschaftliche Betrieb größerer Langzeitlager i.d.R. einfacher darstellen lässt, als der Betrieb eines kleinen Lagers, wird für die anfallenden Aschen aus einer Monoverbrennungsanlage meist eine gemeinsame Lagerung mit Aschen aus anderen Verbrennungsanlagen anzustreben sein.

Für ein kleines Lager (gleichzeitig als Mindestgröße für ein Langzeitlager empfohlen) am Standort der Verbrennungsanlage Bottrop wurden die Kosten für die Langzeitlagerung von Klärschlammaschen ermittelt. Die dort anfallenden Aschen würden in einem Verfüllungszeitraum von 15 Jahren ein Lager von 200.000 m³ ausfüllen. Es wird davon ausgegangen, dass die geologische Barriere am Standort vorhanden ist; demnach kann das Beispiel analog auf Standorte anderer Verbrennungsanlagen übertragen werden, an denen Aschen anfallen, die innerhalb eines Langzeitlagers der LK II oder LK III zu lagern wären. Falls die geologische Barriere am Standort nicht vorhanden ist, muss diese entsprechend der Anforderungen gemäß DepV in die Kostenbetrachtung mit einbezogen werden.

10.6.1 Beschreibung des Standortes

Die Emschergenossenschaft betreibt am Standort Bottrop eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 1.340.000 Einwohnerwerten. Außerdem befindet sich an dem Standort eine Zentrale Schlammbehandlungsanlage sowie eine 2-straßige Klärschlammverbrennungsanlage, in der jährlich ca. 100.000 Mg entwässerter Klärschlamm verbrannt werden. Bei der Verbrennung fallen jährlich etwa 16.000 Mg Asche an. Zum Standort gehören auch einige alte Schlammbecken, die jeweils eine Fläche von rund 4 ha aufweisen. Ein Becken ist inzwischen vom alten Klärschlamm geräumt und könnte für die Langzeitlagerung der Klärschlammaschen ausgestattet werden.

Modellhaft wurden die Kosten für die Langzeitlagerung in einem dieser Becken ermittelt. Dabei wurde von folgenden Randbedingungen ausgegangen:

- ▶ Langzeitlager der LK II/III (geologische Barriere vorhanden)
- ▶ Fläche des Langzeitlagers: 26.000 m²
- ▶ Volumen des Langzeitlagers: 200.000 m³
- ▶ vorgesehene Laufzeit: 15 Jahre
- ▶ jährliche Einbaumenge der Aschen: 13.300 m³
- ▶ Jahre Bauzeit, 15 Jahre Betrieb, Oberflächenabdichtung im Jahr 18
- ▶ Reinvestitionsmaßnahmen Maschinenteknik im Betriebsjahr 8

Die Kostenermittlung für den Basisausbau LK II/III, die Investitionskosten für den Eingangsbereich sowie die temporäre Oberflächenabdichtung erfolgte im Wesentlichen gemäß den Ausführungen in Kapitel 10.5. Einige Positionen (Sozial-/Eingangsgebäude, Betriebshalle, Waagebereich) können jedoch entfallen, da sie bereits am Standort vorhanden sind und mitgenutzt werden können.

Abweichend zu den in Kapitel 10.5 dargestellten Kosten für den Betrieb des Langzeitlagers wurden die Kosten für das mobile Gerät (LKW, Radlader und Glattmantelwalze) als Leasingmodell angesetzt. Inkludiert sind der Fahrer, Diesel, Wartungs- und Instandhaltungskosten sowie anfallende Reparaturen.

In der Wartung und Instandhaltung werden die Misch- bzw. Befeuchtungsanlage und die Beregnungsanlage mit 10 % der Investition veranschlagt, da beide Systeme durch den direkten Kontakt mit den Aschen stark beansprucht werden. Die Wartungskosten für das mobile Gerät sind im Leasingatz enthalten. Weitere Wartungs- und Instandhaltungsmaßnahmen werden

für die Sickerwasser- und Oberflächenentwässerung erwartet und mit einem geringeren Satz von 1 % der Investition beziffert.

Weitere Verbrauchsmittel, wie Brauchwasser und Strom, Kosten für Analytik und Dokumentation sowie Verwaltungskosten sind in den Betriebskosten mit kalkuliert. Evtl. anfallendes Oberflächen- und Sickerwasser wird kostenneutral der Kläranlage Bottrop zugeleitet.

10.6.2 Ermittlungen der Projektkostenbarwerte und der mittleren Jahreskosten

Grundsätzlich wurden der Projektkostenbarwert mit einem Zinssatz von 3 % und einer Steigerungsrate von 0 % berechnet. Variationen hierzu finden sich in der Sensitivitätsanalyse.

Die Summe der Investitionen im Jahr 1 beträgt 3.458.000 €, dazu kommen die Reinvestitionen im Bereich Maschinenteknik im Jahr 10 (dies entspricht dem Betriebsjahr 8) sowie der Bau der Oberflächenabdichtung im Jahr 18, also nach Verfüllung des zur Verfügung stehenden Volumens. Die Betriebskosten pro Jahr betragen 274.614 €. Zusammengenommen ergibt dies einen Projektkostenbarwert von 7.024.941 €; die Jahreskosten liegen dementsprechend bei 588.455 €. Tabelle 36 gibt einen Überblick über die Diskontierung der einmaligen und jährlichen Kosten.

Tabelle 36: Projektkostenbarwert und Jahreskosten für das Langzeitlager am Standort Bottrop

Diskontierung	Zeitpunkt [a]	Faktor	Kosten in 1 Jahr [€]	Diskontierte Kosten [€]
Für einmalige Kosten				
Summe Erstinvestition	1			3.458.000,00
Mischanlagen zur Aschebefeuchtung	10	0,74	35.000,00	26.043,29
Beregnungsanlage	10	0,74	45.000,00	33.484,23
Oberflächenabdichtung	18	0,59	390.000,00	229.083,90
Für jährliche Kostenreihen				
Betriebskosten		11,94	274.614,47	3.278.329,77
Projektkostenbarwert				7.024.941,18
Jahreskosten				588.455,30

Die Kosten je Tonne Klärschlammasche betragen demnach etwa 37 €/Mg Asche. Bei einem derzeitigen Phosphorgehalt von im Mittel 4,9 % der Aschen der Klärschlammverbrennungsanlage Bottrop betragen die spezifischen Lagerkosten bezogen auf den Phosphorgehalt rund 0,75 €/kg P. Der Standort Bottrop profitiert von bereits vorhandener Infrastruktur, wie z.B. Eingangs- und Waagenbereich.

10.7 Rückbau der Klärschlammaschen

Es wird davon ausgegangen, dass i.d.R. eine weitere Nutzung des geleerten Langzeitlagers erfolgt. Das rückgebaute Material der temporären Oberflächenabdeckung kann ggf. zwischengelagert werden und erneut als Oberflächenabdichtung Verwendung finden. Der Rückbau der Aschen wird aufgrund des erfolgten Abbindens der gelagerten Aschen unter Einsatz von schwerem Gerät erfolgen müssen. Nach Aufreißen des gelagerten Materials durch eine Planierraupe mit Reißzähnen oder starke Hydraulikbagger müsste eine Verladung möglich sein. Um hierzu weitergehende Erkenntnisse zu erhalten, sollten vor einer abschließenden Reali-

sierung der Langzeitlagerung entsprechende weiterführende Untersuchungen an bereits bestehenden Monokompartimenten, innerhalb derer die separate Lagerung bereits über einen längeren Zeitraum (> 10 Jahre) erfolgt (bspw. Deponie Elbisgraben, Schweiz), durchgeführt werden. Aufgrund der separaten Langzeitlagerung der Klärschlammaschen entfallen beim Rückbau Kosten für eine Sortierung des ausgebauten Abfalls, wie sie bei dem Rückbau einer Deponie von Klärschlammaschen, die gemischt mit anderen Abfallarten (ab-)gelagert wurden, anfallen würden. Wegen des Feuchtegehalts der aus dem Langzeitlager ausgekofferten Aschen und des bruchstückhaften Vorliegens der Aschen wird ein Transport zu einer Phosphorrückgewinnungsanlage nach derzeitiger Einschätzung nicht in Silofahrzeugen, sondern durch bspw. Containerfahrzeuge erfolgen. Eine erneute Anfeuchtung des Materials in der Höhe, wie dies beim Einbau der Aschen erfolgt, wird nicht nötig sein, jedoch ist nicht auszuschließen, dass vor allem in trockenen Perioden eine Befeuchtung durch den Einsatz von Bewässerungsanlagen im Ausbaubetrieb erfolgen muss um Staubemissionen zu vermeiden. Die ggf. weitergehende mechanische Aufbereitung des Materials zum Erlangen einer Korngröße, die für die Andienung an ein Verfahren zur Phosphorrückgewinnung nötig ist, könnte in den Zuständigkeitsbereich des Betreibers der Phosphorrückgewinnungsanlage fallen und ist daher kostenmäßig nicht zwingend dem Rückbau der Aschen zuzuschreiben.

Eine Kostenbetrachtung des Rückbaus langzeitgelagerter Aschen kann derzeit nicht sinnvoll erfolgen. Dies liegt darin begründet, dass mehrere wesentliche Faktoren, die in die Kosten einfließen werden, nicht abschätzbar sind. So ist bspw. unklar, wie hoch die Kapazitäten zukünftig bestehender Phosphorrückgewinnungsanlagen sein werden – wodurch nicht sicher abgeschätzt werden kann, über welchen Zeitraum (und auch zu welchem Zeitpunkt) der Austrag der Aschen aus dem Langzeitlagers erfolgen wird; bspw. Reinvestitionskosten für Maschinenteknik können daher nicht ausgeschlossen werden. Ebenso sind die Standorte der Anlagen zur Phosphorrückgewinnung unklar, weshalb die Transportkosten nicht abgeschätzt werden können. Für den Rückbau der Aschen selbst wird davon ausgegangen, dass Kosten angesetzt werden können, die im Bereich der Kosten für Baugrubenaushub bei schwierigem Baugrund liegen.

11 Phosphorrückgewinnung aus vorhanden Klärschlammlagern / Deponien

11.1 Entwicklung der Klärschlammmengen, -entsorgungswege und Phosphorkonzentrationen

Durch das Voranschreiten der Eutrophierung in Seen und Flüssen trat Mitte der 80er Jahre die Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln in Kraft (Phosphathöchstmengenverordnung, PHöchstMengV). Ein Großteil, ca. 70 % der Phosphorfracht in den Gewässern, war auf die Einleitung von Abwasser zurückzuführen (Fuchs et al. 2010). Der prozentuale Anteil von Phosphor im Zulauf der Kläranlagen von Wasch- und Reinigungsmitteln betrug ca. 60 % und der Rest kam aus den menschlichen Ausscheidungen (Metzner 2006). Neben dem Inkrafttreten der PHöchstMengV zur Reduzierung der P-Frachten in den Gewässern, wurden zunehmend mehr Kläranlagen mit Phosphoreliminationsverfahren ausgestattet. Durch eine mechanisch-biologische Abwasserreinigung wurde ca. 20 – 30 % des Phosphors durch Inkorporation in die Biomasse aus dem Abwasser entfernt und in den Klärschlamm überführt.

Die PHöchstMengV führte zwar zu einer Reduzierung der P-Fracht im Zulauf der Kläranlage und somit auch zu geringeren P-Konzentrationen im Klärschlamm, andererseits wurde durch die Implementierung von P-Eliminationsverfahren, insbesondere auf den Kläranlagengrößenklassen 4 und 5, zunehmend mehr Phosphor in den Klärschlamm überführt. In der Literatur werden P-Konzentrationen im Klärschlamm von 10,4 bzw. 14,8 g P/kg TR für Ende der 70er Jahre angegeben. Der durchschnittliche P-Gehalt in landwirtschaftlich verwertetem Klärschlamm beträgt heute ca. 24 g P/kg TR (BMUB 2014). Im Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2009 ist die Phosphorfracht im Zulauf der Kläranlagen mit 65.897 Mg P/a angegeben. Der Wirkungsgrad der P-Elimination wird im Durchschnitt über alle Kläranlagengrößen mit ca. 91 % (DWA 2012a) angegeben. Basierend auf den Klärschlammmengen von 2009 ergibt sich eine durchschnittliche Phosphorkonzentration in den Klärschlämmen von rd. 30 g P/kg TR.

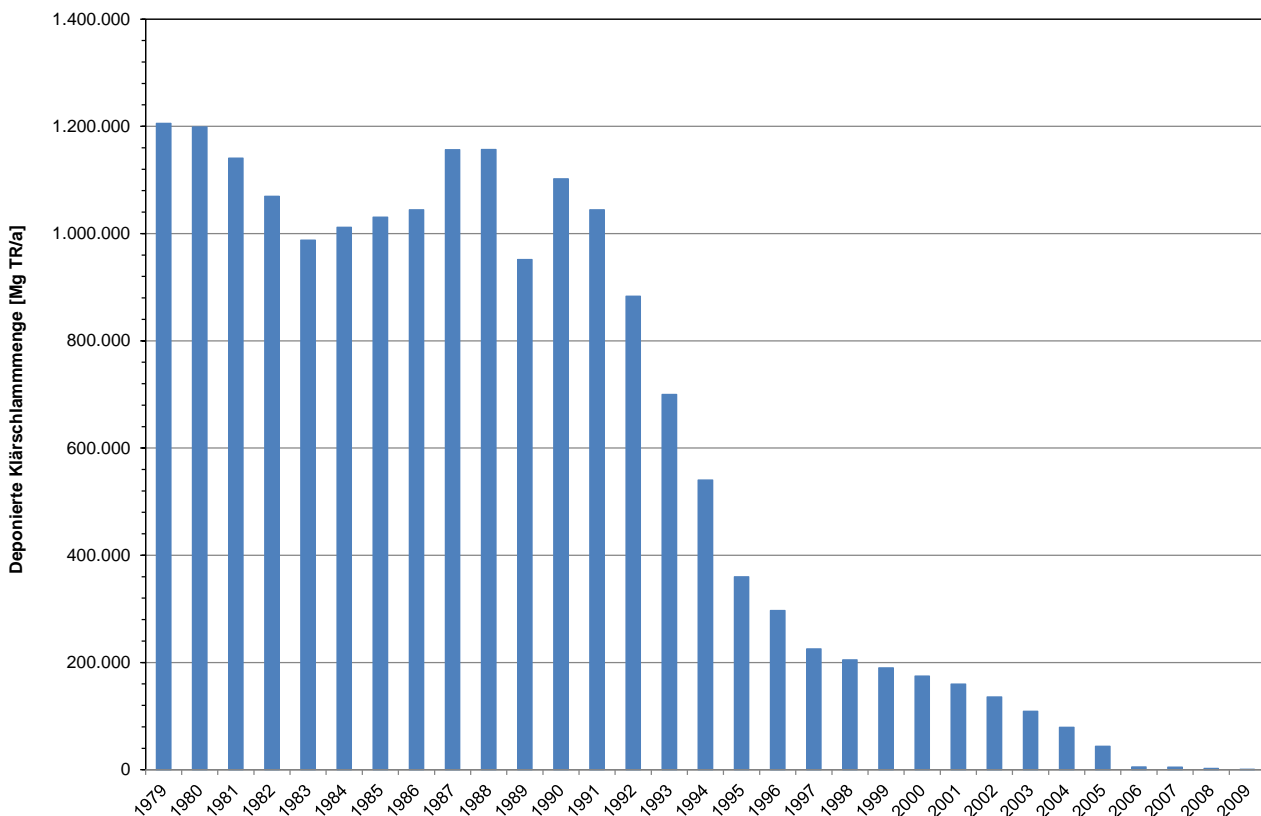
Für die Berechnung der in Klärschlamm- und Klärschlammaschelagern und Deponien abgelagerten Phosphormengen wurden anhand einer Literaturrecherche:

- ▶ die P-Konzentrationen im Klärschlamm
- ▶ angefallene Klärschlammmengen sowie
- ▶ die Klärschlammentsorgungswege

von 1979 bis 2012 recherchiert und ausgewertet. Insgesamt fielen während dieser 33 Jahre rund 72,57 Mio. Mg TR Klärschlämme an, von denen ca. 18,22 Mio. Mg TR (31 %) deponiert wurden (siehe Abbildung 41). Aufgrund der 1993 verabschiedeten TA Siedlungsabfall (Technischen Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen; TAsi), die eine Deponierung von Siedlungsabfällen (DK II) mit einem Glühverlust von > 5 % ab 2005 ausschloss, verringerten sich die deponierten Klärschlammmengen deutlich von ca. 55 % in 1979 über ca. 10 % Mitte der 90er Jahre bis auf 4 % in 2004. Ab 2006 betrug die deponierte Klärschlammmenge unter einem Prozent und seit 2010 wird in Deutschland kein Klärschlamm mehr deponiert.

Lagen für die Berechnung der abgelagerten Klärschlammmengen für die einzelne Jahre keine Angaben zu den Klärschlammmengen sowie –entsorgungswegen vor, wurden die fehlenden Werte durch Interpolation ergänzt.

Abbildung 41: Deponierte Klärschlammengen von 1979 bis 2009 in Deutschland



Datenquellen: Dambroth und Bassam 1984, Siekmann 1986, Köhlhoff 1996, Lindner 1996, Thomé-Kozmiensky 1998, Thomé-Kozmiensky 2001, Destatis 2006, Destatis 2009, Destatis 2013b, Destatis 2014

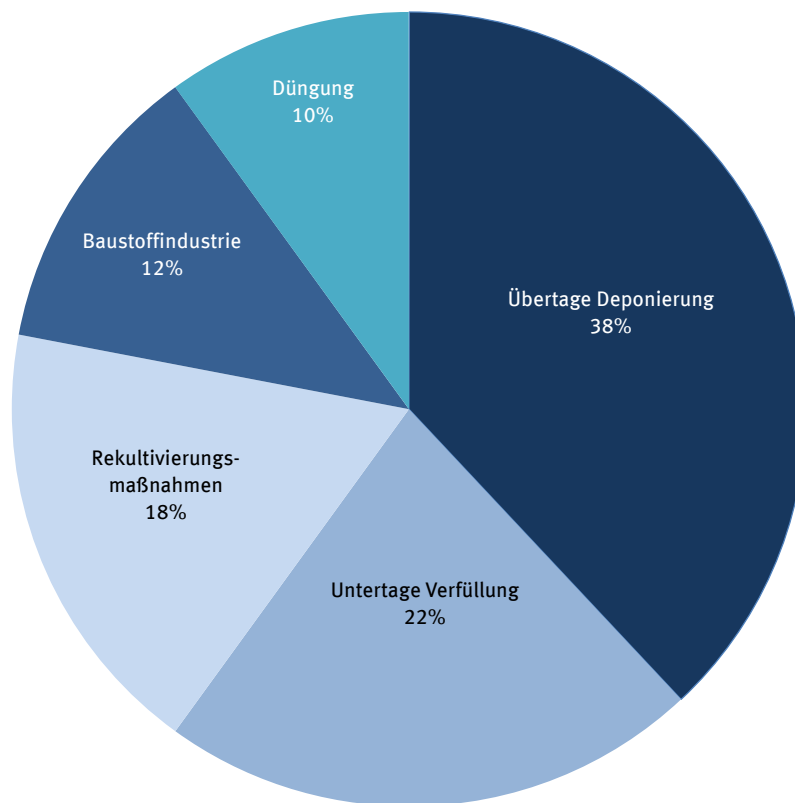
Die Qualität der Klärschlämme hat sich in den letzten Jahren in Bezug auf die Belastung mit Schwermetallen deutlich verbessert. Im Vergleich zu 1977 reduzierten sich die Cadmium-, Chrom- und Quecksilberkonzentrationen um mehr als 90 % und die Bleikonzentration um ca. 83 %. Die Kupfer-, Nickel- und Zinkkonzentrationen liegen seit Mitte der 90er Jahre auf einem relativ konstanten Niveau. (BMU 2004, BMU 2007, UBA 2007)

Durch das Ende der Klärschlammdeponierung und einen Rückgang der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung hat die thermische Klärschlamm Entsorgung in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich zugenommen. 1979 wurden lediglich ca. 9 % der Klärschlämme verbrannt, im Jahr 2012 betrug die Verbrennungsmenge ca. 55 % des Klärschlammaufkommens. (Damiecki 1989, Destatis 2014) Bis Mitte der 90er Jahre wurden die Klärschlämme ausschließlich in Monoverbrennungsanlagen verbrannt, erst danach begann die Mitverbrennung der Klärschlämme in Kohle-, Abfall- und Zementwerken. (Lehrmann 2011) Heute werden ca. 43 % der thermisch entsorgten Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt, 44 % in Kohlekraftwerken, 10 % in Zementkraftwerken und 3 % in Müllverbrennungsanlagen (Lehrmann 2013a).

Für eine spätere Phosphorrückgewinnung sind nur die Klärschlammmonoverbrennungsaschen relevant. Bei der Mitverbrennung in Zementkraftwerken wird der Phosphor in das Produkt eingebunden und bei der Mitverbrennung in Müllkraftwerken gelangt der Phosphor in die Schlacke bzw. Flugasche, die meist einer Verwertung bzw. Entsorgung zugeführt werden. Bei der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken beträgt der Klärschlammanteil maximal 5 % TS (bezogen auf den Kohleanteil), so dass der Phosphor in der Verbrennungasche stark verdünnt vorliegt (siehe Kapitel 11.4) (Reichenberger et al. 2008)

Die Klärschlammaschen aus den Monoverbrennungsanlagen wurden früher meist als Untertageversatz zur Verfüllung von Salzlagerstätten eingesetzt. Nach Schneider et al. (2007) wurden Ende der 90er Jahre ca. 63 % der Aschen als Bergbauversatzmaterial und Bergbaumörtel eingesetzt, lediglich 6 % wurden deponiert. Die restlichen 31 % wurden so verwertet bzw. entsorgt, dass der Phosphor in den Aschen nicht rückgewonnen werden kann. Im Zuge gesetzlicher Änderungen (Versatzverordnung, Düngemittelverordnung) haben sich die Ascheentsorgungswege in den letzten Jahren verändert. 2010 fielen insgesamt 220.000 Mg/a Klärschlammaschen an, von denen 22 % zur Verfüllung untertage eingesetzt und 38 % gemischt mit anderen Abfällen deponiert wurden (siehe Abbildung 42).

Abbildung 42: Entsorgungswege von Klärschlammmonoverbrennungsaschen von kommunalen Klärschlämmen in Deutschland 2010



Lehrmann 2013b

Die Phosphorkonzentrationen in Klärschlammmonoverbrennungsaschen liegen nach Krüger und Adam (2013) im Durchschnitt bei 7,1 % P. Reine Verbrennungsaschen von kommunalem Klärschlamm besitzen eine Spannweite der P-Konzentrationen von 3,6 bis 13,1 % (im Durchschnitt 9,0 %), Verbrennungsanlagen in denen sowohl kommunale als auch industrielle Klärschlämme verbrannt werden, haben einen deutlich niedrigeren P-Gehalt von 4,5 %. Anhand der Annahme, dass die der Verbrennung zugeführten Klärschlämme einen organischen Anteil von ca. 55 % besitzen und dieser bis auf unter 1 % reduziert wird (nach Krüger und Adam 2014) wird der P-Gehalt etwa verdoppelt. Ausgehend von einem P-Gehalt im Klärschlamm von 30 g P/kg TR würde die P-Konzentration der Klärschlammasche ca. 60 g P/kg TR (6 %) betragen.

11.2 Klärschlammdeponierung, -ablagerung und Deponierückbau

Die Entwicklung der Klärschlammablagerung bzw. -deponierung verlief nach Köhlhoff (1986) historisch wie folgt:

- ▶ Monodeponierung des flüssigen Schlamms in Lagunen bzw. Schlammteichen
- ▶ gemeinsame Ablagerung mit festen Abfällen in Zentraldeponien
- ▶ Zunehmende Tendenz zur Monodeponierung des entwässerten Schlamms

Die Ablagerung in sogenannten Schlammteichen war die einfachste Form der Deponierung und hatte den Vorteil, dass der Klärschlamm vorher nicht aufwändig entwässert werden musste. Bedingt durch eine sehr begrenzte Ablagerungshöhe war der benötigte Flächenbedarf enorm und aufgrund des hohen Wassergehalts waren die Flächen nach der Schließung der Deponien oft nicht nutzbar. Als die geordnete Deponierung Stand der Technik wurde, war es sinnvoll den Klärschlamm gemeinsam mit dem Hausmüll in großen, zentralen Deponien abzulagern. Aufgrund der erhöhten Anforderungen an die gemeinsame Deponierung (bspw. Schlammvorbehandlung) sowie durch fehlende geeignete Zentraldeponien in der Nähe von Kläranlagen ging Mitte der 80er Jahre die Tendenz wieder hin zur Monodeponierung von entwässertem Klärschlamm. (Köhlhoff 1986, Damiecki 1989)

Die Monodeponierung von Nassschlamm wurde überwiegend in Nordrhein-Westfalen als einfache und kostengünstige Methode – auch bei größeren Kläranlagen – durchgeführt. In anderen Bundesländern wurde diese Methode weniger praktiziert und insbesondere nicht für größere Schlammmengen. (Köhlhoff 1980)

Eine geordnete Deponie ist ein Bauwerk nach den a.R.d. Erdbautechnik und verfügt i.d.R. über eine Basisabdichtung, ggf. Böschungsabdichtung, Drainagesystem, Deponiegaserfassung sowie nach der Schließung über eine Oberflächenabdichtung und Rekultivierung. Der ATV-Fachausschuss 3.6 erarbeitete Empfehlungen zum Einbau von Klärschlamm gemeinsam mit Siedlungsabfällen. Ein gemischter Einbau soll demnach nur dann durchgeführt werden, wenn das Verhältnis von Hausmüll zu Klärschlamm $> 20 : 1$ beträgt, so dass nur 5 % des Deponievolumens, welches für den Einbau von Hausmüll erforderlich ist, mit Klärschlamm verfüllt werden darf. Der Einbau beider Abfälle erfolgt auf einer Arbeitsebene. (Damiecki 1989)

Bei dem mieten- oder punktförmigen Einbau wird der Schlamm auf der unteren Ebene angeliefert, bspw. mietenförmig abgekippt und der Hausmüll darüber aufgeschichtet. Der Klärschlamm muss in solch einer Konsistenz (bspw. entwässert) vorliegen, dass die ca. 1 m hohen Mieten formstabil bleiben. Bei dieser Methode können ca. 13 % des Deponievolumens, welches für den Hausmüll beansprucht wird, für Klärschlamm verwendet werden. (Damiecki 1989)

Durch verstärkte Recyclingbemühungen im Bereich der Siedlungsabfälle und einer Zunahme der Klärschlammmenge kam es in den Jahren 1975 bis 1984 zu einer deutlichen Verschiebung des Mengenverhältnisses von deponierten Siedlungsabfällen zu deponierten Klärschlamm-mengen. Im Jahr 1975 betrug die deponierte Siedlungsabfallmenge das 17-fache und 1984 nur noch das 7,3-fache der Klärschlammmenge, so dass zunehmend Schwierigkeiten bei der gemeinsamen Deponierung entstanden. Dies führte zu der Tendenz der Klärschlammmonodeponierung. Auf den Monodeponien wurden sowohl Frischschlämme als auch stabilisierte Schlämme eingelagert. (Doedens 1989)

Gemäß einer Umfrage aus dem Jahr 1988 verfügten die Bundesländer Baden-Württemberg, Bremen, Berlin, Hamburg und Saarland über keine Klärschlamm-Monodeponien. In den nachfolgenden Bundesländern wurden Klärschlammmonodeponien betrieben (Doedens 1989):

- | | |
|-----------------------|--|
| ▶ Bayern | 2 Deponien |
| ▶ Hessen | 2 Deponien |
| ▶ Niedersachsen | 5 Deponien + 2 in Planfeststellung |
| ▶ Nordrhein-Westfalen | > 20 Deponien (Zahl nicht genau bekannt) |
| ▶ Rheinland-Pfalz | 1 Deponie |
| ▶ Schleswig Holstein | 1 Deponie + 1 geplant |

Über die abgelagerten Klärschlamm-mengen stehen keine Daten zur Verfügung. Nach Damiecki (1989) wurde der entwässerte und i.d.R. nachgekalkte Klärschlamm in dünnen Schichten in die Deponie eingebaut. Da bereits 1993 mit Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall die Ablagerung von Klärschlämmen untersagt wurde, ist davon auszugehen, dass sich nach 1988 die Anzahl der Klärschlammmonodeponien nicht wesentlich erhöht hat.

In einer Untersuchung zum Klärschlamm-entsorgungsweg in Abhängigkeit der Kläranlagen-größe konnte nachgewiesen, dass die Art der Beseitigung abhängig von der Kläranlage war bzw. ist. Kleinere Kläranlagen < 20.000 Einwohnerwerte gaben den Klärschlamm überwie-gend in die Landwirtschaft (ca. 60 %) und große Kläranlagen > 100.000 E zur Deponierung (53 %). (Rettenberger und Tabasaren 1981)

In einer Untersuchung von Rettenberger und Tabasaren (1981) von 31 gemischten Deponien wurde eine ungleichmäßige Beaufschlagung dieser mit Klärschlamm festgestellt.

- ▶ Auf 48 % der Deponien (15 von 31) wurde kein Klärschlamm abgelagert
- ▶ Auf 13 % der Deponien (4 von 31) waren geringe Schlamm-mengen vorhanden
- ▶ Auf 39 % der Deponien (12 von 31) wurde ein Schlamm-volumenanteil zwischen 11 und 23 % nachgewiesen

Diese ungleichmäßige Beaufschlagung der Deponien spiegelt die oben dargestellten Entsor-gungsstrategien der einzelnen Kläranlagen wieder.

Die übertage deponierten Klärschlamm-aschen werden bzw. wurden ebenso wie die Klär-schlämme nur sehr selten in Monokompartimenten abgelagert, so dass voraussichtlich nur ein kleiner Anteil der Aschen für eine spätere Phosphorrückgewinnung zur Verfügung steht.

Die Möglichkeit des Deponierückbaus und der Wiedergewinnung der abgelagerten Ressourcen wird im Rahmen von Forschungsvorhaben zu Urban Mining bzw. Landfill Mining seit einigen Jahren erforscht. Dazu wurden alte Deponien zum Teil rückgebaut und die Zusammensetzung des abgelagerten Materials untersucht.

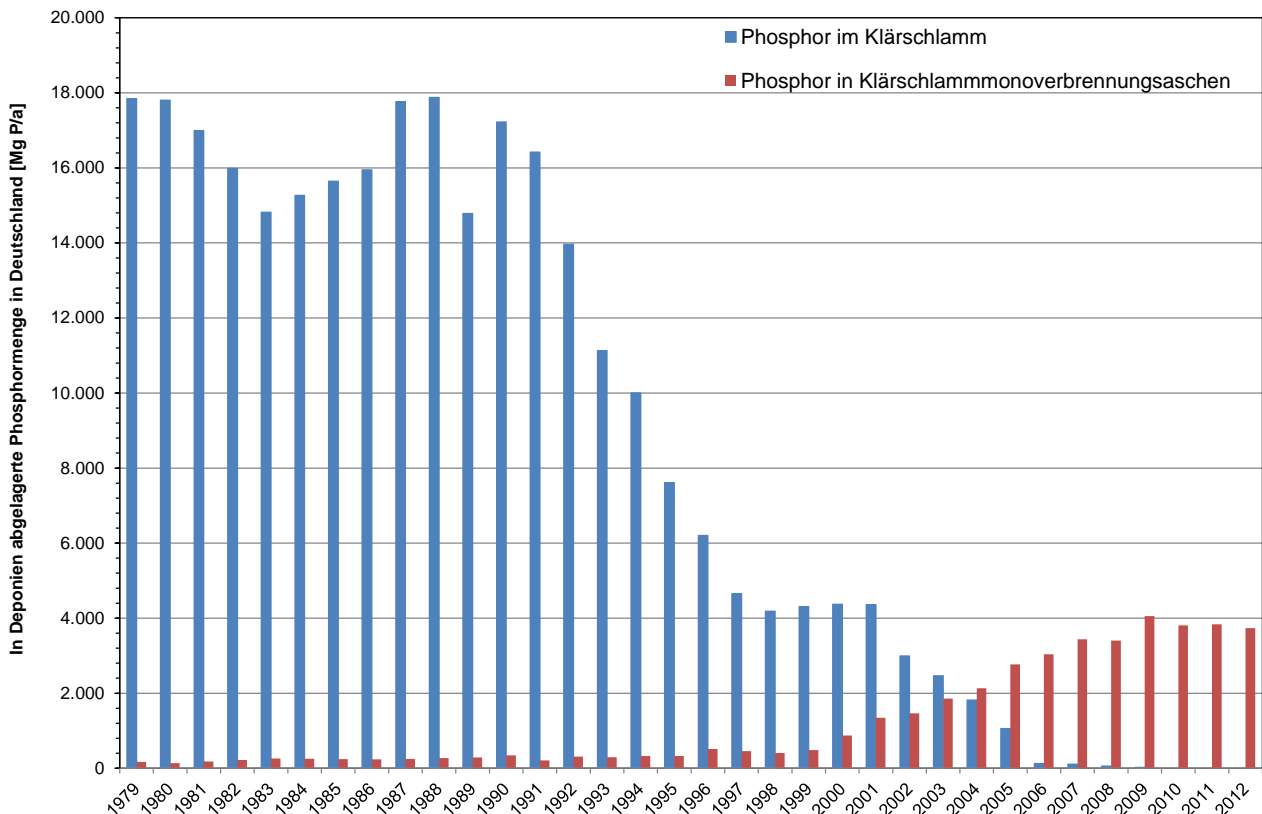
Fricke et al. (2014) geben die Masse an Klärschlamm in den untersuchten Rückbauprojekten mit 1 bis 3 % der Feuchtsubstanz an. In Untersuchungen von Harborth et al. (2014) wurde eine von 1988 bis 2005 betriebene Hausmülldeponie hinsichtlich des Phosphorgehalts unter-sucht. In Abhängigkeit der Partikelgröße konnten P-Konzentrationen von 1 - 2 g P/kg TR nachgewiesen werden. Der überwiegende P-Anteil liegt mineralisch gebunden vor. (Harborth et al. 2014)

Die Gesamtkosten eines Rückbaus setzen sich nach Mehlhart und Ustoholova (2012) aus den Kosten für den Deponierückbau und den zusätzlichen Entsorgungskosten zusammen. Die Kosten für den Deponierückbau betragen ab 10 €/m³ rückgebautes Deponievolumen, ein-schließlich der Rekultivierung der freigelegten Deponiebasis. Die Entsorgungskosten belaufen sich auf > 20 €/m³ zu entsorgendes Volumen. Die Gesamtkosten werden bis zu 40 €/m³ ange-geben, so dass der Erlös aus den rückgeholten Wertstoffen aus wirtschaftlicher Sicht enorm sein muss.

11.3 Phosphormengen in Deponien bzw. Lagern

Anhand der durchschnittlichen Phosphorkonzentrationen und der in Kapitel 11.1 dargestellten auf Deponien abgelagerten Klärschlamm- und Aschemengen sind in Abbildung 43 die abgelagerten Phosphormengen dargestellt.

Abbildung 43: Auf Deponien abgelagerte Phosphormengen aus Klärschlamm und Klärschlamm-aschen von 1979 bis 2012 in Deutschland



Datenquellen: Dambroth und Bassam 1984, Siekmann 1986, Köhlhoff 1996, Lindner 1996, Thomé-Kozmiensky 1998, Thomé-Kozmiensky 2001, BMU 2004, Bergs 2006, Destatis 2006, BMU 2007, Destatis 2009, Destatis 2013b, Destatis 2014

Die gesamte abgelagerte Phosphormenge von 1979 bis 2012 beträgt ca. 335.800 Mg P, wovon ca. 293.800 Mg P im Klärschlamm und 42.000 Mg P in den Klärschlammmonoverbrennungaschen vorhanden sind. Wie bereits in Kapitel 11.1 dargestellt, waren Anfang der 1980er Jahre die abgelagerten Klärschlamm-mengen hoch (ca. 55 % Deponierung), die P-Konzentrationen (10,4 g P/kg TR) im Klärschlamm jedoch gering. Zum Ende des Betrachtungszeitraums haben sich die P-Konzentrationen im Klärschlamm mehr als verdoppelt (24 g P/kg TR) und die abgelagerte Klärschlamm-menge ist ganz zurückgegangen.

In Erhebungen von Mocker et al. (2011) wird die auf Deponien abgelagerte Phosphormenge aus Klärschlämmen auf 289.000 Mg P geschätzt und aus Klärschlamm-aschen auf 75.000 Mg P. Franke et al. (2013) geht von derselben Phosphormenge aus Klärschlamm aus, jedoch nur von 58.000 Mg P aus Klärschlamm-aschedeponien.

Die z.T. deutlichen Unterschiede bei den Berechnungen für die Phosphormenge aus deponierten Klärschlamm-aschen (42.000 bis 75.000 Mg P) kann auf eine unterschiedliche Annahme

beim Phosphorgehalt in den Klärschlammmonoverbrennungsaschen zurückgeführt werden (vgl. Kapitel 11.1).

Anhand der vorgenommenen Abschätzungen liegt das theoretische Phosphorpotenzial aus Klärschlamm und Klärschlammaschen, die in den letzten Jahrzehnten (1979 – 2012) deponiert wurden, bei ca. 335.800 Mg P. Bei einem Inlandsabsatz von phosphorhaltigen Düngemitteln von rd. 124.000 Mg P/a im Wirtschaftsjahr 2012/2013 (Destatis 2013a) könnte die in den Deponien vorhandenen Phosphormenge bei vollständiger Gewinnung den Düngemittelbedarf für ca. 2,7 Jahre decken.

Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der im Betrachtungszeitraum abgelagerten Klärschlämme bzw. Klärschlammaschen gemeinsam mit Hausmüll bzw. Siedlungsabfällen abgelagert wurden. Wie in Kapitel 11.2 beschrieben, betrug der Klärschlammanteil in Abhängigkeit der Einbauvariante zwischen 5 bis 13 % bzw. nach Franke et al. (2014) 1 bis 3 % vom Hausmüll- bzw. Siedlungsabfallvolumen, so dass der Klärschlamm stark verdünnt in den Deponien bzw. Lagern vorliegt. Ebenso ist nicht davon auszugehen, dass bspw. bei der Mietendeponierung nur gezielt die Klärschlammiete rückgebaut werden kann.

Des Weiteren weisen besonders die bis Mitte der 1990er Jahre abgelagerten Klärschlämme und Klärschlammaschen niedrige P-Konzentrationen und höhere Schwermetallgehalte auf. Bis 1994 wurden ca. 86 % der betrachteten Klärschlammengen abgelagert, so dass nur rd. 14 % der Klärschlammengen einen höheren (> 20 mg P/kg TR) P-Gehalt aufweisen.

Unter der Annahme, dass nach Mehlhart und Ustoholova (2012) die Rückbaukosten inkl. Entsorgung und Rekultivierung bis zu 40 €/m³ rückgebautem Deponievolumen betragen (siehe Kapitel 11.2), ergeben sich die in Tabelle 37 dargestellten spezifischen Kosten. Zur Berechnung wurden folgende Annahmen getroffen:

- ▶ 40 €/m³ rückgebautes Deponievolumen
- ▶ 50 % TR des Klärschlamms im Deponiekörper
- ▶ 20 g P/kg TR Klärschlamm (Mittelwert)

Tabelle 37: Kosten des Deponierückbaus bezogen auf ein kg Phosphor [€/kg P]

KS-Monodeponie	Gemischte Ablagerung 13 % KS-Anteil	Gemischte Ablagerung 5 % KS-Anteil	Gemischte Ablagerung 1 % KS-Anteil
4	30	80	400

Nicht in den Kosten enthalten sind:

- ▶ Aufbereitung bzw. Abtrennung des Klärschlamms vom restlichen Deponieinhalt
- ▶ Transport zur Phosphorrückgewinnungsanlage
- ▶ Kosten der Phosphorrückgewinnung
- ▶ Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnung

Bei einer Monodeponie würden die Kosten für die Abtrennung des Klärschlamms vom restlichen Deponieinhalt entfallen.

Bei einem derzeitigen Preis für phosphorhaltige Düngemittel in Deutschland von ca. 2 €/kg P wird deutlich, dass ein Rückbau unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht tragbar ist. Des Weiteren ist der Deponierückbau bzw. das Landfill Mining noch nicht Stand der Technik und wird zurzeit erst erforscht. Die Techniken dazu sind noch in der Entwicklung. Verfahren

und Techniken zur Phosphorrückgewinnung aus den Deponierückständen stehen derzeit nicht zur Verfügung und Erfahrungen liegen noch nicht vor. Ebenso ist fraglich, ob eine Trennung von Hausmüll bzw. Siedlungsabfall und Klärschlamm möglich ist.

Die Phosphormengen in den Lagern und Deponien stehen zwar theoretisch zur Verfügung, sie werden aber nach jetzigem Kenntnisstand nicht zur Ressourcenschonung beitragen können. Weiterhin sind diese Mengen, verglichen mit dem jährlichen Düngemittelabsatz sowie dem aktuellen P-Gehalt in den entsorgten Klärschlämmen, gering.

11.4 Phosphorpotenzial von Mitverbrennungsaschen

Bezogen auf die jährlich anfallenden Klärschlamm-mengen gelangen ca. 25 % der Klärschlämme zur Mitverbrennung in Kohlekraftwerke, 23,5 % werden Monoverbrennungsanlagen angedient, 5,5 % werden in Zementwerken verbrannt und ca. 1,6 % werden gemeinsam mit Siedlungsabfällen in Müllverbrennungsanlagen verbrannt (Lehrmann 2013a).

Ausgehend von einem durchschnittlichen Phosphorgehalt der Klärschlämme von 30 g P/kg TR werden bei der Klärschlammverbrennung im Zementwerk ca. 2.700 Mg P/a in den Zement eingebunden, bei der Müllverbrennung werden ca. 900 Mg P/a mit der Verbrennungsschlacke/Flugasche verwertet bzw. entsorgt und bei der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken ca. 13.300 Mg P/a mit der anfallenden Asche entsorgt. In Summe gehen somit ca. 16.950 Mg P/a durch die Mitverbrennung verloren.

Bei der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken können Klärschlamm-mengen von 4 % bei Braunkohle und 1,5 % bei Steinkohle bezogen auf den Feststoffgehalt (5 – 10 % bezogen auf die Originalsubstanz) ohne auftretende Probleme mitverbrannt werden (DWA 2012b, Lehrmann 2013b). Unter Einbeziehung der zu verbrennenden Klärschlamm- und Kohlemengen, dem Trockenrückstand und dem Aschegehalt sowie einem durchschnittlichen P-Gehalt im Klärschlamm ergibt sich eine rechnerische P-Konzentration in der Verbrennungsasche für Großkraftwerke von unter 5 g P/kg TR.

Neben den Großkraftwerken wird Klärschlamm ebenso in Grubenkraftwerken (Zechenkraftwerken) mitverbrannt. Die dort verbrannte Veredelungskohle (Brikettierkohle) verbrennt ascheärmer als Kesselkohle und es werden deutlich höhere Klärschlamm-mengen, ca. 15 % KS bezogen auf den Trockenrückstand, mitverbrannt. Die anfallende Asche besteht zu ca. 2/3 aus Klärschlamm-asche und zu 1/3 aus Braunkohle-asche (Peters 2013). Die anhand einer Mischungsrechnung ermittelte Phosphorkonzentration in der Asche beträgt ca. 40 g P/kg TR. Eine P-Rückgewinnung aus diesen Verbrennungsaschen könnte bei steigenden Phosphorpreisen wirtschaftlich werden. Ebenfalls sollte die Lagerung dieser Aschen in Monokompartimenten, analog der separaten Lagerung von Monoverbrennungsaschen, diskutiert werden. Dieses Beispiel zeigt, dass eine Mitverbrennung nicht per se verboten werden sollte, sondern es einer Einzelfallbetrachtung bedarf, insbesondere solange die Monoverbrennungsanlagen nicht ausreichen, um den gesamten anfallenden Klärschlamm zu entsorgen.

Die in Müllverbrennungsanlagen mitverbrannten Klärschlamm-mengen sind derzeit gering (siehe Abbildung 30). Dieser Entsorgungsweg könnte jedoch in Zukunft an Bedeutung gewinnen, da in Müllverbrennungsanlagen zunehmend Verbrennungskapazitäten zur Verfügung stehen. Der Klärschlammanteil ist unterhalb von 20 bis 25 % der Abfallmasse zu halten, um der Gefahr von Anbackungen im Kesselbereich entgegenzuwirken (PFI, 2005). Erfahrungen liegen nach Wiechmann et al. (2013) bis zu 20 % Massenprozent vor. Der inerte Anteil des Klärschlamm-s befindet sich z.T. sowohl in der Rost- als auch in der Flugasche bzw. den Filterstäuben (PFI, 2005). Die Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen weist zum Teil sehr hohe

Schadstoffgehalte auf und wird aus diesem Grund meist untertage entsorgt (Fehrenbach et al. 2008).

Analysen von Flugaschen aus der Müllverbrennung ohne Klärschlammmitverbrennung aus Frankreich und Schweden zeigen Phosphorgehalte zwischen 1,5 und 7,4 g P/kg TR (Mittelwert ca. 5 g P/kg TR) (Rémond et al. 2002, Cyr et al. 2012). Diese Spannweite zeigen auch Untersuchungen aus der Schweiz, wo der Phosphorgehalt in Filterstaubproben zwischen 1 und 8 g P/kg TR lag (Sigrist 2013).

Themenschwerpunkt: Strategien und Maßnahmen

12 Identifizierung von Maßnahmen aus dem Ausland

Im Rahmen dieses Arbeitspakets werden politische und strategische Maßnahmen zum Phosphorrecycling aus dem Ausland identifiziert und diese auf ihre Übertragbarkeit für Deutschland überprüft. Wurden bisher keine Phosphorstrategien auf politischer Ebene initiiert, ist jedoch eine Bereitschaft bzw. der Ansatz/Wille zum Phosphorrecycling gegeben, werden diese Maßnahmen ebenfalls dargestellt. Die Ergebnisse der Recherche sind für jedes Land gesondert in Form eines Steckbriefs dargestellt.

12.1 Niederlande

Theoretisches P-Potenzial in der Abwasserreinigung	10.000 Mg P/a in der Klärschlammasche	Eigene Berechnungen
---	---------------------------------------	---------------------

Entwicklung und Inhalte der Strategie: -

Sonstige Maßnahmen:

- ▶ Vollständige Verbrennung der Klärschlämme aufgrund sehr niedriger Schadstoffgrenzwerte
- ▶ 2011: mehr als 20 Akteure unterzeichneten eine Vereinbarung über eine Phosphat-Wertschöpfungskette. Die Parteien erklären ihre gemeinsamen Bemühungen um den Phosphorkreislauf in den Niederlanden zu schließen und Phosphor rückzugewinnen. Ein nachhaltiger Markt für Sekundärphosphat soll innerhalb von zwei Jahren geschaffen werden (Ketenakkoord Fosfaatkringloop 2011). Ein Ziel ist beispielsweise die Nutzung eines festgelegten Anteils von wiederverwertetem Phosphor in den Produktionsprozessen (COM 2013)
- ▶ 2011: Gründung der Dutch Nutrient Platform
- ▶ Vernetzung vieler Akteure aus Wirtschaft, Forschung, Ministerien und Nichtregierungsorganisationen

Übertragbarkeit für Deutschland:

- ▶ Der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung wäre auch in Deutschland allein durch eine deutliche Verschärfung der Grenzwerte in der Düngemittel- und Klärschlammverordnung möglich. Der derzeit absehbare Weg ist jedoch das generelle Verbot seitens des Gesetzgebers.

12.2 Österreich

Klärschlamm-Strategie vorhanden z.T., Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlamm-Verwertung im Bundesland Wien und Tirol

Theoretisches P-Potenzial in der Abwasserreinigung 8.600 Mg P/a im Abwasser (GJA 2012)
6.700 Mg P/a im Klärschlamm

Entwicklung und Inhalte der P-Strategie: -

Sonstige Maßnahmen:

- ▶ Im Bundesabfallwirtschaftsplan von 2011 wird auf die Bedeutung der Phosphorrückgewinnung hingewiesen (BAWP 2011)
- ▶ Initiierung des Round Table Phosphor-Recycling von „Green Jobs Austria“ mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2012.
 1. Vernetzung von Akteuren aus Wissenschaft/Forschung, Verwaltung/Politik und Wirtschaft (Technologie- und Produktanwendern)
- ▶ Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung im Bundesland Wien und Tirol (Tiroler Feldschutzgesetz 2000, Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm 2000)

Übertragbarkeit für Deutschland:

- ▶ Keine Übertragung notwendig
 1. Bereits im Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess, 2012) der Bundesregierung, dem LAGA-Bericht „Bewertung von Handlungsoptionen zur nachhaltigen Nutzung sekundärer Phosphoreserven“ (2012) und dem Koalitionsvertrag (18. Legislaturperiode, 2013) ist auf die Notwendigkeit der P-Rückgewinnung hingewiesen
 2. Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung wird angestrebt (Koalitionsvertrag, 18. Legislaturperiode, 2013)
 3. Gründung der Deutschen Phosphor-Plattform (DPP) im Jahr 2013

12.3 Schweiz

P-Strategie auf politischer Ebene vorhanden	Schweiz insb. für das Kanton Zürich	
Klärschlamm-Strategie vorhanden	Ja, Verbot der direkten landwirtschaftlichen Klärschlamm-Verwertung ab 2006 für die gesamte Schweiz	
Theoretisches P-Potenzial in der Abwasserreinigung	6.000 Mg P/a in der Klärschlammasche	Morf 2012

Entwicklung und Inhalte der P-Strategie:

Schweiz:

- ▶ Anfang 2002 Konstituierung der Arbeitsgruppe Klärschlamm-Entsorgung
 1. Vorbereitung und Begleitung der geordneten Klärschlammentsorgung bis zum Ausstieg der Klärschlammdüngung
- ▶ 2003 Verbot von Klärschlamm zu Düngezwecken wird stufenweise eingeführt
 1. Mai 2003 Verbot des Aufbringens auf Futter- und Gemüseflächen
 2. 30.09.2006 Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlammentsorgung und Deklaration des Klärschlamm als Siedlungsabfall.
 3. Übergangsfristen von max. zwei Jahren in Kantonen
 4. Ausnahmeregelungen für ländliche Gebiete mit Kleinst-Abwasserreinigungsanlagen und abflusslosen Gruben in abgelegenen Gebieten
- ▶ Anstieg der KS-Verbrennungsmenge von ca. 62 % (2000) auf 99 % (2009)
 1. Anstieg des Anteils der Monoverbrennung von ca. 32 % auf ca. 50 % (64.000 Mg TR/a auf 100.000 Mg TR/a)
 2. Anstieg des Anteils der Mitverbrennung von ca. 28 % auf ca. 49 % (56.000 Mg TR/a auf 98.000 Mg TR/a)
 3. Bisher keine Verwendung des Phosphors in der Klärschlammasche, auch nicht direkt im Anschluss an die Monoverbrennung
- ▶ Revision der Technischen Verordnung für Abfall (TVA), aktueller Stand (TVA 2013)
 1. „Nach einer Übergangsfrist soll der Phosphor in phosphorreichen Abfällen wie Klärschlamm, Tier- und Knochenmehl nach dem Stand der Technik zurückgewonnen werden“.
 2. Auf eine Vorgabe einer minimalen Verwertungsquote bzw. eines minimalen Wirkungsgrades der Phosphorabreicherung in der TVA wird verzichtet (P-Rückgewinnung ist noch in der Entwicklung).
 3. Stand der Technik wird in der Vollzugshilfe zur TVA definiert. Anforderungen umfassen mindestens: Schadstoffentfrachtung, Düngewirkung, Wirkungsgrad, Machbarkeit und Wirtschaftlichkeit der Verfahren (BAFU 2013).
 4. Pflicht zur P-Rückgewinnung soll 5 Jahre nach Inkrafttreten der TVA gelten.
 5. Bei der P-Rückgewinnung aus Klärschlammaschen darf die Rückgewinnung bis um 10 Jahre nach Inkrafttreten verschoben werden, sofern die Aschen separat gelagert werden.

Kanton Zürich:

- ▶ 2006: Im Kanton Zürich wurde ab 2015 von Entsorgungseingüssen des Klärschlammes ausgegangen und die Ressource Phosphor trat in den Vordergrund
- ▶ 2007: Fassung des Beschlusses des Regierungsrats des Kantons Zürichs
 1. „Rahmenbedingungen für die Planung zukünftiger Entsorgungswege bilden die Festlegungen zur Phosphorrückgewinnung und Energienutzung. Im Sinne einer nachhaltigen Ressourcenwirtschaft ist die Planung zukünftiger Entsorgungswege, insbesondere beim Bau von neuen Anlagen, so auszurichten, dass die (spätere) Rückgewinnung des Wertstoff Phosphor möglich ist.....“.
- ▶ Erstellung von Studien zur geeignetsten Verbrennung (Mono-, Mitverbrennung) und möglichen P-Rückgewinnungsverfahren
- ▶ Ende 2009: Beschluss für die KS-Entsorgung im Kanton Zürich (Morf 2012)
 1. Monoverbrennung des entwässerten Klärschlammes gemäß Stand der Technik.
 2. Für die Kapazität von ca. 30.000 Mg TR/a wird eine zentrale Verbrennungsanlage realisiert. Eine Mitverbrennungsmöglichkeit für die Notfallentsorgung und bei Revision steht zur Verfügung.
 3. Der Klärschlamm aus dem gesamten Kanton Zürich wird der Verbrennungsanlage angedient.
 4. Abklärungen von Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Klärschlammmasche werden durchgeführt.
- ▶ Durch die Zentralisierung der Klärschlamm Entsorgung würden für einige Kläranlagenbetreiber im Kanton Zürich die Transportkosten ansteigen. Anhand eines Transportkostenausgleichs wird dem entgegengewirkt. Die Differenz wird von der Kläranlage getragen (Werdhölzli, Zürich), auf deren Gelände die Monoverbrennungsanlage errichtet wird, da diese in Zukunft ihre Transportkosten einspart (Stadt Zürich 2012).
- ▶ Die Klärschlammmasche wird bis zur weiteren Verwertung (P-Rückgewinnung) in Monokompartimenten gelagert.

Übertragbarkeit für Deutschland:

- ▶ Eine Übertragung der Strategie der Schweiz und des Kantons Zürichs für Deutschland ist mit entsprechenden Anpassungen möglich.
- ▶ Ein vollständiger Ausstieg aus der landwirtschaftlichen KS-Entsorgung innerhalb von 4 Jahren (6 Jahre mit Ausnahmen) ist für Deutschland nicht möglich.
 1. Der Klärschlammfall der Schweiz beträgt ca. 200.000 Mg TR/a. Davon wurden im Jahr 2000 ca. 38 % landwirtschaftlich verwertet, was einer Menge von ca. 77.100 Mg TR/a entspricht, die nach dem Ausstieg verbrannt werden mussten.
 2. In Deutschland würden bei einem Ausstieg aus der landwirtschaftlichen KS-Verwertung ca. 540.000 Mg TR/a Klärschlamm anfallen (das 7-fache der Schweiz), die thermisch entsorgt werden müssen.
 3. Eine Übergangsfrist von mind. 10 Jahren sollte eingehalten werden. Bestehende Entsorgungsverträge müssen beachtet werden.
- ▶ Der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlamm Entsorgung ist auf Bundesebene politisch gewollt (Koalitionsvertrag, 18. Legislaturperiode, 2013), allerdings bisher nicht gesetzlich verankert.

- ▶ Schaffung einer Kommission/Stelle, die den Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlamm Entsorgung vorbereiten und begleiten soll.
- ▶ Ggf. auch in Deutschland Möglichkeit zum Transportkostenausgleich prüfen.
- ▶ P-Rückgewinnung soll auf nationaler Ebene durch eine Verordnung (bspw. AbfklärV, AbwV) gesetzlich verankert werden, so dass eine Anpassung nicht notwendig ist.
- ▶ Es sollten längere Übergangsfristen als 5 Jahre zum P-Rückgewinnungsgebot verankert werden
- ▶ Auch in Deutschland sollte der Stand der Technik und insbesondere Wirkungsgrade, Schwermetallentfrachtung, Wirtschaftlichkeit, Pflanzenverfügbarkeit und Düngewirkung definiert werden.
- ▶ Anpassung des Deponierechts an eine „langfristige“ Lagerung von Klärschlammmonoverbrennungsaschen mit dem Ziel einer späteren Phosphorrückgewinnung (bisher laut DepV nur bis zum 30.06.2023 möglich).
- ▶ Beauftragung von Gutachten und Studien:
 1. zu verbrennende Klärschlamm mengen,
 2. benötigte und zur Verfügung stehende Verbrennungskapazitäten (Plattform ggf. mit der Möglichkeit des Handels)
 3. Standorte der Verbrennungsanlagen, Entscheidung auch auf Basis von Transportentfernungen und Möglichkeiten der Klärschlammaschen-Langzeitlagerung
- ▶ Investitionen in Forschung und Entwicklung von Phosphorrückgewinnungsverfahren

12.4 Schweden

Theoretisches P-Potenzial in der Abwasserreinigung 5.800 Mg P/a in der Klärschlammmasche (Naturvardsverket 2013)

Sonstige Maßnahmen:

- ▶ 2000: Das Committee on Environmental Objectives schreibt in ihren Report an die schwedische Regierung, dass bis 2010 mindestens 75 % des Phosphors aus Abfall und Abwasser rückgewinnbar sein soll und in der Landwirtschaft oder auf anderen produktiven Flächen ohne eine Gefahr für Menschen und Umwelt aufgebracht werden soll (SOU 2000).
- ▶ 2002: Langzeitziel der Swedish Environmental Protection Agency (Naturvardsverket 2002):
 1. Nährstoffe aus dem Abwasser sollen dem Boden (wo sie benötigt werden) zugeführt werden, ohne die Gesundheit und die Umwelt zu gefährden

Zwischenziel zur Erreichung des Langzeitziels:

- ▶ Bis 2015 sollen 60 % der Phosphormenge aus dem Abwasser auf Nutzflächen aufgebracht werden. Die Hälfte dieser Phosphormenge soll auf Ackerland ausgebracht werden
- ▶ 2013: Vorschläge der Swedish Environmental Protection Agency an die Schwedische Regierung (Naturvardsverket 2013)
- ▶ Bis spätestens 2018
 1. Mindestens 40 % des Phosphors sollen aus dem Abfall genutzt und recycelt werden und als Nährstoff auf Felder gegeben werden, ohne dass es eine Belastung mit Schadstoffen nach sich zieht und ein Risiko einer Schädigung für Menschen und Umwelt darstellt.
 2. Mindestens 10 % des Stickstoffs in Abfall sollen genutzt und recycelt werden.
 3. Stabilisierte Gülle soll auf Ackerland genutzt werden, so dass die Anwendung der Nährstoffe im Verhältnis zur Entnahme steht.
 4. Mindestens 50 % der Essensreste aus den Haushalten, Industrieküchen, Einkaufsläden und Restaurants sollen sortiert und biologisch behandelt werden, so dass die Nährstoffe genutzt werden können. 40 % sollen so behandelt werden, dass die Energie genutzt werden kann (wurde bereits von der schwedischen Regierung beschlossen).
- ▶ Vorschlag der Swedish Sustainable Economy Foundation (SSEF) ist die Einführung einer flexiblen Abgabe auf importierten Phosphor und auf Importe und im Land hergestellte Stickstoffverbindungen (SCOPE 2014)
 1. Ziel ist die Verbesserung der Nachhaltigkeit von Phosphor und Stickstoff, der Ansporn zum Phosphorrecycling sowie eine Verminderung des Eintrags in die Ostsee.
 2. Die variable Abgabe könnte durch ein Komitee von unabhängigen Experten angepasst werden.
 3. Die Abgabe soll entweder zur Unterstützung von P-Rückgewinnungstechnologien verwendet, oder an den Konsumenten zurückgegeben werden (Steuervorteil). Dadurch soll ansteigenden Lebensmittelpreisen entgegengewirkt werden.

4. Dieser Vorschlag ist noch nicht ausgereift. Die Machbarkeit und der Einfluss der Abgabe müssen noch bewertet und die Aspekte zum Phosphorverbrauch und Recycling untersucht werden.

Übertragbarkeit für Deutschland:

- ▶ Eine Übertragung von festen Rückgewinnungsquoten ist für Deutschland nicht zielführend, wenn - wie in der Schweiz - nur eine Bekundung zum Phosphorrecycling ohne gesetzliche Reglementierungen vorliegt.
- ▶ Das Ziel, 75 % Phosphor bis 2010 rückzugewinnen konnte nicht erreicht werden, so dass das Ziel entsprechend angepasst und auf 40 % bis 2018 gesenkt wurde.
- ▶ Eine Übertragung im Bereich der Nutzung der Bioabfälle ist für Deutschland nicht notwendig. Bioabfälle werden bereits biologisch und/oder energetisch behandelt und die Nährstoffe in Form von Kompost und Gärrückständen genutzt.

12.5 Allgemeine Maßnahmen

Unabhängig davon, ob Länder eine Strategie zum Phosphorrecycling verabschiedet haben, wurden bereits vereinzelt Phosphorrückgewinnungsverfahren implementiert. In Tabelle 38 sind die Anzahl an P-Rückgewinnungsverfahren für ausgewählte Länder dargestellt sowie zusätzliche Informationen aufgeführt.

Tabelle 38: Anzahl implementierter P-Rückgewinnungsverfahren, Wert in Klammern gibt die geplanten Anlagen wieder (nach Remy und Kabbe 2013, eigene Recherchen), keine Gewähr auf Vollständigkeit

Land	Großtechnik	Pilotmaßstab	Bemerkung
Belgien	6 (1)	1	Fünf Anlagen befinden sich in der Industrie. Überwiegender Einsatz des NuReSys®-Verfahrens „Nutrient Platform Flandern“
Dänemark	1		Schlammwasser, Verkauf des Rezyklats an lokale Landwirte, Baumschulen oder Düngemittelgroßhändler
Deutschland	4 (5)	4	Überwiegender Einsatz in Kläranlagen
Frankreich		1	Käseverarbeitungsbetrieb „France Sustainable Phosphorus Network“
Großbritannien	1		Ostara PEARL®-Verfahren
Japan	11		100 %ige Verbrennung des Klärschlammes, Einsatz unterschiedlicher Technologien aus Klärschlammmasche und Abwasser “Phosphorus Recycling Promotion Council of Japan” (PRPCJ)
Niederlande	4 (1)		PHOSPAQ, Crystalactor®, AirPrex®
Schweden		1	
Schweiz		(1)	LeachPhos
USA	4 (3)		Ostara PEARL®-Verfahren “Phosphorus Sustainability Research Coordination Network” (2012 – 2017) “North America Sustainable Phosphorus Partnership”
Kanada	2 (1)		Ostara PEARL®-Verfahren “North America Sustainable Phosphorus Partnership”

Es zeigt sich, dass bereits auch ohne ein Gebot zur Phosphorrückgewinnung in einzelnen Ländern Verfahren zur Phosphorrückgewinnung errichtet wurden. In Belgien wird insbesondere in der Industrie das NuReSys®-Verfahrens verwendet und in Deutschland wird zunehmend das AirPrex®-Verfahren auf Kläranlagen errichtet, welches jedoch eher Betriebsprobleme zu lösen im Stande ist als nennenswerte Anteile des Phosphors rückzugewinnen. In den USA und Kanada findet bisher ausschließlich das Ostara PEARL®-Verfahren Anwendung.

In Japan wird, ebenso wie in den Niederlanden und der Schweiz, der anfallende Klärschlamm zu 100 % verbrannt. Eine Rückgewinnung wird sowohl aus Klärschlammasche als auch aus Abwasser und sowohl auf kommunalen Kläranlagen als auch in der Industrie durchgeführt. Es existiert bisher kein etablierter Markt für gewonnene Rezyklate, sie werden entweder an die Düngemittelindustrie oder den Großhandel abgegeben, wo sie mit anderen Düngemitteln vermischt und als NPK Dünger verkauft werden. Die Verkaufserlöse können die Kosten der P-Rückgewinnung nicht decken. Unterstützung oder Anreize zur Finanzierung der Anlagen durch die Regierung existieren nicht. (Scope 2013a, Scope 2013b)

In einigen Ländern (Dänemark, Finnland, Niederlanden, Norwegen, Österreich, Schweden) wurde in der Vergangenheit versucht, über eine Düngemittelsteuer/ -abgabe den Absatz an mineralischen Düngemitteln zu reduzieren. Der Hauptgrund für die Erhebung der Steuer lag jedoch weniger in der Schonung der Ressource Phosphor als eher in einer Verminderung von Stickstoffüberschüssen und des Eintrags von Nährstoffen ins Meer, Gewässer und Grundwasser. (NABU 2010, NABU 2004)

In der Ressourcenstrategie der dänischen Regierung „Denmark without waste – recycle more – incinerate less“ wird vorgegeben, dass bis zum Jahr 2018 80 % des Phosphors aus dem Klärschlamm recycelt werden soll. Dies soll insbesondere durch die Nutzung des Phosphors in der Klärschlammasche oder durch die Verwendung der Asche in der Landwirtschaft gewährleistet werden. Derzeit werden ca. 50 - 55 % des Klärschlammes landwirtschaftlich genutzt. Des Weiteren wird die Einrichtung einer „Phosphor Bank“ in Form einer Deponierung von Klärschlammaschen als eine Möglichkeit gesehen. (Denmark without waste 2013)

In einer Resolution des europäischen Parlaments im Mai 2012 wurde festgehalten, dass auf dem Gebiet der Ressourceneffizienz geeignete Kriterien aufzustellen und Pilotprojekte für mehrere Ressourcen gestartet werden sollen. Als Beispiel wurde Phosphor erwähnt, für den die Absicht besteht, bis 2020 annähernd 100 % zu recyceln und die Anwendung zu optimieren. Des Weiteren sollten Pilotprojekte über die EU gefördert werden. (EU 2012)
Die Europäische Kommission hat im Mai 2014 Phosphatgestein neben 19 anderen Rohstoffen in die Liste kritischer Rohstoffe aufgenommen (EU 2014.)

13 Markteinführung

Ziel der Befragung von acht Vertretern aus den Bereichen Kläranlagenbetreiber, Düngemittelindustrie und Landwirtschaft war es, aus verschiedenen Sichtweisen auf den Themenkomplex Phosphorrückgewinnung Rückmeldungen zu erhalten und diese darzustellen. Im Zentrum der Befragung stand die Markteinführung von rückgewonnenem Phosphor und beinhaltete Diskussionsaspekte, die sich aus dem Forschungsprojekt ergeben haben sowie bereits an anderer Stelle aufgeworfen aber nicht genauer beleuchtet wurden.

Die Gesprächspartner, denen an dieser Stelle nochmals für Ihre Unterstützung und die angenehmen Gespräche gedankt wird, waren:

- ▶ Herr Dipl.-Ing. Norbert Engelhardt, Vorstand des Erftverbandes, Bergheim
- ▶ Herr Dipl.-Ing. agr. Rainer Könemann, Hansewasser Bremen und Obmann des DWA Fachausschuss KEK 13 „Strategiekommision Klärschlamm“
- ▶ Frau Dipl.-Ing. Nadine Steinbach, Stellvertretende Abteilungsleiterin Wasser/Abwasser beim Verband kommunaler Unternehmen, Berlin
- ▶ Herr Dipl.-Ing. agr. Axel Heck, VDLUFA QLA Gesellschaft für Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung mbH sowie Mitglied in der DWA Arbeitsgruppe KEK 13.1 „Bodenbezogene Verwertung von Klärschlamm“, Mitglied in der BGK Arbeitsgruppe „Phosphorrückgewinnung“
- ▶ Herr Dr. Dietrich Pradt, Geschäftsführer Fachbereich Pflanzenernährung, Industrieverband Agrar e. V.
- ▶ Herr Dr. Brusenbauch, ICL Fertilizers Deutschland GmbH, Ludwigshafen
- ▶ Herr Dr. Peter Rieß, stellv. Vorsitzender und Geschäftsführer des Kompetenzzentrums Düngung und Sekundärrohstoffe, Bonn; ehemals LUFA Bonn, ehemaliges Mitglied des Düngemittelbeirates
- ▶ Herr Steffen Pinggen, Leiter des Fachbereichs Umwelt und Ländlicher Raum des Deutschen Bauernverbandes

Aufgrund der unterschiedlichen beruflichen Sichtweisen der Befragten enthalten die Ausführungen zwangsläufig konträre Aussagen zu den betrachteten Themen. Zudem wurden durch die Autoren ergänzende Informationen hinzugefügt und eine textliche Einordnung in den Gesamtkontext des Projektes vorgenommen. Insofern kann der Inhalt des Berichtes nicht vollumfänglich die jeweilige Haltung der Befragten widerspiegeln.

13.1 Abnahme- und Vergütungsverpflichtung für Rezyklate

Die Verpflichtung der Düngemittelindustrie, die in kommunalen Kläranlagen erzeugten P-Rezyklate zur weiteren Verwendung abzunehmen und ggf. auch die dafür entstandenen Kosten zu tragen, ist eine Maßnahme, die bereits an einigen Stellen als Markteinführungsmöglichkeit aufgeführt wurde (LAGA 2012).

Eine Abnahmeverpflichtung bzw. -regelung wird seitens der Kläranlagenbetreiber zur Vermeidung von Rezyklat-Halden bzw. um die Kreislaufführung zu sichern als wichtig angesehen. Allerdings sollen hierdurch möglichst keine (zu hohen) Anforderungen seitens der abnehmenden Industrie an die Rezyklat-Hersteller gestellt werden (vgl. Kapitel 13.4). Wenn zudem eine Vergütung der für die P-Rückgewinnung anfallenden Kosten möglich wäre, erschiene dies vor dem Hintergrund der stets sehr umstrittenen Gebührenerhöhungen hoch interessant, da die Öffentlichkeit bei unveränderten Entgelten naturgemäß besser von der Einführung zusätzlicher Maßnahmen zu überzeugen wäre.

Seitens der Düngemittelindustrie wird darauf verwiesen, dass vor der Einführung derartiger Regulierungen zunächst in Abstimmung mit der Düngemittelindustrie viele offene technische Fragen zu den Rezyklaten geklärt werden müssen (z.B. Korngröße, Löslichkeit, Staubentwicklung). Insbesondere müssen mit größeren Rezyklatmengen Versuche durchgeführt werden, um zu bewerten, wie sich die Rezyklate in den Produktionsprozessen bis hin zur Granulierung verhalten (Forderung einer homogenen Ausstrebweite bis 50 m). Auch bei Erzeinkäufen als Rohstoffe ist eine möglichst einheitliche Qualität wichtig für die Produktion. Vor einem solchen Probetrieb mit Rezyklaten sind auch die Genehmigungsbehörden mit einzubeziehen. Bei der Einführung neuer Regelungen, die ein P-Recycling fordern, sollte mit beachtet werden, dass der Einsatz von derartigen Abfällen genehmigungsrechtlich unproblematisch möglich wird.

In den vergangenen Jahren wurden keine nennenswerten Investitionen in einen Kapazitätsausbau der in Deutschland ansässigen Düngemittelindustrie vorgenommen. Bei sämtlichen Verpflichtungen oder Maßnahmen, die nicht auf einem Konsens der betroffenen Akteure beruhen, ist ein mittelfristiges Abwandern der Industrie und Einstellen der Produktion als Folge zu befürchten. Kurzfristig müssten die Mehrkosten auf die Abnehmer der Dünger umgelegt werden, was laut Auskunft der Befragten auf Widerstand bei den Landwirten führen könnte bzw. dazu, dass kostengünstigere Dünger aus anderen EU-Ländern bezogen werden, so dass wiederum die Gefahr besteht, dass letztlich die Rezyklate nicht in den Kreislauf zurückgeführt werden. Die Kosten müssten daher aus Sicht der Düngemittelindustrie zwingend über andere Wege aufgefangen werden, z.B. über die Abwassergebühr. Sobald oder sofern der Preis in Verbindung mit der bereitgestellten Qualität angemessen ist, erfolgt eine Abnahme der Rezyklate als Marktmechanismus hingegen automatisch. Auch seitens des Bauernverbandes werden Zwangsmaßnahmen und derartige Markteingriffe abgelehnt.

Hinsichtlich der Selbstvermarktung der Rezyklate durch die Erzeuger (KA-Betreiber) gibt es in diesem Kreis unterschiedliche Auffassungen. Für personell und fachlich besser aufgestellte Betreiber erscheint es durchaus als eine Option, ähnlich wie bei der Vermarktung von Klärschlämmen für die landwirtschaftliche Verwertung, kleinere Rezyklatmengen selber zu vermarkten. Das Beispiel der Berliner Wasserbetriebe, die von guten Erfahrungen mit der Vermarktung des Rezyklats „Berliner Pflanze“ berichten, zeigt, dass dieser Weg grundsätzlich möglich ist. Für kleinere Kommunen ohne Anschluss an einen größeren Verband wäre dies dagegen ein weiteres völlig neues Betätigungsfeld. Als Resümee lässt sich festhalten, dass die Kläranlagen-Betreiber keinesfalls verpflichtet werden sollten, die ggf. erzeugten Rezyklate selber zu vermarkten, andererseits sollte die Abgabe an die Düngemittelindustrie auch nicht obligatorisch werden.

13.2 Freiwillige Selbstverpflichtung der Düngemittelindustrie

Sollte es zu einer freiwilligen Selbstverpflichtung der Düngemittelindustrie zur Abnahme der Rezyklate kommen, müssten Regelungen gefunden werden, bei denen regionale Unterschiede vermieden werden. D.h. unabhängig davon wo die Abnehmerindustrie ansässig ist, sollte für alle Kläranlagenbetreiber gleichermaßen eine Abnahmegarantie zu gleichen Konditionen bestehen.

Falls der Selbstverpflichtung nicht nachgekommen oder diese gekündigt wird, erscheint ein Ausweg über eine Regulierungslösung erforderlich, um die Kosten der getätigten Investitionen bzw. die Kreislaufführung der Ressource abzusichern. Ohne eine solche Absicherung böte eine Selbstverpflichtung zu wenig Sicherheit für Kläranlagenbetreiber, so dass keine Investi-

tionen in P-Rückgewinnungsprozesse zu erwarten sind. Vielmehr würde ansonsten der Entsorgungsweg der Monoverbrennung als sichere Lösung vermehrt verfolgt werden.

Allerdings rechnen die Abwasserbeseitigungspflichtigen nicht mit einer Selbstverpflichtung seitens der Düngemittelindustrie. Eine solche käme nur in Gestalt einer wirtschaftlich schadlosen Lösung für die Industrie zum Tragen und zu diesen Konditionen ließe sich das Rezyklat dann auch anderweitig am Markt anbieten.

Die Düngemittelindustrie scheint dem freiwilligen Einsatz von P-Rezyklaten nicht verschlossen zu sein. Der Recycling-Gedanke und die vorrangige Verwendung von P-Rezyklaten werden als richtig erachtet. Es besteht durchaus die Bereitschaft, bei guter Qualität (P-Verfügbarkeit, Schadstoffe, Handhabung) die Rezyklate zu einem bestimmten Prozentsatz einzusetzen. Allerdings würde nicht mehr Vergütung für diese Produkte gezahlt als für entsprechende Wertstoffe aus P-Erzen marktüblich ist. Es fehlen derzeit größere Mengen an Testmaterialien verschiedener Rezyklat-Arten, um die Integration in den Herstellungsprozess zu überprüfen. Wenn die Rezyklate am Markt verfügbar sind und die Qualitäten bekannt sind, wäre eine Selbstverpflichtung durchaus denkbar.

Die Finanzierungsfrage bleibt nach den geführten Gesprächen erwartungsgemäß ungeklärt (vgl. Kapitel 13.6). Eine Selbstverpflichtung zur Abnahme und Verwendung der Rezyklate unabhängig von zu zahlenden Entgelten erscheint jedoch, nach eingehender Erprobung der Rezyklate in den Produktionsprozessen, durchaus möglich und würde absichern, dass die aufwändig erzeugten Rezyklate auch tatsächlich zurück in den Kreislauf geführt werden. Auch vom Bauernverband würde eine Selbstverpflichtung der Düngemittelindustrie unterstützt.

13.3 Beimischungs(quote)

Hinsichtlich der späteren Verwendung der Rezyklate steht die Beimischung von Recycling-P zu konventionell aus Erzen produzierten Düngemitteln in der Diskussion. Zu diesem Punkt herrscht weitgehend Einigkeit bei den Befragten, dass die Art des Einsatzes sich aus der Qualität und Marktverfügbarkeit der Rezyklate ergeben wird. Auch hier wird auf die bereits erwähnten noch durchzuführenden Tests mit Rezyklaten in der Düngemittelproduktion verwiesen. Die Industrie sollte die Freiheit behalten, wie sie die Rezyklate auf dem Markt anbietet, also als Zumischung („P 10“ in Analogie zum Ottokraftstoff E 10, wobei dies nur beispielhaft für eine fiktive Zumischung verstanden werden soll) oder als reiner Rezyklatdünger („P 100“). Die erwähnte Zumischungsquote von 10 % kann in der Praxis auch deutlich höher sein. Vertreter der Düngemittelindustrie sprechen davon, dass 20 bis 30 % P-Anteil aus Rezyklaten im Dünger durchaus denkbar sind. Ob Rezyklat-Anteile oder gar die „P 100“-Düngervariante bei gleichem Preis zumindest geringe Vermarktungsvorteile wegen des Recycling-Labels haben können, wird unterschiedlich gesehen. Marktmechanismen wie Preis und Qualität sind in diesem Segment klar ausschlaggebend. Einhellig wird somit die Auffassung vertreten, dass alleine wegen eines Rezyklat-Anteils keinesfalls ein höherer Preis für den Dünger erzielt werden kann. „P 10“ o.ä. müsste als neues Produkt nach Expertenmeinung eher günstiger sein als die etablierten Produkte. Mehrerlöse über das Recycling-Label werden nicht gesehen.

Vor dem Hintergrund der derzeit diskutierten gesetzlichen Vorgaben erscheint die Verarbeitung geeigneter Monoverbrennungsaschen bzw. Mitverbrennungsaschen mit signifikantem P-Gehalt oder der Rezyklate als Rohstoffersatz (je nach Qualität nicht ganz am Anfang des Prozesses aber auch nicht im letzten Schritt einer Beimischung) zumindest mengenmäßig am wahrscheinlichsten.

Je höher der Anteil an Rezyklat-P im Dünger ist, desto höhere Anforderungen werden an die Rezyklate gestellt werden. Derzeit kann auf Basis der Erkenntnisse zur Qualität der Rezyklate noch keine Aussage zu deren maximal möglichen Anteilen in Dünger getroffen werden. Sowohl die Markteinführung von „P 10“ über die Düngemittelindustrie als auch von „P 100“ über die Düngemittelindustrie oder über eine Direktvermarktung durch Kläranlagen können parallel angegangen werden, wenn beide Varianten die erforderlichen Qualitäten aufweisen.

Weiterhin ist zu beachten, dass einige Abnehmer landwirtschaftlicher Produkte (z.B. Zuckerindustrie) fordern, dass generell kein Klärschlamm bei der Düngung zum Einsatz kommt. Dies wird eventuell aus Unkenntnis über die gute Qualität von Rezyklaten und/oder aus Vorsorgegründen für Rezyklate bzw. Rezyklat-Anteile in konventionellem Mineraldünger in der Einführungsphase zunächst ähnlich gehandhabt. Es besteht somit ein „Restrisiko“, dass die Landwirte als Käufer der Dünger Vorbehalte haben (oder im weiteren Verlauf der Wertschöpfungskette die Abnehmer der landwirtschaftlichen Produkte), da die im Düngemittel enthaltenen Rezyklate aus Klärschlamm entstanden sind. Hier sind vorbereitende Maßnahmen erforderlich, um sämtliche getroffene Einigungen nicht von dritter Seite im Nachhinein zunichte zu machen.

13.4 Gütesicherung

Eine Gütesicherung sollte Anreize schaffen, nicht nur die gesetzlichen Mindestanforderungen zu erfüllen. Eine probate Option ist die Einführung von drei Gütestufen, wovon die unterste den gesetzlichen Anforderungen entspricht. Die amtliche Düngemittelverkehrskontrolle könnte dann hierdurch ersetzt werden, indem dies vom Gütesicherungsgeber übernommen wird. Der Zusatzaufwand für Gütesicherungssysteme wird auf Basis der Erfahrungen mit Klärschlamm als gering eingeschätzt. Hierdurch hat der Landwirt jedoch eine größere Sicherheit, da eine weitgehendere Untersuchung erfolgt als bei „Standard-Klärschlamm“. Die Akzeptanz der Rezyklate in der Landwirtschaft könnte hierdurch gesteigert werden, was hinsichtlich längerfristiger Entsorgungssicherheit auch Vorteile für die abgebende Seite (Kläranlagenbetreiber) bedeutet. Ggfs. ist es zukünftig mit Blick auf stetig steigende Anforderungen in der Lebensmittelkette auch Voraussetzung für die Verwertung von Rezyklaten in der Landwirtschaft. Insbesondere ist dies eine wichtige Maßnahme für den Fall, dass von der Kläranlage ein Rezyklat direkt an die Landwirtschaft abgegeben wird. In diesem Bereich wird gütegesicherten Rezyklaten gegenüber „Standard“-Rezyklaten durchaus ein Vermarktungsvorteil zugesprochen. Der Bauernverband sieht eine Gütesicherung sowohl im Falle einer Vermarktung von Rezyklaten an Landwirte als auch bei der weiteren landbaulichen Verwertung von Klärschlämmen als zwingend notwendig an.

Grundsätzlich sind mineralische Produkte wegen geringeren Reibungspunkten mit Nachbarn (Gerüche) willkommener als Klärschlamm, was schon einen ersten wichtigen Pluspunkt für Rezyklate darstellt. Für Landwirte, denen Bodenschutz und nachhaltiges Bewirtschaften ihrer Äcker wichtig ist, erscheint eine Qualitätssicherung von P-Rezyklaten in jedem Fall erforderlich zu sein. Es wird jedoch auch darauf verwiesen, dass es kontraproduktiv sein kann eine Verpflichtung zu einem Gütesicherungssystem einführen. Der damit verbundene (personelle) Aufwand sowie die Zusatzkosten wären für Betreiber kleinerer Kläranlagen deutlich schwieriger umzusetzen als für größere Einheiten. Auch weichere Faktoren, die sich in der Praxis jedoch als relevant ergeben haben, sind zu bedenken. Aus dem Bereich der Klärschlämme liegen Erfahrungen vor, die zeigen, dass einer funktionierenden Gütesicherung ein gewisses

Maß an Eigenmotivation zuträglich ist, die nicht durch eine Verpflichtung geschaffen werden kann.

Seitens der Düngemittelindustrie werden unabhängig von Gütesicherungssystemen konkrete rechtliche Vorgaben an die Rezyklatqualität (u.a. P-Verfügbarkeit, Schadstoffe, Begleitstoffe) gefordert, z.B. in Verbindung mit einer Positivliste an möglichen Rezyklaten. Nur dann werden den Rezyklaten Marktchancen eingeräumt. Mit den örtlichen Genehmigungsbehörden sowie der Düngemittelverkehrskontrolle müssen Übereinkünfte zum Einsatz der Rezyklate (Abfälle), möglichen Emissionen, etc. erzielt werden. Hier wäre es wünschenswert, im Falle einer Forderung des P-Recyclings für diesen Bereich direkt Regelungen mit vorzusehen. Aus Sicht des Bauernverbandes müssen das Abfall- und das Düngerecht weiterhin in Ergänzung zueinander gelten. Falls z.B. noch organische Schadstoffe in den Rezyklaten enthalten sein können, was je nach Reaktionsbedingung beispielsweise bei MAP der Fall sein könnte, sollte der Klärschlammmentschädigungs-Fonds als vertrauensbildende Maßnahme auf diese Art der Rezyklate ausgeweitet werden.

13.5 Standort der Anlagen und Art der Rezyklate

Bei größeren Verbänden wie Zweckverbänden, den sondergesetzlichen Wasserverbänden oder Großstädten ist durchaus denkbar, dass bei Inkrafttreten der derzeit diskutierten Forderungen der Phosphorressourcenschonung diese durch eigene Maßnahmen auf den Kläranlagen erfüllt werden können. In ländlicheren Regionen und bei kleineren Kommunen ohne Zusammenschluss wird es zukünftig wahrscheinlich vermehrt interkommunale Zusammenarbeit im Bereich des Klärschlammmanagements geben, entweder für zentrale Rückgewinnungsanlagen aus entwässertem Klärschlamm oder für Monoverbrennungsanlagen. Der Einsatz von P-Rückgewinnungsanlagen direkt auf der Kläranlage wird insgesamt eher kritisch hinterfragt. Hier bestehen aus Betreibersicht noch große Unsicherheiten, was die diskutierten Verfahrenstechniken anbelangt (Bedienbarkeit, Störanfälligkeit, Komplexität).

Die Standortfrage, ob es eine P-Rückgewinnung mit anschließender Mitverbrennung oder eine Monoverbrennung mit Aschelagerung bzw. P-Rückgewinnung aus Asche geben wird, wird insofern nicht zwingend anhand der örtlich jeweils kostengünstigeren Lösung beantwortet werden – auch wenn in der Expertenbefragung dies mehrfach als letztlisches Entscheidungskriterium angeführt wurde. Die langfristig gesicherte Verwertung („Entsorgungssicherheit“) erscheint vielen Betreibern jedoch wichtiger als eventuell in geringem Maße erzielbare wirtschaftliche Vorteile, die aber mit hohem verfahrenstechnischen Aufwand und einigen Unsicherheiten verbunden sind. Aus den genannten Gründen erscheint der Weg über die Monoverbrennung an den meisten Standorten - und insbesondere je kleiner und personell schlechter die betroffene Kommune ausgestattet ist - als wahrscheinlichste Option, so dass nicht direkt der Kläranlagenbetreiber zum Erzeuger von Rezyklaten wird. Für die Abnehmer der Aschen ergeben sich zudem logistische Vorteile an diesen zentralen Standorten sowie eine gewisse Vergleichmäßigung des Stoffstromes. Ob die Aschen oder aus diesen erzeugte Rezyklate dann im Düngemittelproduktionsprozess eingesetzt werden, hängt von den jeweiligen Qualitäten ab.

13.6 Finanzierung

Grundsätzlich ist der Zeitpunkt für die Einführung von Regelungen zum P-Recycling günstig. Zwar bestehen noch keine Lieferunsicherheiten und die Phosphaterzlagerstätten werden noch für einen längeren Zeitraum reichen, aber neben dem stetig wachsenden globalen P-Dünger-

Bedarf wird die jährliche Düngung in Deutschland ebenfalls wieder steigen. Etwa seit dem Jahr 2000 wird von den P-Reserven im Boden profitiert, die infolge von Überdüngung angehäuft wurden, d.h. es wird weniger Phosphor gedüngt als dem Acker entzogen wird.

Da i.d.R. Maßnahmen zur P-Rückgewinnung nicht kostendeckend betrieben werden können und insofern eines Anschubes in Form rechtlicher Vorgaben bedürfen, ist auch der Gesetzgeber gefordert, eine Lösung zur Finanzierung zu suchen und zu verankern. Eine Finanzierungslösung der Maßnahmen aus dem allgemeinen Staatshaushalt wird nicht erwartet und wäre auch nicht durchsetzbar (vgl. Kapitel 14). Eine P-Rückgewinnung auf Kläranlagen ist derzeit gemäß des Kommunalabgabengesetzes (KAG) nicht gebührenfähig, da diese nicht direkt mit dem Auftrag der Abwasserreinigung einhergeht. Hier müsste demnach eine Änderung des KAG erfolgen. Sollte dies geschehen und eine P-Rückgewinnung im Rahmen der Abwasserreinigung verpflichtend werden, wären auch in der Übergangsfrist sämtliche Kosten umlagefähig. Die derzeit bekannten Kosten von unter 10 Cent/m³ Abwasser werden als durchaus zumutbar) aber auch als nennenswert (häufig ca. 10 % Kostenerhöhung der Abwasserreinigung) angesehen. Es ist zu beachten, dass mancherorts nicht nur die Kosten der P-Rückgewinnung getragen werden müssen sondern Zusatzkosten für eine Mitverbrennung (statt landwirtschaftlicher Verwertung) bzw. – ohne vorherige P-Rückgewinnung – die höheren Kosten für eine Monoverbrennung getragen werden müssen. Es sollten daher sowohl aus Sicht der Abwasserbeseitigungspflichtigen als auch der Düngemittelindustrie politische Anreize und staatliche Anschubfinanzierungen geschaffen werden, um die Entwicklung von P-Rückgewinnungsverfahren voranzutreiben, bis diese zu Marktpreisen durchführbar sind. Falls die Abwasserabgabe bestehen bleibt, sollte eine Verrechnung für Maßnahmen der P-Rückgewinnung vorgesehen werden. Die Verwendungsmöglichkeiten (§13 AbwAG) müssten angepasst werden, damit auch Maßnahmen im Klärschlammbereich verrechnungsfähig sind. Ebenso sollten beim Bau von Monoverbrennungsanlagen oder P-Rückgewinnungsanlagen Fördergelder bereitgestellt werden (z.B. im Falle zügiger Umsetzung). Diese Förderung sollte über bestehende Programme hinausgehen, da diese sich in den zurückliegenden Jahren trotz mancherorts hohen Engagements als nicht hinreichend erwiesen haben. Erforderlich sind vollständige Investitionsförderungen für die ersten Pilotanlagen sowie die Finanzierung wissenschaftlicher Begleitprogramme, so dass es zu weiteren Prozessoptimierungen kommt.

Eine mitunter diskutierte Verteilung der Kosten auf alle Kläranlagen im Falle einer Forderung, dass P-Rückgewinnung nur für z.B. die Größenklasse 5 verpflichtend wird, wird als nicht durchsetzbar angesehen. Dies würde vielmehr dazu führen, dass sämtliche Standortnachteile zur Diskussion gestellt würden. Außerdem rechnen einige Verbände die Kosten resp. die resultierende Gebühr für alle Kläranlagen jeweils spezifisch ab, woraus sich ein weiteres Problem bei einer Kostenumlage auf alle KA ergibt.

Die Einführung einer für alle Produkte geltenden schadstoffbezogenen Düngemittelabgabe (z.B. über Schwermetall-Äquivalente), aus der dann Maßnahmen des P-Recyclings gedeckt werden können, erscheint zunächst als guter ganzheitlicher Ansatz, der allerdings für diesen relativ überschaubaren Wirtschaftszweig bzw. die relativ geringen Klärschlammengen einen erheblichen Aufwand bedeuten würde. Zum anderen würde eine solche Umlage von Zusatzkosten, die durch die Verwendung von Rezyklaten hervorgerufen werden, auf alle P-Dünger als künstliche Verteuerung der Dünger angesehen und abgelehnt.

Losgelöst von der Frage, wie die Mehrkosten von der Düngemittelindustrie übernommen werden können, werden wenige Prozentpunkte (ca. 3 %) teurere Dünger als unkritisch angesehen, da dies im Bereich der üblichen Preisschwankung liegt. Bei höherer Preissteigerung oder härteren Zwangsmaßnahmen besteht die Gefahr der Abwanderung der Industrie aus Deutsch-

land bzw. des vermehrten Imports von fertigen Düngemitteln aus europäischen Nachbarstaaten, wenn diese kostengünstiger liefern können.

14 Möglichkeiten rechtlicher Umsetzung

14.1 Rechtlicher Status von Rezyklat als Abfall oder Produkt

14.1.1 Die Unterscheidung zwischen Abfällen und Produkten

Das Begriffspaar „Abfall“ und „Produkt“ bezeichnet im abfallrechtlichen Sprachgebrauch Gegensätzliches. Unter einem „Produkt“ (oder „Erzeugnis“) wird hier also ein Stoff oder Gegenstand verstanden, der kein Abfall ist und deshalb nicht den Regelungen des Abfallrechts – sondern eben denjenigen des sog. Produktrechts – unterliegt. In anderen Rechtsbereichen, in denen nicht zwischen Abfällen und Nicht-Abfällen unterschieden wird, findet, wie auch im allgemeinen Sprachgebrauch, demgegenüber ein weitergehender Produktbegriff Verwendung. Der vorliegende Abschnitt, der die abfallrechtliche Einordnung von Phosphor-Rezyklaten behandelt, die aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammaschen gewonnen werden, folgt jedoch der spezifischen, im Abfallrecht gebräuchlichen Terminologie.

Die Grunddefinition des Rechtsbegriffs „Abfall“ findet sich in § 3 Abs. 1 Satz 1 KrWG. Danach sind unter Abfall alle Stoffe oder Gegenstände zu verstehen, derer sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Im Zentrum der Vorschrift steht somit die (tatsächlich erfolgende, subjektiv beabsichtigte oder rechtlich gebotene) Entledigung, die in den folgenden Absätzen des § 3 KrWG weiter konkretisiert wird.

14.1.2 Abfalleigenschaft von Rezyklat als Folge der Abfalleigenschaft von Abwasser und Klärschlamm

Von der in § 3 Abs. 1 Satz 1 KrWG geregelten Möglichkeit, dass ein Stoff oder Gegenstand, der zunächst kein Abfall ist, bei Vorliegen eines der Entledigungstatbestände zu Abfall wird, ist die Möglichkeit zu unterscheiden, dass ein Stoff oder Gegenstand deshalb als Abfall anzusehen ist, weil er aus einem Material gewonnen wurde, das seinerseits Abfall im Rechtssinne war. Wie sich aus § 5 Abs. 1 KrWG ergibt, verliert ein Stoff oder Gegenstand den rechtlichen Status als Abfall nämlich erst dann, wenn er ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat und so beschaffen ist, dass

- ▶ er üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird,
- ▶ ein Markt für ihn oder eine Nachfrage nach ihm besteht,
- ▶ er alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren (technischen) Normen für Erzeugnisse erfüllt und
- ▶ seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt.

Wird ein Abfall demgegenüber in einer Weise behandelt, die (noch) nicht dazu führt, dass diese Anforderungen vollständig erfüllt sind, bleibt die Abfalleigenschaft auch dann erhalten, wenn durch die Behandlung des Abfalls dessen Beschaffenheit so grundlegend verändert wird, dass das Ergebnis des Behandlungsvorgangs nach der Verkehrsauffassung nicht mehr als identisch mit dem ursprünglichen Material erscheint, sondern als neues „Produkt“ (im Sinne des allgemeinen Sprachgebrauchs) angesehen wird.

Entscheidend für die Einstufung von Rezyklaten, die definitionsgemäß aus Abfall gewonnen werden, als Produkt sind daher nicht unmittelbar die in § 3 Abs. 1 Satz 1 KrWG geregelten

Entledigungstatbestände, sondern die in § 5 KrWG geregelten Voraussetzungen an das „Ende der Abfalleigenschaft“. Dies gilt auch für die hier zu beurteilenden Phosphor-Rezyklate und zwar unabhängig davon, ob diese aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammmaschen gewonnen werden:

Bei Abwasser, das einer Kläranlage zugeführt wird, handelt es sich nämlich ohne weiteres um einen Stoff, dessen sich sein Besitzer entledigt, und somit um Abfall im Sinne der Abfalldefinition nach § 3 Abs. 1 Satz 1 KrWG. Dem steht nicht entgegen, dass die Abwasserbehandlung nicht dem Abfallrecht, sondern dem Wasserrecht unterliegt. Denn die im Kreislaufwirtschaftsgesetz geregelten Bereichsausnahmen limitieren nicht die Reichweite des Abfallbegriffs, sondern nur die Sachverhalte, die dessen sachlichen Bestimmungen unterliegen.⁴ Der für Abwasser maßgebliche, in § 2 Abs. 2 Nr. 9 KrWG geregelte Ausschluss von Stoffen, die in Gewässer oder Abwasseranlagen eingebracht werden, berührt die Abfalleigenschaft solcher Stoffe mithin nicht. Dies entspricht der Rechtsprechung des EuGH, nach der Abwasser unter den gemeinschaftsrechtlichen Abfallbegriff fällt.⁵ Endet der Vorrang des Wasserrechts und damit der Anwendungsausschluss des Abfallrechts, unterliegen Abwasser und daraus hervorgegangene Stoffe und Gegenstände, namentlich Klärschlämme und Klärschlammmaschen, somit als Abfall dem Abfallrecht, ohne dass die Voraussetzungen der Abfalldefinition nach § 3 Abs. 1 Satz 1 KrWG nach diesem Zeitpunkt erneut erfüllt sein müssten.

14.1.3 Ende der Abfalleigenschaft von Phosphor-Rezyklaten

Rezyklate aus der Phosphorrückgewinnung sind nach dem bisher Gesagten also nur dann keine Abfälle im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes, wenn durch die Rückgewinnungsverfahren das Ende der Abfalleigenschaft erreicht wird. Rechtlicher Maßstab sind insoweit die Tatbestandsvoraussetzungen des § 5 Abs. 1 KrWG.

14.1.3.1 Durchlaufen eines Verwertungsverfahrens

Erste Voraussetzung dafür, dass ein Abfall nach § 5 Abs. 1 KrWG das Ende der Abfalleigenschaft erreichen kann, ist, dass dieser ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat. Unter Verwertung ist dabei nach der gesetzlichen Definition in § 3 Abs. 23 KrWG jedes Verfahren zu verstehen, als „dessen Hauptergebnis Abfälle innerhalb der Anlage oder in der weiteren Wirtschaft einem sinnvollen Zweck zugeführt werden, indem sie entweder andere Materialien ersetzen, die sonst zur Erfüllung einer bestimmten Funktion verwendet worden wären, oder indem Abfälle so vorbereitet werden, dass sie diese Funktion erfüllen“. Ein Unterfall der Verwertung ist das Recycling, das nach § 3 Abs. 25 KrWG jedes Verwertungsverfahren umfasst, durch das Abfälle zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden; ausgenommen sind allein die Aufbereitung zur Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung.

Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammmaschen erfüllen die genannten Voraussetzungen eines Recyclings, so dass die hierdurch gewonnenen Phosphor-Rezyklate ein Verwertungsverfahren im Sinne des § 3 Abs. 23 KrWG durchlaufen haben. Im Kontext des § 5 Abs. 1 KrWG wird in Anlehnung an die vor Inkrafttreten des KrWG ergangene Rechtsprechung zum Ende der Abfalleigenschaft allerdings vielfach zusätzlich verlangt, dass durch das Verwertungsverfahren die Verwertung bereits „abgeschlossen“ sein muss. Richtig daran ist, dass ein Stoff oder Gegenstand die in § 3 Abs. 23 KrWG genann-

⁴ Jarass/Petersen/ders., § 3 Rn. 8.

⁵ EuGH, Urt. v. 10.05.2007, Rs. C-252/05 (*Thames Water*), Rn. 26.

te Substitutionsfunktion erfüllen muss, um das Abfallende erreichen zu können. Darüber hinausgehende Anforderungen lassen sich der Voraussetzung, dass der Abfall ein Verwertungsverfahren durchlaufen haben muss, allerdings nicht entnehmen.

Insbesondere liefert der Begriff der Verwertung kein taugliches Kriterium, um entscheiden zu können, ob das Abfallende in einem mehrstufigen Produktionsprozess bereits durch die Herstellung eines Zwischenprodukts oder erst mit der Herstellung des Endprodukts erreicht wird, denn die von § 3 Abs. 23 KrWG vorausgesetzte Substitutionsfunktion kann auch durch Zwischenprodukte erfüllt werden. Die erforderliche Abgrenzung kann auch nicht nach der Art des eingesetzten Verfahrens vorgenommen werden, da sich Verwertungsverfahren von anderen technischen Prozessen allein dadurch unterscheiden, dass es sich bei ihrem Input um Abfall handelt. Die Frage nach dem Ende der Verwertung führt mithin auf die Frage zurück, ob der in nachfolgenden Verfahrensschritten eingesetzte Stoff oder Gegenstand noch Abfall ist. Bei folgerichtiger Betrachtung ist der Abschluss der Verwertung mithin nicht Voraussetzung, sondern Folge des Endes der Abfalleigenschaft.

14.1.3.2 Verwendung zu bestimmten Zwecken

Die von § 5 Abs. 1 Nr. 1 KrWG verlangte Voraussetzung, dass der Stoff oder Gegenstand üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird, wird durch den vorgesehenen Einsatz von Phosphor-Rezyklaten zur Herstellung von Düngemitteln unproblematisch erfüllt.

14.1.3.3 Markt oder Nachfrage

Weiterhin muss nach § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG ein Markt oder eine Nachfrage nach dem Stoff oder Gegenstand bestehen. Da ein Markt das Vorliegen von Angebot *und* Nachfrage voraussetzt, ist das – nach dem Wortlaut des Gesetzes hinreichende – Vorliegen einer Nachfrage das allgemeinere Merkmal. Eine Nachfrage besteht immer dann, wenn eine tatsächliche Abnahmebereitschaft für Rezyklate vorliegt. Unerheblich ist, auf welchem Grund eine tatsächlich bestehende Nachfrage beruht, so dass auch eine durch gesetzliche Maßnahmen, wie z.B. eine Abnahmeverpflichtung der Düngemittelindustrie, erzeugte Nachfrage die Anforderungen des § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG erfüllt.

Eine gewisse Schwierigkeit wirft die in § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG geregelte Erforderlichkeit eines Marktes oder einer Nachfrage bei der erstmaligen Einführung eines Recyclingproduktes auf. Nach einhelliger Auffassung in der Literatur ist diese Voraussetzung nämlich nicht erfüllt, wenn ein Markt oder eine Nachfrage erst noch geschaffen werden muss. Allerdings werden an das Vorliegen eines Marktes oder einer Nachfrage keine hohen Voraussetzungen gestellt, insbesondere soll es ausreichen, wenn die Nachfrage nur von einem Marktteilnehmer ausgeht. Damit ist das Problem der Markteinführung letztlich ein vorübergehendes mit geringer praktischer Bedeutung: Lässt sich – wovon im Fall der Phosphor-Rezyklate auszugehen ist – eine Nachfrage durch geeignete Maßnahmen schaffen, sind nach kürzester Zeit die Anforderungen des § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG erfüllt. Einer vertieften Auseinandersetzung mit dieser Frage bedarf es daher nicht.

14.1.3.4 Erfüllung technischer und rechtlicher Anforderungen

Nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 KrWG setzt das Ende der Abfalleigenschaft weiter voraus, dass alle für die jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen – gemeint sind hier technische Normen – für Erzeugnisse erfüllt werden. Das Recyclingprodukt muss sich, kurz gesagt, für die vorgesehene Verwendung eignen und dem einschlägigen Produktrecht genügen.

Maßgebliches Produktrecht ist für Phosphor-Rezyklate aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammmasche in erster Linie das Düngemittelrecht. Damit folgt aus § 5 Abs. 1 Nr. 3

KrWG im Wesentlichen die Voraussetzung, dass unter Verwendung solcher Rezyklate ein zulässiges Düngemittel hergestellt werden kann, wobei es sich entweder um ein EG-Düngemittel nach der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 über Düngemittel (EG-Düngemittelverordnung) oder ein nach nationalem Recht, insbesondere dem Düngegesetz und der Düngemittelverordnung, zugelassenes Düngemittel handeln kann. In beiden Fällen müssen neben den Anforderungen an die Düngewirkung⁶ insbesondere die jeweils vorgeschriebenen Grenzwerte sowie die für Phosphorverbindungen und Phosphatlöslichkeiten⁷ geltenden Beschränkungen eingehalten werden.

Ob diese Voraussetzungen erfüllt sind, ist weniger eine rechtliche, als eine tatsächliche Frage, die sich nicht für alle Phosphor-Rezyklate pauschal beantworten lässt und für jedes Recyclingprodukt aus der Phosphorrückgewinnung geprüft werden muss.

14.1.3.5 Keine schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt

Schließlich darf nach § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG die Verwendung des Rezyklats insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führen. Bei dieser Voraussetzung für das Abfallende handelt es sich im Wesentlichen um einen Auffangtatbestand, mit dem abfallspezifische Risiken des Recyclingprodukts ausgeschlossen werden sollen. Abfallspezifisch in diesem Sinne sind solche Risiken, die entsprechende, aus Primärrohstoffen hergestellte Erzeugnisse nicht aufweisen und daher von dem anwendbaren Produktrecht nicht adäquat abgedeckt werden. Ein Anwendungsfall sind insbesondere Schadstoffbelastungen, die aus der ursprünglichen Herkunft des Materials herrühren und durch den Verwertungsvorgang nicht beseitigt werden. Konkret geht es hier also um mögliche Umweltrisiken, die von Phosphor-Rezyklaten ausgehen können, jedoch nicht bereits durch das Düngemittelrecht als maßgeblichem Produktrecht geregelt werden.

Ob Phosphor-Rezyklate aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammmaschen solche abfallspezifischen Risiken aufweisen, lässt sich nach derzeitigem Kenntnisstand nicht beurteilen. Untersuchungen von Rezyklaten sind bisher insbesondere auf die düngemittelrechtlichen Anforderungen erfolgt, das Vorhandensein weiterer Umweltrisiken kann derzeit jedoch nicht vollständig ausgeschlossen werden. Insbesondere lässt auch der Umstand, dass nach gegenwärtiger Rechtslage Klärschlämme- bzw. Klärschlammmaschen unmittelbar auf Böden aufgebracht werden dürfen, nicht auf das Fehlen abfalltypischer Risiken der Rezyklate schließen: Zum einen regeln die einschlägigen Rechtsvorschriften, namentlich die Klärschlammverordnung, nur Anforderungen für die Aufbringung auf Böden, nicht jedoch die Herstellung von Düngemitteln. Zum anderen lässt es sich nicht a priori ausschließen, dass sich die gefahrenrelevanten Eigenschaften durch die im Recyclingprozess erfolgenden Veränderungen bei der stofflichen Zusammensetzung von denjenigen des Ausgangsmaterials unterscheiden. Letztlich bedürfen die verschiedenen Rückgewinnungsverfahren und die daraus gewonnenen Rezyklate auch hinsichtlich der Anforderungen des § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG einer spezifischen Betrachtung.

Soweit Phosphorrezyklate „abfallspezifische“ Risiken in dem oben beschriebenen Sinn aufweisen, die das Ende der Abfalleigenschaft wegen § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG problematisch erscheinen lassen, besteht die Möglichkeit, die insoweit einzuhaltenden Anforderungen durch Rechtsverordnung festzulegen. Die notwendige Ermächtigungsgrundlage für eine solche Verordnung enthält § 5 Abs. 2 KrWG, nach der stoffstromspezifisch die Bedingungen für das Er-

⁶ Vgl. § 3 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 DüMV; Art. 14 Buchstabe a) EG-Düngemittelverordnung.

⁷ § 3 Abs. 1 Satz 2 Nr. 2 Buchstabe d) i.V.m. Anlage 2 Tabelle 4 DüMV; Anhang 1, Gliederungspunkt A.2 EG-Düngemittelverordnung.

reichen des Abfallendes konkretisiert und Anforderungen zum Schutz von Mensch und Umwelt, insbesondere durch Grenzwerte für Schadstoffe, festgelegt werden können. Hiermit lassen sich insbesondere die erheblichen Rechtsunsicherheiten vermeiden, die sich anderenfalls aus der Unbestimmtheit des § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG ergeben würden. Zuständig für den Erlass einer solchen Abfallendeverordnung nach § 5 Abs. 2 KrWG für Phosphor-Rezyklate ist die Bundesregierung. Die beteiligten Kreise sind zuvor anzuhören; die beteiligten Kreise umfassen nach § 68 KrWG die Wissenschaft, die Betroffenen, die beteiligte Wirtschaft, die obersten Abfallwirtschaftsbehörden der Länder sowie die Gemeinden und Gemeindeverbände. Zudem ist die Zustimmung des Bundesrates erforderlich.

Weisen Phosphor-Rezyklate im Vergleich zu entsprechenden Primäreinsatzstoffen keine abfallspezifischen Risiken auf, bedarf es einer solchen Abfallendeverordnung nach § 5 Abs. 2 KrWG nicht. In diesem Fall ist die Voraussetzung des § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG ohne weiteres erfüllt.

14.1.3.6 Ergebnis

Ob Rezyklate aus der Phosphorrückgewinnung das Ende der Abfalleigenschaft erreichen und somit als Produkt anzusehen sind, hängt im Wesentlichen von zwei Voraussetzungen ab, die im Rahmen dieses Forschungsprojekts nicht abschließend beurteilt werden können:

Zum einen muss das Rezyklat für den Einsatz zur Düngemittelherstellung geeignet sein und den insoweit bestehenden rechtlichen – insbesondere düngemittelrechtlichen – Anforderungen genügen. Die Erfüllung dieser Voraussetzung hängt von dem eingesetzten Stoffstrom in Verbindung mit dem Rückgewinnungs- bzw. Verwertungsverfahren ab und ist daher im Hinblick auf jedes einzelne Verfahren bzw. Rezyklat zu prüfen. Zum anderen dürfen vom Düngemittelrecht nicht erfasste, abfallspezifische Belastungen der Rezyklate, die auf der Herkunft aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche beruhen, nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Menschen und Umwelt führen. Soweit solche Belastungen nicht durch die jeweiligen Verwertungsverfahren ausgeschlossen werden können – was ebenfalls verfahrensspezifisch zu untersuchen ist –, ist aus rechtlicher Sicht die Festlegung entsprechender Anforderungen durch eine Abfallendeverordnung nach § 5 Abs. 2 KrWG⁸ zu empfehlen. Eine solche Rechtsverordnung würde eine rechtssichere Grundlage für die Entscheidung bieten, ob Phosphor-Rezyklate das Ende der Abfalleigenschaft erreichen.

Die weiteren Tatbestandsmerkmale des § 5 Abs. 1 KrWG weisen demgegenüber im Hinblick auf Phosphor-Rezyklate keine besonderen Schwierigkeiten auf, vorausgesetzt, es gelingt, durch geeignete Fördermaßnahmen eine Nachfrage von Düngemittelherstellern nach solchen Rezyklaten zu etablieren.

Diese Ergebnisse lassen sich auch auf Phosphor-Rezyklate, die unmittelbar zur Düngung geeignet sind und daher keiner weiteren Verarbeitung in der Düngemittelproduktion bedürfen, übertragen. Hier werden zur Gewährleistung der Anforderung des § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG geeignete Maßnahmen zur Schaffung einer Nachfrage unmittelbar bei den potentiellen landwirtschaftlichen Verwendern zu treffen sein.

⁸ Zum Verfahren siehe oben 1.1.1.1.

14.2 Rechtliche Umsetzung von Maßnahmen zur Förderung des Phosphorrecyclings

Im Folgenden sollen die rechtlichen Möglichkeiten und Grenzen von gesetzlichen Maßnahmen zur Förderung des Phosphorrecyclings untersucht werden. Bei den untersuchten Maßnahmen handelt es sich im Einzelnen

- ▶ um eine Verpflichtung der Düngemittelindustrie, Phosphor-Rezyklate aus Abwässern, Klärschlämmen und Klärschlammaschen abzunehmen und in der Herstellung von Düngemitteln einzusetzen,
- ▶ um verschiedene Maßnahmen zur Finanzierung der Phosphorrückgewinnung sowie
- ▶ um die Verpflichtung von Klärwerksbetreibern zur Durchführung der Phosphorrückgewinnung.

Den rechtlichen Rahmen für solche gesetzgeberische Maßnahmen bilden aus Gründen der Normenhierarchie das deutsche Verfassungsrecht und das Recht der Europäischen Union, dem Vorrang vor den nationalen Rechtsordnungen der Mitgliedstaaten zukommt.

Verfassungsrechtlicher Prüfungsmaßstab für Maßnahmen zur Förderung der Phosphorrückgewinnung, insbesondere von gesetzlichen Handlungsgeboten, sind zunächst die Grundrechte der Betroffenen, namentlich die in Art. 12 GG gewährleistete Berufsfreiheit. Fiskalische Steuerungsmaßnahmen müssen zudem mit der föderalen Finanzverfassung in Einklang stehen.

In unionsrechtlicher Hinsicht sind solche Maßnahmen primärrechtlich insbesondere an der Warenverkehrsfreiheit nach Art. 34 ff. AEUV zu messen. Weitere Anforderungen können sich – je nach Art der Maßnahme – daneben aus dem EU-Sekundärrecht ergeben.

14.2.1 Abnahmepflicht der Düngemittelindustrie

14.2.1.1 Verfassungsrechtliche Bewertung

Verfassungsrechtlicher Maßstab für eine gesetzliche Verpflichtung von Düngemittelherstellern, Phosphor-Rezyklate abzunehmen und zur Herstellung von Düngemitteln einzusetzen, ist die durch Art. 12 GG gewährleistete Berufsfreiheit.

Diese garantiert als einheitliches Grundrecht sowohl die Freiheit der Berufswahl als auch die Freiheit der Berufsausübung. Unter einem Beruf ist dabei jede auf eine gewisse Dauer angelegte, der Schaffung oder Erhaltung einer Lebensgrundlage dienende Tätigkeit zu verstehen. Hierunter fällt nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts jede auf Erwerb gerichtete Tätigkeit, die sich nicht in einem einmaligen Erwerbsakt erschöpft.⁹ Dies umfasst insbesondere gewerbliche Tätigkeiten wie die Produktion von Düngemitteln. Dass Träger solcher Unternehmen in der Regel nicht natürliche, sondern juristische Personen sind, steht dem nicht entgegen, da die Berufsfreiheit gem. Art. 19 Abs. 3 GG auch auf juristische Personen anwendbar ist.

Als Eingriff in die Berufsfreiheit sind nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts solche Regelungen anzusehen, die sich entweder unmittelbar auf die Berufsausübung beziehen oder zumindest objektiv eine berufsregelnde Tendenz haben. Eine berufsregelnde Tendenz liegt nach Ansicht des Gerichts jedenfalls dann vor, wenn eine Regelung im Schwer-

⁹ BVerfG, Urt. v. 17.02.1998, 1 BvF 1/91, E 97, 228 (253).

punkt Tätigkeiten betrifft, die typischerweise beruflich ausgeübt werden.¹⁰ Danach greift eine Abnahmeverpflichtung für Phosphor-Rezyklate unabhängig von ihrer konkreten Ausgestaltung in die Berufsausübungsfreiheit der Düngemittelhersteller ein, denn sie unterwirft die Produktion von Düngemitteln, die typischerweise gewerblich und damit beruflich im Sinne des Art. 12 GG erfolgt, bestimmten rechtlichen Bedingungen.

Das Vorliegen eines Eingriffs in ein Grundrecht bedeutet für sich genommen indes noch nicht, dass das Grundrecht im Ergebnis verletzt und die betroffene Maßnahme damit verfassungswidrig ist. Hierfür kommt es vielmehr darauf an, ob der Grundrechtseingriff gerechtfertigt ist. Dies setzt bei gesetzlichen Eingriffen zunächst voraus, dass das Gesetz formell verfassungsmäßig, insbesondere kompetenzgemäß erlassen wird. Eine Gesetzgebungskompetenz des Bundesgesetzgebers zur Regelung einer Verpflichtung zur Abnahme von Phosphor-Rezyklaten ergibt sich dabei aus Art. 74 Abs. 1 Nr. 11 GG.

In inhaltlicher Hinsicht muss das in ein Grundrecht eingreifende Gesetz von den im jeweiligen Grundrechtsartikel vorgesehenen Eingriffsmöglichkeiten (sog. Grundrechtsschranken) gedeckt sein und die verfassungsrechtlichen Grenzen solcher Eingriffe (sog. Schranken-Schranken) wahren. Die Berufsfreiheit steht nach ständiger Rechtsprechung unter einem allgemeinen Gesetzesvorbehalt und lässt somit einen weiten Spielraum für gesetzgeberische Maßnahmen. Grenzen für Eingriffe in die Berufsfreiheit ergeben sich jedoch aus der sog. Drei-Stufentheorie des Bundesverfassungsgerichts, die zwischen objektiven Berufswahlbeschränkungen, subjektiven Berufswahlbeschränkungen und Berufsausübungsregelungen differenziert.

Eine Abnahmepflicht der Düngemittelproduzenten für Phosphor-Rezyklate fällt in die Kategorie der Berufsausübungsregelungen. Sie sind nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts zulässig, wenn vernünftige Erwägungen des Allgemeinwohls die Regelung rechtfertigen.¹¹ Berufsausübungsregeln können mithin zur Verfolgung jedes legitimen Zwecks erlassen werden, zu denen insbesondere der Umweltschutz gehört. Diesem ist verfassungsrechtlich durch die Staatszielbestimmung des Art. 20a GG sogar ein besonderer Stellenwert eingeräumt, wonach der Staat in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung zu schützen hat.

Gesetzliche Eingriffe in die Berufsfreiheit müssen allerdings dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit (im weiteren Sinne) genügen. Dies bedeutet, dass sie geeignet sein müssen, das mit dem Gesetz verfolgte Ziel zumindest zu fördern, kein gleich geeignetes, weniger belastendes Mittel zur Verfügung stehen darf (Erforderlichkeit) und die Schwere des Grundrechtseingriffs nicht außer Verhältnis zu dem mit dem Gesetz erreichten Nutzen stehen darf (Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne). Dabei trägt das Bundesverfassungsgericht dem politischen Gestaltungsspielraum des Gesetzgebers durch die Einräumung weitreichender Einschätzungsprärogativen Rechnung. Ein Gesetz ist mithin erst dann verfassungswidrig, wenn der Eingriff eindeutig ungeeignet, nicht erforderlich oder unangemessen ist.

Die Erforderlichkeit einer Verpflichtung der Düngemittelindustrie zur Abnahme von Phosphor-Rezyklaten lässt sich dabei nicht mit der Erwägung in Abrede stellen, dass stattdessen auch gesetzliche Maßnahmen getroffen werden könnten, die sich an die Rezyklat-Erzeuger richten. Im Rahmen der Verhältnismäßigkeitsprüfung ist eine alternative gesetzgeberische

¹⁰ BVerfG, Urt. v. 17.02.1998, 1 BvF 1/91, E 97, 228 (254).

¹¹ Ständige Rechtsprechung seit BVerfG, Urt. v. 11.06.1958, 1 BvR 596/56, E 7, 377 (405).

Maßnahme nämlich nur dann als weniger belastend anzusehen, wenn auch die Allgemeinheit und Dritte nicht stärker belastet werden als durch das vom Gesetzgeber gewählte Mittel.

Letztlich kommt es für die Zulässigkeit einer Verpflichtung der Düngemittelindustrie zur Abnahme von Phosphor-Rezyklaten danach auf die Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne und mithin auf eine Güterabwägung an, bei der das Gewicht des Grundrechtseingriffs dem umweltpolitischen Nutzen der Maßnahme gegenüber gestellt wird:

Die Schwere des Eingriffs in die Berufsfreiheit, der in einer Abnahmeverpflichtung von Phosphor-Rezyklaten liegt, ergibt sich insbesondere aus einem Vergleich der Einsatzmöglichkeiten solcher Rezyklate mit der Verwendung von phosphorhaltigen Primärrohstoffen. Dieser Vergleich hat eine technische, wirtschaftliche und rechtliche Dimension: In technischer Hinsicht wiegt der Eingriff umso schwerer, je stärker die zur Herstellung von Dünger notwendigen Verfahren einer Anpassung an den Einsatz von Phosphor-Rezyklaten bedürfen – davon, dass eine solche Anpassung in jedem Fall erforderlich sein wird, ist nach den vorliegenden Erkenntnissen auszugehen. In wirtschaftlicher Hinsicht ist eine Abnahmeverpflichtung zum Marktpreis für Primärrohstoffe als geringerer Eingriff zu werten als eine Abnahmeverpflichtung, bei der die Düngemittelindustrie die Zusatzkosten der Phosphorrückgewinnung zu tragen hätte. In rechtlicher Hinsicht wiegt der Eingriff in die Berufsfreiheit dann besonders schwer, wenn der Einsatz von Phosphor-Rezyklaten in der Produktion – etwa wegen abfallspezifischer Schadstoffbelastungen – zur Folge hätte, dass das Endprodukt besonderen rechtlichen Anforderungen unterworfen und seine Verwendbarkeit hierdurch eingeschränkt wäre.

Ein endgültiges Urteil über die Vereinbarkeit einer Abnahmeverpflichtung für Phosphor-Rezyklate lässt sich danach erst treffen, wenn ein konkretes Konzept für eine solche Maßnahme vorliegt, welches den technischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Rahmen festlegt, in dem die Abnahmeverpflichtung besteht. Grundsätzliche Einwände gegen die Verfassungsmäßigkeit einer solchen Abnahmeverpflichtung ergeben sich aus der Berufsfreiheit indes nicht.

14.2.1.2 Unionsrechtliche Bewertung

Unionsrechtlicher Prüfungsmaßstab ist in erster Linie die Warenverkehrsfreiheit. Diese beinhaltet nach Art. 34 AEUV insbesondere das Verbot mengenmäßiger Einfuhrbeschränkungen und Maßnahmen gleicher Wirkung zwischen den Mitgliedstaaten. Unter einer Maßnahme gleicher Wirkung wie eine mengenmäßige Einfuhrbeschränkung wird in der Rechtsprechung des EuGH seit der Entscheidung *Dassonville* jede Maßnahme der Mitgliedstaaten verstanden, die geeignet ist, den innergemeinschaftlichen Handelsverkehr unmittelbar oder mittelbar, tatsächlich oder potenziell zu behindern.¹²

Maßnahmen, die der Förderung des Absatzes bestimmter Produkte dienen, sind danach unabhängig von ihrer Ausgestaltung Maßnahmen gleicher Wirkung wie mengenmäßige Einfuhrbeschränkungen, da sie den Absatz konkurrierender Produkte aus anderen Mitgliedstaaten zumindest mittelbar und potenziell erschweren. Dies trifft auch auf die hier in Rede stehende Abnahmepflicht für Phosphor-Rezyklate zu, da diese zur Folge hat, dass zumindest ein Teil der Nachfrage der Düngemittelindustrie nach Phosphor durch die Rezyklate abgedeckt wird, so dass insoweit die Nachfrage nach anderen Phosphorprodukten, die zumindest potenziell durch importierte Produkte erfüllt werden könnte, vermindert wird.

Die Abnahmeverpflichtung ist auch nicht nach den in der Entscheidung *Keck und Mithourd* entwickelten Grundsätzen aus dem Begriff der Maßnahmen gleicher Wirkung ausgenommen.

¹² EuGH, Urt. v. 11.07.1974, Rs. 8/74 (*Dassonville*), Rn. 5.

Danach sind bestimmte Verkaufsmodalitäten nicht im Sinne der *Dassonville*-Formel geeignet, den innergemeinschaftlichen Handel zu beeinträchtigen, wenn sie für alle betroffenen Marktteilnehmer, die ihre Tätigkeit im Inland ausüben, gleichermaßen gelten und inländische Produkte sowie Produkte aus anderen EU-Mitgliedstaaten rechtlich und tatsächlich in gleicher Weise betreffen.¹³ Eine Abnahmeverpflichtung für Phosphor-Rezyklate weist bereits nicht den Charakter einer Verkaufsmodalität auf, da es sich nicht lediglich um eine Regelung über die Art und Weise des Vertriebs einer Ware handelt.

Der danach vorliegende Eingriff in die Warenverkehrsfreiheit kann, ähnlich wie der Grundrechtseingriff, gerechtfertigt werden. Hierzu stehen nach der Rechtsprechung des EuGH zwei Wege zur Verfügung, nämlich zum einen die in Art. 36 AEUV ausdrücklich vorgesehenen Rechtfertigungsgründe und zum anderen die Rechtfertigung durch sog. zwingende Erfordernisse des Allgemeinwohls, die in Rechtssache *Cassis de Dijon* erstmals entwickelt worden ist.¹⁴ In beiden Fällen ist die Rechtfertigungsmöglichkeit allerdings durch den Grundsatz der Verhältnismäßigkeit begrenzt.

Der mit der Einführung einer Abnahmeverpflichtung zur Förderung des Phosphor-Recyclings letztlich verfolgte Umwelt- und Ressourcenschutz gehört nicht zu den in Art. 36 AEUV aufgezählten Rechtfertigungsgründen, ist jedoch durch eine Vielzahl von Entscheidungen des EuGH als zwingendes Erfordernis des Allgemeinwohls anerkannt worden. So hat der EuGH jüngst in einer Entscheidung vom 1. Juli 2014¹⁵ anerkannt, dass Eingriffe in die Warenverkehrsfreiheit etwa zum Zweck der Förderung erneuerbarer Energien zulässig sind, wenn sie dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit genügen. In diesem Zusammenhang hat der EuGH ausdrücklich auf Art. 194 Abs. 1 Buchst. c) AEUV Bezug genommen, der die Förderung erneuerbarer Energiequellen ausdrücklich als Ziel der Energiepolitik der EU benennt.¹⁶ Dies ist im vorliegenden Zusammenhang deshalb von Bedeutung, weil in Art. 191 Abs. 1, 3. Spiegelstrich AEUV eine vergleichbare Regelung für den Ressourcenschutz als umweltpolitisches Ziel getroffen worden ist. Die Erwägungen des EuGH zur Förderung erneuerbarer Energien lassen sich somit auf die Förderung des Phosphor-Recyclings übertragen.

Entscheidend für die unionsrechtliche Zulässigkeit einer Annahmeverpflichtung ist mithin im Ergebnis wiederum die Beachtung des Verhältnismäßigkeitsprinzips. Bezugspunkt für die Abwägung zwischen dem Eingriffsgewicht und dem Nutzen der gesetzlichen Maßnahme ist dabei, anders als im Rahmen der grundrechtlichen Prüfung der Berufsfreiheit, nicht die Belastung der unternehmerischen Freiheit der Düngemittelhersteller, sondern die von der Maßnahme ausgehenden Beeinträchtigungen des Binnenhandels in der EU. Auch insoweit gilt, dass eine abschließende Beurteilung der Rechtmäßigkeit der Abnahmeverpflichtung erst dann vorgenommen werden kann, wenn ein konkretes Konzept vorliegt, aus dem insbesondere hervorgeht, inwieweit Phosphor aus Primärrohstoffen durch Phosphor-Rezyklate zu substituieren wäre. Unter diesem Gesichtspunkt verfügt der Gesetzgeber über einen ausreichenden Spielraum, um die europarechtlichen Anforderungen an eine Abnahmeverpflichtung zu erfüllen.

Im Gegensatz zu einer bloßen Abnahmeverpflichtung der Düngemittelindustrie, die als Regelung der Herstellung von Düngemitteln im Inland zu betrachten wäre, wären Maßnahmen, die auf die Einbeziehung der ausländischen Düngemittelindustrie abzielen würden, als erhebliche Eingriffe in die Warenverkehrsfreiheit zu betrachten, die kaum zu rechtfertigen wären.

¹³ EuGH, Urt. v. 24.11.1993, Rs. C-267/91 (*Keck und Mithouard*), Rn. 16.

¹⁴ Vgl. EuGH, Urt. v. 20.02.1979, Rs. 120/78 (*Cassis de Dijon*), Rn. 8.

¹⁵ EuGH, Urt. v. 01.07.2014, Rs. C-573/12 (*Ålands Vindkraft AB/. Energimyndigheten*).

¹⁶ EuGH, Urt. v. 01.07.2014, Rs. C-573/12 (*Ålands Vindkraft AB/. Energimyndigheten*), Rn. 81.

Dies gilt insbesondere, wenn die Verkehrsfähigkeit von Düngemitteln in Deutschland von dem Einsatz von Phosphor-Rezyklaten als Inhaltsstoff abhängig gemacht würde. Im Fall von EG-Düngemitteln stünde einer solchen Maßnahme bereits das an die Mitgliedstaaten gerichtete Verbot des Art. 5 Abs. 1 EG-Düngemittelverordnung entgegen, das Inverkehrbringen von EG-Düngemitteln aus Gründen der Zusammensetzung zu behindern. Bei anderen Düngemitteln würde sich nach dem sog. Herkunftslandprinzip im Ergebnis das Gleiche aus Art. 34 AEUV ergeben.

14.2.2 Maßnahmen zur finanziellen Förderung der Phosphorrückgewinnung

Die zweite Gruppe von gesetzgeberischen Maßnahmen zur Förderung des Phosphor-Recyclings betrifft die Finanzierung der Zusatzkosten, die durch das Recycling entstehen. Diese Zusatzkosten können nach Kosten für die notwendigen Investitionen zur Durchführung der Phosphorrückgewinnung und nach laufenden Kosten unterschieden werden.

Als Möglichkeit zur Finanzierung kommt zunächst eine Subventionierung der Phosphorrückgewinnung durch den Staat in Betracht. Neben einer direkten Subvention aus dem Staatshaushalt ist dies auch in Gestalt einer Abgabenerleichterung möglich. Eine solche Abgabenerleichterung kann beispielsweise an der Abwasserabgabe ansetzen, indem die Abwasserabgabe für Kläranlagenbetreiber, die Phosphorrückgewinnung durchführen, gesenkt wird.

Unabhängig davon, welche Form gewählt wird, stellt sich bei einer Subventionierung stets die Frage der Refinanzierung, wenn die Kosten nicht dauerhaft zu einer Minderung des Staatshaushaltes führen sollen. So ist etwa vorstellbar, dass im Gegenzug einer Reduzierung der Abwasserabgabe für Hersteller von Phosphor-Rezyklaten die Abwasserabgabe für andere Klärschlammerzeuger, die dies nicht tun, erhöht wird. Jedes Finanzierungsmodell, welches eine Subventionierung der Phosphorrückgewinnung aus öffentlichen Mitteln beinhaltet, wirft daher rechtliche Fragen in zweierlei Hinsicht auf: Zum einen geht es um die Frage, ob die Subventionierung als solche zulässig ist, zum anderen darum, welche rechtlichen Möglichkeiten der Refinanzierung, d.h. der zusätzlichen Belastung der Klärschlammerzeuger, die keine Phosphorrückgewinnung durchführen, bestehen.

Als Alternative zu einer Subventionierung sind Umlagemodelle zu sehen, die den Fluss finanzieller Mittel unmittelbar zwischen den Beteiligten ohne eine Beteiligung öffentlicher Haushalte regeln. Ein prominentes Beispiel für eine solche Umlage ist die sog. EEG-Umlage zur Förderung erneuerbarer Energien. Wenngleich sich derartige Umlagemodelle aus Sicht der Betroffenen von Subventionierungsmodellen mit einer Refinanzierung über Abgaben kaum unterscheiden, erfordern sie, wie noch im Einzelnen auszuführen ist, in rechtlicher Hinsicht eine grundlegend andere Bewertung.

14.2.2.1 Zulässigkeit von Subventionen (einschließlich Abgabenerleichterungen)

Aus verfassungsrechtlicher Sicht erscheinen Subventionen unproblematisch, insbesondere stellt die Subventionierung als solche keinen Grundrechtseingriff dar. Rechtliche Schwierigkeiten ergeben sich insoweit jedoch aus dem Unionsrecht, und zwar zum einen aus dem für alle Arten von Subventionen geltenden EU-Beihilfenrecht und zum anderen speziell im Fall einer Subventionierung der Phosphorrückgewinnung aus den Regelungen der Abfallrahmenrichtlinie hinsichtlich der Finanzierungslast der Abfallbewirtschaftung.

Nach Art. 107 Abs. 1 AEUV sind staatliche oder aus staatlichen Mitteln gewährte Beihilfen gleich welcher Art, die durch die Begünstigung bestimmter Unternehmen oder Produktionszweige den Wettbewerb verfälschen oder zu verfälschen drohen, mit dem Binnenmarkt unvereinbar, soweit sie den Handel zwischen Mitgliedstaaten beeinträchtigen. Als Beihilfen werden

dabei auch Abgabenerleichterungen behandelt, so dass sich insofern kein Unterschied zwischen direkten und indirekten Subventionen ergibt.

Auch die Subventionierung der Phosphorrückgewinnung fällt aufgrund der potenziellen Eingriffe in den Düngemittelmarkt, welche mit einer Subvention gerade beabsichtigt würden, unter das grundsätzliche Beihilfenverbot des Art. 107 Abs. 1 AEUV. Damit stellt sich die Frage einer Rechtfertigung einer solchen Beihilfe. Insofern ist zunächst auf Art. 107 Abs. 3 lit. c) AEUV hinzuweisen, wonach Beihilfen zur Förderung der Entwicklung gewisser Wirtschaftszweige oder Wirtschaftsgebiete als mit dem Binnenmarkt vereinbar angesehen werden, soweit sie die Handelsbedingungen nicht in einer Weise verändern, die dem gemeinsamen Interesse zuwiderläuft. Dafür, dass eine Subventionierung der Phosphorrückgewinnung mit dem Binnenmarkt vereinbar ist, spricht auch, dass die Kommission die sogenannten „Leitlinien der Gemeinschaft für staatliche Umweltschutzbeihilfen“¹⁷ veröffentlicht hat, nach denen eine Subvention der Phosphorrückgewinnung als Beihilfe zur Abfallbewirtschaftung¹⁸ im Sinne der Ziffer 3.1.9 (Rn. 126 ff.) der Leitlinien zu betrachten wäre, die an den Voraussetzungen einer Vereinbarkeit mit dem Gemeinsamen Markt in Rn. 126 ff. zu messen wäre. Diese Leitlinien werden allerdings gegenwärtig überarbeitet und gelten nur noch bis Ende 2014, so dass sie nicht als abschließender Maßstab für die beihilfenrechtliche Beurteilung von Subventionen für die Phosphorrückgewinnung angesehen werden können.

Im Übrigen hängt die Zulässigkeit einer Beihilfe stets von einem positiven Beschluss der Kommission ab. Vor Einführung einer Beihilfe ist die Kommission stets zu unterrichten; vor ihrem positiven Beschluss darf nach Art. 108 Abs. 3 AEUV die beabsichtigte Subvention nicht durchgeführt werden. Die Kommission beurteilt dabei im Einzelfall, ob eine Maßnahme mit dem Binnenmarkt vereinbar ist oder nicht. Selbst eine Subvention, die die Vorgaben der oben genannten Leitlinien grundsätzlich erfüllt, kann aufgrund einer Abwägung im Einzelfall als mit dem Binnenmarkt unvereinbar beurteilt werden.¹⁹ Vor einem positiven Beschluss der Kommission kann eine Subvention daher nicht als rechtssicherer Weg der Finanzierung der Phosphorrückgewinnung betrachtet werden.

Bei direkten oder indirekten Subventionen zur Finanzierung einer Phosphorrückgewinnung sind des Weiteren die Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie für die Tragung der Kosten der Abfallbewirtschaftung zu beachten. Art. 14 Abs. 1 AbfRRL schreibt vor, dass die Kosten der Abfallbewirtschaftung, die nach der Definition in Art. 3 Nr. 9 AbfRRL unter anderem die Verwertung von Abfällen und damit das Recycling umfasst, nach dem Verursacherprinzip von dem Abfallerzeuger oder von dem derzeitigen Abfallbesitzer oder von den früheren Abfallbesitzern zu tragen sind. Eine Möglichkeit der Mitgliedstaaten, von dieser Kostentragungsregel abzuweichen, ist ausdrücklich nur in Art. 14 Abs. 2 AbfRRL vorgesehen, wonach die Kosten der Abfallbewirtschaftung ganz oder teilweise den Herstellern der Erzeugnisse auferlegt werden können. Mit Art. 14 AbfRRL ist es daher grundsätzlich unvereinbar, Kosten für die Durchführung eines Recyclings anderen Personen als den Abfallerzeugern oder Abfallbesitzern oder dem allgemeinen Staatshaushalt aufzuerlegen.

Unproblematisch zulässig ist eine Subventionierung der Phosphorrückgewinnung nach Art. 14 AbfRRL mithin nur, wenn die Refinanzierung der Subvention durch Belastung des in Art. 14 Abs. 1 AbfRRL genannten Personenkreises erfolgen würde, letztlich also die Abwas-

¹⁷ ABl. 2008 Nr. C 82/1.

¹⁸ Der Begriff „Abfallbewirtschaftung“ umfasst nach Art. 3 Nr. 9 AbfRRL und § 3 Abs. 14 KrWG die Sammlung, den Transport, die Verwertung und die Beseitigung von Abfällen sowie den Handel mit Abfällen und entsprechende Maklertätigkeiten.

¹⁹ Vgl. Abschnitt 3.1/Rn. 71 f. der Leitlinien.

sererzeuger oder die Gesamtheit der Erzeuger von Klärschlämmen die Kosten zu tragen hätten. Eine Inanspruchnahme von Mitteln des allgemeinen Staatshaushalts würde dem Art. 14 Abs. 1 AbfRRL demgegenüber nicht gerecht werden, auch wenn die Gesamtheit der Abwassererzeuger letztlich mit der Allgemeinheit übereinstimmt. Die Kostenbelastung nach dem Verursacherprinzip hat die Funktion, einen Anreiz zur Abfallvermeidung zu setzen. Dies erfordert zwar nicht unbedingt, dass sich die Kosten nach den individuellen Verursachungsbeiträgen bemessen;²⁰ eine Finanzierung des Phosphorrecyclings über Abgaben, deren Erhebung mit Abwasserentsorgung in keinem inhaltlichen Zusammenhang steht, würde dem Zweck der Regelung des Art. 14 Abs. 1 AbfRRL jedoch nicht mehr gerecht. Ein solches Finanzierungsmodell kann daher allenfalls als Ausnahme von Art. 14 Abs. 1 AbfRRL gerechtfertigt werden.

Ob Art. 14 Abs. 1 AbfRRL über Art. 14 Abs. 2 AbfRRL hinaus weitere Ausnahmen zulässt, ist bisher ungeklärt. Dies hängt im Ergebnis davon ab, wie das Verhältnis von Art. 14 AbfRRL zu Art. 11 Abs. 1 UAbs. 2 AbfRRL beurteilt wird, der den Mitgliedstaaten ausdrücklich die Pflicht auferlegt, Maßnahmen zur Förderung eines qualitativ hochwertigen Recyclings zu ergreifen. Es scheint zumindest vertretbar, hieraus eine Befugnis der Mitgliedstaaten abzuleiten, von dem in Art. 14 AbfRRL vorgesehenen Verursacherprinzip bei der Kostentragung abzuweichen, solange und soweit dies zur Etablierung neuer hochwertiger Recyclingmethoden erforderlich ist. Bei einer solchen Auslegung können Kosten der Phosphorrückgewinnung im Ergebnis dann auch Personen auferlegt werden, die weder Abfallbesitzer noch -erzeuger sind. Ob sich diese Interpretation durchsetzen wird, lässt sich derzeit allerdings nicht prognostizieren. Daher muss die Vereinbarkeit von Subventionen für die Phosphorrückgewinnung, die nicht bei den Abfallerzeugern und -besitzern refinanziert werden, mit Art. 14 AbfRRL gegenwärtig als offen bezeichnet werden.

14.2.2.2 Rechtsfragen der Refinanzierung

Den verfassungsrechtlichen Rahmen für Maßnahmen zur Refinanzierung einer staatlichen Förderung der Phosphorrückgewinnung bilden neben den Grundrechten der mit zusätzlichen Abgaben belasteten Personen vor allem die Regelungen der grundgesetzlichen Finanzverfassung (Art. 105 ff. GG).

Der Grundrechtsschutz ist im Bereich der Abgabenerhebung allerdings nur gering ausgeprägt. Zwar ist eine Abgabenbelastung stets ein Grundrechtseingriff, der der Rechtfertigung bedarf und insbesondere dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit genügen muss; Strenge Anforderungen werden hier vom Bundesverfassungsgericht jedoch nicht gestellt, so dass in der Regel die Funktion von Abgaben, die Wahrnehmung öffentlicher Aufgaben zu finanzieren, die Erhebung der Abgabe rechtfertigt. Weitere grundrechtliche Fragen, insbesondere die sog. Abgabengerechtigkeit, betreffen weniger das Ob einer Abgabenerhebung als die konkrete Ausgestaltung. Insgesamt lässt sich mithin feststellen, dass Grundrechte einer Refinanzierung durch Abgaben nicht entgegenstehen.

Die grundgesetzliche Finanzverfassung ist als verfassungsrechtlicher Prüfungsmaßstab insbesondere bei Finanzierungsmodellen relevant, die keine Refinanzierung durch allgemeine Steuern vorsehen. Nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts enthält das Grundgesetz zwar keinen Kanon zulässiger Abgabentypen. Die grundgesetzliche Finanzverfassung, die insbesondere die Verteilung der Gesetzgebungs-, Ertrags- und Verwaltungskompetenzen für Steuern regelt, verliere jedoch ihren Sinn und ihre Funktion, wenn der Gesetzgeber den Bürger unter Umgehung der finanzverfassungsrechtlichen Verteilungsregeln mit be-

²⁰ Vgl. auch EuGH, Urt. v. 19.07.2009, Rs. C-254/08 (*Futura Immobiliare srl Hotel Futura*), Rn. 47 ff.

liebigen nichtsteuerlichen Abgaben belegen könnte. Die Auferlegung nichtsteuerlicher Abgaben ist nach Ansicht des Bundesverfassungsgerichts daher durch die Prinzipien der Finanzverfassung begrenzt.²¹

Als besondere Form nichtsteuerlicher Abgaben sieht das Gericht die sog. Sonderabgaben an. Sie sind zulässig, wenn sie einen Sachzweck verfolgen und gestaltend auf den geregelten Sachbereich Einfluss nehmen, eine homogene Gruppe in Anspruch genommen wird, die eine Finanzierungsverantwortung trifft, und das Aufkommen aus der Sonderabgabe gruppennützig verwendet wird.²² Als zulässige Sonderabgabe hat das Bundesverfassungsgericht etwa den Beitrag zum Klärschlammmentschädigungsfonds angesehen.²³ Als Verfassungswidrig hat es demgegenüber den sog. Kohlepfennig angesehen, da die Endverbraucher, auf die der Kohlepfennig nach den einschlägigen gesetzlichen Regelungen umgelegt werden konnte, keine von der Allgemeinheit zu unterscheidende homogene Gruppe bildeten, die als solche eine besondere Finanzierungsverantwortlichkeit für die Steinkohleverstromung treffe.²⁴

Nach dieser Rechtsprechung erweisen sich Finanzierungsmodelle für die Phosphorrückgewinnung verfassungsrechtlich als unzulässig, die die Erhebung einer Sonderabgabe bei der Gesamtheit der Abwassererzeuger vorsehen, da sich diese Gruppe – nicht anders als die Gruppe der Stromendverbraucher im Fall des Kohlepfennigs – nicht von der Allgemeinheit unterscheidet und es somit an den Voraussetzungen Homogenität und Finanzierungsverantwortung fehlt. Demgegenüber hat das Bundesverfassungsgericht im Fall des Klärschlammmentschädigungsfonds entschieden, dass die Gruppe der Klärschlammherzeuger, die Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Verwertung abgeben, als homogene Gruppe anzusehen sind. Auf die Frage, ob die Abgabenlast ganz oder teilweise durch Erhöhung der Abwassergebühren auf Abwassererzeuger umgelegt wird, kommt es nach Auffassung des Gerichts danach nicht an.²⁵ Der Unterschied zur Kohlepfennig-Entscheidung liegt hier wohl darin, dass eine solche Umwälzung im Fall des Klärschlammmentschädigungsfonds nicht gesetzlich geregelt ist, sondern als Aufwand der Abwassererzeuger nach allgemeinen kommunalabgabenrechtlichen Grundsätzen umgelegt wird.

Nach diesen Erwägungen dürfte auch die Gruppe aller Klärschlammherzeuger als hinreichend homogen anzusehen sein. Die Zulässigkeit einer Sonderabgabe für die Klärschlammherzeuger zur Finanzierung der Phosphorrückgewinnung würde allerdings insoweit voraussetzen, dass die Klärschlammherzeuger eine besondere Finanzierungsverantwortung trifft. Ob dies der Fall ist, ist offen: Für eine Finanzierungsverantwortung spricht, wie bereits im Fall des Klärschlammmentschädigungsfonds, die abfallrechtliche Pflicht der Klärschlammherzeuger zur Abfallverwertung sowie zur Kostentragung nach Art. 14 AbfRRL. Dagegen spricht, dass die abfallrechtlichen Vorschriften derzeit keine bestimmte Art und Weise der Klärschlammverwertung vorschreiben und eine rechtskonforme Verwertung daher auch anders als durch Phosphorrückgewinnung erfolgen kann. Es ist somit zweifelhaft, ob die abfallrechtliche Verwertungspflicht eine Finanzierungsverantwortung gerade für die Phosphorrückgewinnung begründen kann.

Zudem ist zu bedenken, dass durch eine Sonderabgabe für Klärschlammherzeuger eine finanzielle Entlastung nur solange bewirkt werden kann, wie auch Klärschlammherzeuger vorhanden

²¹ BVerfG, Beschl. v. 18.05.2004, 2 BvR 2374/99, Rn. 86 ff.

²² BVerfG, Beschl. v. 18.05.2004, 2 BvR 2374/99, Rn. 95.

²³ BVerfG, Beschl. v. 18.05.2004, 2 BvR 2374/99, Rn. 96 ff.

²⁴ BVerfG, Beschl. v. 11.10.1994, 2 BvR 633/86, E 91, 186 (205 ff).

²⁵ BVerfG, Beschl. v. 18.05.2004, 2 BvR 2374/99, Rn. 98 f.

sind, die selbst keine Phosphor-Rückgewinnung durchführen. Denn nur in diesem Fall tritt durch die Abgabenbelastung dieser Klärschlammerzeuger ein Umverteilungseffekt zugunsten derjenigen Klärschlammerzeuger ein, die eine Phosphor-Rückgewinnung durchführen. Das Problem der Finanzierungsverantwortung lässt sich daher gerade nicht dadurch lösen, dass die Sonderabgabe mit der Einführung einer Pflicht zur Phosphorrückgewinnung kombiniert wird. Eine Lösung, die verfassungsrechtliche Zweifel an einer Sonderabgabe für Klärschlammerzeuger vollständig ausräumt, ist daher nicht in Sicht.

Nicht verfassungsgemäß wäre schließlich eine Sonderabgabe für Düngemittelhersteller, da es insoweit an der besonderen Finanzierungsverantwortung dieser Gruppe fehlt.

14.2.2.3 Umlagemodelle

Schließlich kommt eine Finanzierung im Wege eines Umlagesystems in Betracht. Ein solches Umlagesystem könnte etwa in der Weise praktiziert werden, dass Hersteller von konventionellem Phosphordünger (Düngemittelindustrie) einen Teil ihres Gewinns an die Hersteller eines Phosphorrezyklats (z.B. Kläranlagenbetreiber, Drittunternehmen zur Erzeugung von Rezyklaten aus Klärschlamm oder Klärschlammasche) abzuführen haben, wodurch die entsprechende Herstellung finanziert wird.

Der Vorteil eines solchen Systems liegt in rechtlicher Hinsicht zunächst darin, dass es nicht an den Vorgaben des europäischen Beihilferechts zu messen ist. Nach der grundlegenden Entscheidung des EuGH in der Rechtssache Preussen Elektra²⁶ sind Regelungen eines Mitgliedsstaates der EU, wonach bestimmte Privatunternehmen zu einem bestimmten Ausgleich gegenüber anderen Privatunternehmen verpflichtet werden, selbst keine Beihilfen im Sinne des europäischen Beihilfenrechts, weil insoweit keine Belastung öffentlicher Haushalte vorliegt.

Entsprechendes gilt im Hinblick auf das deutsche Finanzverfassungsrecht: Grundvoraussetzung für das Vorliegen einer Sonderabgabe ist nämlich – wie bei anderen Arten von Abgaben auch – eine Aufkommenswirkung zugunsten der öffentlichen Hand. Diese liegt nur dann vor, wenn die betroffenen finanziellen Mittel in die Verfügungsgewalt der öffentlichen Hand, zum Beispiel eines staatlich verwalteten Sonderfonds gelangen. Regelt ein Gesetz demgegenüber einen unmittelbaren Mittelfluss zwischen Privatpersonen ohne Beteiligung der öffentlichen Hand, fehlt es an der erforderlichen Aufkommenswirkung, so dass rechtlich keine (Sonder-)Abgabe vorliegt, auch wenn sich die Belastung der Betroffenen nicht von der Belastung mit einer Abgabe unterscheidet. Aus diesem Grund hat der Bundesgerichtshof in einer kürzlich ergangenen Entscheidung die Frage verneint, ob es sich bei der EEG-Umlage um eine Sonderabgabe handelt.²⁷ Solche Finanzierungsmodelle unterliegen mithin nicht den strengen Anforderungen, die das Bundesverfassungsgericht aus den Art. 105 ff. GG für Sonderabgaben entwickelt hat.

Ob eine entsprechende Umlage zulässig ist, richtet sich somit nach den allgemeinen Anforderungen des Verfassungs- und Europarechts, insbesondere danach, ob die mit einer solchen Umlage verbundene Einschränkung der jeweiligen Rechte, insbesondere der Berufsfreiheit (Art. 12 Abs. 1 GG) und der Warenverkehrsfreiheit (Art. 34 AEUV), durch hinreichend gewichtige Belange gerechtfertigt sind. Hierfür sind die bereits in anderem Zusammenhang erörterten Grundsätze maßgeblich, auf die zur Vermeidung von Wiederholungen verwiesen werden kann. Auch für die Frage der Finanzierung über ein Umlagesystem gilt dabei, dass

²⁶ EuGH, Urt. v. 13.03.2001, Rs. C-379/98

²⁷ BGH, Urt. v. 25.06.2014, VIII ZR 169/13, Rn. 15 f.

sich die Rechtmäßigkeit im Hinblick auf diese Anforderungen abschließend erst beurteilen lässt, wenn die konkrete Ausgestaltung eines solchen Modells bekannt ist. Bei dieser konkreten Ausgestaltung der Umlagefinanzierung ist zu beachten, dass eine zu große Einflussnahme auf das Verhalten der Kläranlagenbetreiber letztlich – nämlich in dem Fall, dass aufgrund ihrer Anreizwirkung die Phosphor-Rückgewinnung flächendeckend durchgeführt wird – dazu führen kann, dass die Umlagefinanzierung leerläuft.

14.2.3 Pflicht zur Durchführung einer Phosphor-Rückgewinnung

Als letzte Maßnahme ist die rechtliche Zulässigkeit einer Verpflichtung von Kläranlagenbetreibern zu prüfen, die Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlämmen durchzuführen.

Fraglich ist, ob eine solche Verpflichtung unter dem Gesichtspunkt in die Warenverkehrsfreiheit eingreift, dass durch sie den Besitzern von Klärschlämmen die Möglichkeit genommen wird, Klärschlämme ohne vorherige Phosphorrückgewinnung zu exportieren. Insoweit ist zunächst festzustellen, dass die Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 über die Verbringung von Abfällen (Abfallverbringungsverordnung, VVA), durch die der unionsweite Handel mit Abfällen nach Auffassung des EuGH abschließend harmonisiert wurde, einer solchen Maßnahme nicht entgegensteht. Aus Art. 12 Abs. 1 Buchst. c) VVA ergibt sich nämlich, dass die Abfallverbringungsverordnung es den Mitgliedstaaten nicht verwehrt, nationale Rechtsvorschriften über die Verwertung zu erlassen und solche Rechtsvorschriften einer Verbringung von Abfällen in andere EU-Mitgliedstaaten entgegenzuhalten. Fraglich und soweit ersichtlich in der Rechtsprechung des EuGH bisher nicht geklärt ist allerdings, welchen unionsrechtlichen Anforderungen solche Regelungen unterliegen.

Als Prüfungsmaßstab kommt insoweit das Unionsprimärrecht in Betracht, namentlich die Warenverkehrsfreiheit. Diese ist allerdings nicht in der Gestalt des Verbots von Einfuhrbeschränkungen nach Art. 34 AEUV, sondern allenfalls in der Gestalt des Verbots von Ausfuhrbeschränkungen nach Art. 35 AEUV betroffen.

Art. 35 AEUV regelt in Parallele zu Art. 34 AEUV, dass mengenmäßige Ausfuhrbeschränkungen sowie alle Maßnahmen gleicher Wirkung zwischen den Mitgliedstaaten grundsätzlich verboten sind. Nach der Rechtsprechung des EuGH besteht zwischen beiden Aspekten der Warenverkehrsfreiheit indes ein zentraler Unterschied: Während der Begriff der Maßnahme gleicher Wirkung im Rahmen des Art. 34 AEUV mittels der bereits erwähnten *Dassonville* Formel weit ausgelegt wird und – vorbehaltlich der durch die *Keck*-Rechtsprechung entwickelten Bereichsausnahme für bestimmte Verkaufsmodalitäten – auch mittelbare Beeinträchtigungen von Warenimporten umfasst, sind nach der erstmals in der Rechtssache *Groenveld* entwickelten Rechtsprechung des EuGH nur spezifische Beschränkungen der Ausfuhrströme als Maßnahmen gleicher Wirkung wie eine mengenmäßige Ausfuhrbeschränkung anzusehen.²⁸ Diese Rechtsprechung ist zwar vielfach in der Literatur kritisiert worden, der EuGH hält an ihr indes nach wie vor fest.

Um eine solche spezifische Beschränkung der Ausfuhrströme handelt es sich bei einer gesetzlichen Verpflichtung zur Phosphorrückgewinnung jedoch nicht. Denn eine solche Verpflichtung differenziert nicht danach, ob Klärschlämme für den Export bestimmt sind, sondern betrifft alle Klärschlämme gleichermaßen. Das implizite Verbot, Klärschlämme ohne vorherige Durchführung eines Phosphorrückgewinnungsverfahrens zu exportieren, ist mithin eine un-

²⁸ EuGH, Urt. v. 08.11.1979, Rs. 15/79 (*Groenveld*), Rn. 7.

terschiedslos geltende Maßnahme, die nicht in Art. 35 AEUV eingreift. Eine Verletzung der Warenverkehrsfreiheit liegt mithin bereits aus diesem Grund nicht vor.

Wäre entgegen der obigen Ausführungen ein Eingriff in die Warenverkehrsfreiheit anzunehmen, könnte dieser jedenfalls gerechtfertigt werden. Für die Rechtfertigung von Eingriffen in Art. 35 AEUV zieht der EuGH, ebenso wie bei Art. 34 AEUV, neben den im Vertrag selbst geregelten Rechtfertigungsgründen die bereits erwähnten zwingenden Erfordernisse des Allgemeinwohls als Rechtfertigungsgründe heran. Im Rahmen der Verhältnismäßigkeit sind Eingriffe aus Gründen des Umweltschutzes, namentlich des sparsamen Umgangs mit den natürlichen Ressourcen, mithin der Warenverkehrsfreiheit vereinbar.

15 Phosphorstrategie für Deutschland

Zur Erstellung einer bundesweiten Phosphorstrategie, die von der Politik mit allen relevanten Akteuren aus den Bereichen Landwirtschaft, Düngemittelindustrie, Klärschlammherzeuger, Anlagenbetreiber und -ausrüster sowie Entsorgungsunternehmen unter Einbeziehung der Fachbehörden und Forschungseinrichtungen erarbeitet werden sollte, wurden im Zuge der Projektbearbeitung vom gesamten Bearbeitungsteam zu den Themenschwerpunkten des Projektes einige Empfehlungen erarbeitet.

Themenschwerpunkt: Einsparpotenziale von Phosphor

- Im Bereich Detergenzien wird empfohlen, die Forschung zur Substitution von Phosphaten mit gleichwertigen Rezepturen ohne negative Auswirkungen auf ökologische Systeme voranzutreiben.
- Im Bereich Lebensmittel wird die Entwicklung von gleichwertigen Alternativen für phosphorhaltige Zusatzstoffe und Alternativprodukte unter Einbezug von Lebensmittelchemikern empfohlen.
- Bei der Metallbearbeitung empfiehlt es sich, Phosphatierverfahren durch freiwillige Herstellervereinbarungen und Zuschüsse auf umweltfreundliche Alternativen umzustellen.

Themenschwerpunkt: Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen

- Sofern Vorgaben zur Phosphorrückgewinnung definiert werden, sollten zunächst nur Kläranlagen der Größenklasse (GK) 5 einbezogen werden, wo tendenziell mehr Phosphor rückgewonnen werden kann. Nach erfolgreicher Implementierung können nachfolgend auch Kläranlagen der GK 4 einbezogen werden (gestuftes Vorgehen nach festgelegten Fristen), jedoch keinesfalls Kläranlagen der GK 1 bis 3 bzw. kleiner als 10.000 E aufgrund der örtlich geringen rückgewinnbaren Mengen und den spezifisch hohen technischen Anforderungen sowie der in Summe sehr geringen Potenziale.
- Da die aktuell diskutierten rechtlichen Vorgaben auf mitunter zweifelhaften P-Gehalten in Klärschlämmen basieren, sollten deutschlandweit die P-Gehalte in Klärschlämmen für alle Entsorgungswege untersucht werden. Diese Untersuchungen sollten bundesweit koordiniert werden und auf Länderebene durchgeführt werden.
- Die vorgesehene Formulierung im Entwurf der AbfKlärV-Novelle zur Phosphorrückgewinnung, dass nach gewisser Zeit (6 Jahre) die festgelegten Maßnahmen einer Prüfung unterzogen werden, führt zu keinem Handeln in diesem Zeitraum. Die verbleibenden 4 Jahre reichen dann zur Umsetzung nicht aus. Die Formulierung zur Überprüfung sollte gestrichen werden.
- Die Regelungen sollten erst in Kraft treten, nachdem ausreichend Zeit war, die entscheidenden offenen Fragen zu beantworten. Diese betreffen insbesondere die großtechnische Entwicklung von Verfahren im kontinuierlichen Pilotbetrieb, die Qualität der Rezyklate und deren Verwendbarkeit in der Landwirtschaft bzw. Düngemittelindustrie. Eine Übergangsfrist von 10 Jahren ist daher zwingend erforderlich.
- Es existiert bisher noch kein Verfahren, welches eindeutig als „beste verfügbare Technik“ identifiziert wurde. Einbezogen werden müssen auch die unterschiedlichen Randbedingungen vor Ort, so dass keine Festlegung für eine Entsorgungskette des Klärschlammes möglich ist. Eine Priorisierung der P-Rückgewinnung vor der Mitverbrennung oder die Monoverbrennung mit anschließender P-Rückgewinnung kann noch nicht vorgenommen werden. Daher sollten zum jetzigen Zeitpunkt noch keine rechtlichen Festlegungen getroffen werden, die später ein P-

Rückgewinnungsverfahren oder eine Einsatzstelle (Schlammwasser, Faulschlamm, Klärschlammasche) ausschließen.

- Die rechtlichen Regelungen zur P-Rückgewinnung sollten derart ausgestaltet werden, dass der Einsatz von Maßnahmen im Schlammwasserbereich ermöglicht wird. Insbesondere bei großen Bio-P-Kläranlagen (GK 5) bietet sich ein punktuell großes Potenzial zur Erzeugung eines gut geeigneten Rezyklates (MAP).
- Zur Prüfung, ob der Umbau von Kläranlagen mit chemischer Phosphorelimination zu Kläranlagen mit ausschließlicher bzw. weitgehender Bio-P und der Integration einer Verfahrensstufe zur Phosphorrückgewinnung möglich ist, könnte die finanzielle Förderung von Machbarkeitsstudien (ähnlich der Energieanalysen für Kläranlagen) hilfreich sein. Hiermit können Anreize gesetzt werden, um Betreiber diese Option prüfen zu lassen.
- Beim Einsatz neuartiger Sanitärsysteme mit Stoffstromtrennung u. Ä. sollte eine Phosphor (MAP)-Gewinnung vorgenommen werden.
- Es sollten politische Anreize und staatliche Anschubfinanzierungen durch direkte Subventionen oder Abgabenerleichterungen (indirekte Subventionen) geschaffen werden, um die Entwicklung von P-Rückgewinnungsverfahren voranzutreiben. Erforderlich sind vollständige Investitionsförderungen und für eine begrenzte Übergangszeit auch zu den Betriebskosten für die ersten Pilotanlagen sowie die Finanzierung wissenschaftlicher Begleitprogramme, so dass weitere Prozessoptimierungen durchgeführt werden können.
- Gegen die Einführung einer Sonderabgabe zur Refinanzierung des besonderen Aufwands für die P-Rückgewinnung ergeben sich aus finanzverfassungsrechtlichen Gründen rechtliche Bedenken, weil es an der erforderlichen besonderen Finanzierungsverantwortung der Gruppe der Klärschlammherzeuger einerseits und der Düngemittelhersteller andererseits fehlen könnte. Deswegen wird empfohlen, für die Refinanzierung von der Einführung einer solchen Sonderabgabe abzusehen.
- Gegen die Einführung eines Finanzierungsmodells, das Kläranlagenbetreiber verpflichtet, Umlagen zur Förderung der P-Rückgewinnung zu zahlen, bestehen keine grundsätzlichen rechtlichen Bedenken. Bei einem solchen Umlagemodell würden die Maßnahmen der P-Rückgewinnung im Einzelfall mit den Mitteln der Umlage gefördert werden können. Bei der Einführung einer gleichzeitigen Einführung einer Pflicht zur Durchführung einer P-Rückgewinnung würde ein solches Umlagemodell allerdings leerlaufen. Im Falle der Einführung einer Umlage sollte diese alle Kläranlagengrößen umfassen. Eine Umsetzungspflicht der P-Rückgewinnung sollte nur für die Kläranlagen der GK 5 festgeschrieben werden. Sollte jedoch eine Kläranlage der GK 1 – 4 Maßnahmen zur P-Rückgewinnung durchführen wollen, muss auch dieser Kläranlage eine Förderung aus der Abgabe gewährt werden.
- Eine Staffelung der Bezuschussung von Investitionskosten für die P-Rückgewinnung wäre möglich. Solange noch keine Umsetzungspflicht besteht (d.h. während der im Verordnungsentwurf vorgesehenen Übergangsfrist), könnten bspw. in den ersten zwei oder drei Jahren die gesamten Investitionskosten aus der Umlage gefördert werden und in den darauf folgenden Jahren nur noch reduzierte Prozentsätze.
- An dem Umlagemodell können auch Betreiber von Kläranlagen beteiligt werden, für die aufgrund ihrer geringen Größe die Einführung einer Pflicht zur P-Rückgewinnung nicht empfohlen wird, sofern diesen Kläranlagenbetreibern die Möglichkeit eingeräumt wird, durch freiwillige Maßnahmen der P-Rückgewinnung Mittel aus der Umlage zu erhalten. Eine Beteiligung aller Kläranlagenbetreiber an dem Umlagemodell würde vermeiden, dass bei der zu erwartenden Weitergabe der Kosten an die Abwassererzeuger nur diejenigen Abwassererzeuger die Einführung der P-

Rückgewinnung zu finanzieren hätten, die zufällig an eine Kläranlage angeschlossen sind, in der – freiwillig oder aufgrund einer Rechtspflicht – Maßnahmen zur P-Rückgewinnung durchgeführt werden.

Themenschwerpunkt: Düngemittel und Düngung

- Um die P-Einsparpotenziale bei der Düngung auszuschöpfen, sollten die Informationen, die durch Landwirtschaftsämter und andere Beratungsstellen bereits erfolgen, beibehalten oder verstärkt werden.
- Für einzelne Regionen mit Überangebot von Wirtschaftsdüngern sind Fördermaßnahmen sinnvoll (Unterstützung beim Aufbau von Güllbörsen, Förderung von Verfahren zur Feststoffseparation bzw. Nährstoffanreicherung).
- Zur Beurteilung der Recyclingeffizienz reicht es nicht aus, den (Gesamt) P-Gehalt in einem potenziellen Düngerprodukt zu ermitteln, sondern es ist erforderlich, auch die Wirksamkeit, d.h. Pflanzenverfügbarkeit resp. P-Ausnutzung durch die Pflanze als Bewertungskriterium heranzuziehen.
- Dringend erforderlich sind Untersuchungen zu (organischen) Schadstoffgehalten in den Rezyklaten, um eine fundierte Verfahrensbeurteilung zu ermöglichen. Zum Vergleich der Schadstoffanreicherung der Verfahren wäre idealerweise eine Aufbereitung mit gleichem bzw. sehr ähnlichem Ausgangsmaterial (z.B. Klärschlamm, Klärschlammmasche) zu testen.
- Für die Bewertung von Schwermetall- oder anderen Schadstoff-Gehalten wird die Einführung einer auf Dünger-P-Äquivalent bezogenen Angabe empfohlen, da diese besser geeignet ist, den Eintrag in den Boden zu bilanzieren als eine reine Konzentrationsangabe.
- Die Festlegung konkreter rechtlicher Vorgaben an die Rezyklatqualität (u.a. P-Verfügbarkeit, Schadstoffe, Begleitstoffe), z.B. in Verbindung mit einer Positivliste an möglichen Rezyklaten, sollte vorangetrieben werden.
- Es wird empfohlen, die Entwicklung aussichtsreicher Verfahren für die Herstellung (direkte Düngerherstellung) von Rezyklaten mit einer hohen Düngewirksamkeit (z.B. >75 %) voranzutreiben (z.B. weitere Möglichkeiten zur Fällung von MAP). Bei Verfahren mit mittleren Rezyklat-Düngewirksamkeiten von 25 – 75 % (i.W. Ca-Phosphate) ist zu prüfen, ob diese durch weitere Optimierung zu steigern sind. Hinsichtlich der Düngewirksamkeit ungeeignete Verfahren bzw. Verwertungswege sollten nicht weiterverfolgt werden (z.B. die meisten Rohaschen, Verdünnungen mit Phosphorsäure), auch wenn Schadstoff-Grenzwerte eingehalten werden.
- Es sollten größere Mengen an Testmaterialien verschiedener Rezyklat-Arten bereitgestellt werden, um die Integration dieser in den Düngemittel-Herstellungsprozess zu überprüfen. Nach positiven Tests: Hinwirken auf eine Selbstverpflichtung zur Abnahme und Verwendung der Rezyklate, so dass die aufwändig erzeugten Rezyklate auch tatsächlich zurück in den Kreislauf geführt werden.
- Zu prüfen wäre auch eine mögliche Eignung von Rezyklaten und Rohaschen als Ersatz für Rohphosphat im Aufbereitungsprozess der Düngerherstellung (technisch, energetisch, wirtschaftlich).
- Es sollten vorbereitende Maßnahmen zur Sicherstellung der Akzeptanz der Rezyklate bei Landwirten und Abnehmern landwirtschaftlicher Produkte getroffen werden, z.B. über Qualitätssiegel.
- Die Einstufung von P-Rezyklaten aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammaschen als Abfall kann aufgrund von Vorbehalten gegenüber dem Einsatz von Abfällen im Produktionsprozess zu

Schwierigkeiten bei der Rückführung solcher Rezyklate zur Herstellung von Produkten in der Düngemittelindustrie führen. Als Maßnahme zur Förderung der Verwendung von P-Rezyklaten empfiehlt sich daher der Erlass einer auf § 5 Abs. 2 KrWG zu stützenden Rechtsverordnung, in der spezifische Anforderungen geregelt werden, die P-Rezyklate erfüllen müssen, um das Ende der Abfalleigenschaft zu erreichen. Durch eine solche Verordnung können zudem Rechtsunsicherheiten beseitigt werden, die die derzeit unmittelbar nach § 5 Abs. 1 KrWG vorzunehmende Einstufung von P-Rezyklaten als Abfall oder Produkt aufwirft.

- Trotz der grundsätzlich zu bejahenden rechtlichen Zulässigkeit einer Abnahmepflicht für P-Rezyklate wird eine solche Maßnahme derzeit nicht empfohlen, da ansonsten das Abwandern von Teilen der Düngemittelproduktion in das Ausland zu befürchten ist.
- Sollte entgegen dieser Empfehlung eine Abnahmepflicht eingeführt werden, wird diese im Hinblick auf den verfassungsrechtlichen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz behutsam auszugestalten sein. Zudem ist zu beachten, dass die Einführung der Abnahmepflicht nicht zu einer Beeinträchtigung der Verkehrsfähigkeit ausländischer Düngemittel in Deutschland führen darf, weil andernfalls die unionsrechtlich gewährleistete Warenverkehrsfreiheit verletzt würde. Eine Abnahmepflicht wird sich daher unionsrechtskonform nur als Anforderung an den Produktionsprozess, nicht als produktbezogene Voraussetzung für das Inverkehrbringen von Düngemitteln ausgestalten lassen.

Themenschwerpunkt: Verbrennung, Langzeitlagerung und Landfill Mining

- Zur Ressourcensicherung sollte der Bau von Monoverbrennungsanlagen und die Lagerung von Klärschlammaschen forciert werden, auch ohne dass P-Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammasche marktreif/ wirtschaftlich sind (vgl. Kanton Zürich).
- Die separate Lagerung von Verbrennungaschen ist technisch einfach umsetzbar, daher sollte dies nach einer möglichst kurzen Übergangsfrist für sämtliche Aschen ab einem P-Gehalt von beispielsweise 3 % vorgeschrieben werden.
- Für eine rechtssichere Langzeitlagerung, z.B. in Monokompartimenten von Deponien, sollte die Befristung bis 2023 gemäß § 23 Abs. 6 DepVO aufgehoben und um ca. 30 Jahre verlängert werden. Auf Antrag soll die Frist abermals verlängert werden können. Sollte eine spätere Nutzung der Aschen aus technischen, wirtschaftlichen oder sonstigen Gründen nicht möglich sein, muss die Option eines ordentlichen Abschlusses der Deponie (Oberflächenabdichtung, Stilllegung) gegeben sein.
- Falls die Einschätzung bestätigt wird, dass keine tatsächliche Gefährdung von Klärschlammaschen aus der Monoverbrennung kommunalen Klärschlamm ausgeht, sollte weiter erörtert werden, ob auch eine gemeinsame Lagerung aller Aschen, entweder in einem Langzeitlager der LK II, oder sogar LK I durch entsprechende Novellierung der DepV erfolgen kann, auch wenn einzelne Aschen nach bisheriger Gesetzeslage in einem Langzeitlager einer höheren Klasse zu lagern wären.
- Eine P-Rückgewinnung aus Mitverbrennungaschen von Klärschlämmen und aschearmen Kohlen könnte bei steigenden Phosphorpreisen wirtschaftlich werden. Daher sollte die Lagerung dieser Aschen in Monokompartimenten analog der separaten Lagerung von Monoverbrennungaschen erfolgen. Eine Mitverbrennung in Kohlekraftwerken sollte also nicht per se verboten werden, sondern bedarf einer Einzelfallbetrachtung, insbesondere solange die Monoverbrennungskapazitäten nicht ausreichen, um den gesamten anfallenden Klärschlamm zu entsorgen. Auch die gemeinsame Verbrennung von Klärschlamm mit anderen aschearmen, schadstoffarmen und phosphorreichen Materialien (z.B. Tiermehl) sollte zulässig sein.

- Für die Überprüfung der Entwicklung der Mono- und Mitverbrennung von Klärschlamm wäre es sinnvoll bei der statistischen Erhebung der Klärschlamm-mengen und -entsorgungswege die Aufteilung des Entsorgungsweges „Thermische Entsorgung“ in Mono- und die jeweilige Mitverbrennung zu unterscheiden.
- Aufgrund zu geringer Gesamtpotenziale ist für den Phosphor ein breit angelegtes Landfill Mining nicht sinnvoll. Lohnenswert erscheint die gezielte Betrachtung von Klärschlammmonodeponien/-lagern, die anhand von Studien zur Potenzialerhebung auf Länderebene durchgeführt werden sollten.
- Für die Durchführung von Landfill Mining Projekten sollte als Auflage festgelegt werden, dass auch der Phosphor-Gehalt bestimmt wird und Maßnahmen zur P-Gewinnung geprüft werden.

16 Quellenverzeichnis

- Adam, C., Kley, G., Simon, F.-G., Lehrmann, F. (2007): Recovery of nutrients from sewage sludge - Results of the European Research Project SUSAN. In: Filibelli A, Sanin F D, Ayol A, Sanin S L (Hrsg.): Proceedings of IWA Congress "Facing Sludge Diversities: Challenges, Risks and Opportunities".
- Adam, C. (2008): susan.bam.de Newsletter 2008-02, http://www.susan.bam.de/publications/08-01_newsletter_susan.pdf
- AGROSCOPE (2007): Eberhard P., Suter M., Hadorn R. (2007): Milchproteine als Alternative zum Phosphateinsatz in Brühwürsten? In: Agroscope Nr. 45.
- Arnold, U. (2012): Landwirtschaftliche Nutzung von Gelbwasser und MAP – praktischer Einsatz und rechtliche Rahmenbedingungen, DWA NASS-Tage, Eschborn, Nov 2012.
- BAFU (2013): TVA-Revision Stand der Arbeiten. 29.10.2013 Präsentation des Bundesamts für Umwelt (BAFU) Abteilung Abfall und Rohstoffe.
- BAWP (2011): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 Band 1 und 2. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Bergs C.-G. (2006): Verwertung von Klärschlamm vor dem Hintergrund der aktuellen gesetzlichen Regelungen. Kaiserslautern 08.09.2006. Präsentation.
- BMELF (2012): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2012.
- BMU (2004): Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft – Deutscher Bericht an die EU-Kommission. Mitteilung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Stand 2004. Zugriff 30.01.2009.
- BMU (2007): Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft – Deutscher Klärschlammbericht der EU-Kommission vorgelegt. Mitteilung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Stand Oktober 2007. Zugriff 02.02.2009.
- BMUB (2014): Informationen des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2014.
- BMVIT (2011): Kloess M., Prenninger P., Huss A., Könighofer K., Canella L., Haas R. (2011): Potenziale effizienter Nutzfahrzeugantriebe für einen nachhaltigen Straßengüterverkehr bis 2050, TU Wien im Auftrag des Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT). Wien.
- Bogner, R. (2014): Persönliche Mitteilung von Rudolf Bogner, Geschäftsführer CNP-Technology Water and Biosolids GmbH, Hamburg am 27.11.2014.
- Britton, A. T.; Sacluti, F.; Oldham, W. K.; Mohammed, A.; Mavinic, D. S.; Koch, F. A. (2007): Value from Waste – Struvite Recovery at the city of Edmonton's Gold Bar WWTP. In: LeBlanc, R. J., Laughton, P. J., Tyagi, R. (Hrsg.): IWA-Conference Proceedings "Moving Forward: Wastewater Biosolids Sustainability: Technical, Managerial, and Public Synergy", Moncton, New Brunswick, Kanada, 24.-27. Juni 2007, S. 535-542.
- Budenheim.com (2013): Firma Budenheim: Textil & Leder. <https://www.budenheim.com/de/loesungen>. aufgerufen im Dezember 2013.
- BVL (2010): Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2011): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Braunschweig.
- Cabeza Perez, R.A. (2010): Phosphorus dynamics in soil and plant availability of fertilizers from phosphorus recycling evaluated in field and pot experiments. Dissertation. Cuvillier Verlag Göttingen.
- Cabeza Perez, R.A., Steingrobe, B., Römer, W., Claassen, N. (2011): Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 91, 173-184.
- Calwa (2014): Enzian Seifen: EG-Sicherheitsdatenblatt Calwa Spezial. http://www.igefa.de/mediadatenNeu/pdf_dinblaetter/1746481.pdf. aufgerufen im März 2014.
- CarbonSolution (2014): Informationen der CS CarbonSolution Deutschland GmbH. Zugriff 24.07.2013.

- Chemmetall (2014): Krüger R. (2011): Neue Vorbehandlungstechnologie contra klassische Phosphatierung. <http://www.besserlackieren.de/Technologien-Substrate/Vorbehandeln-Entlacken/Neue-Vorbehandlungstechnologien-contra-klassische-Phosphatierung>. abgerufen im März 2014.
- Claasen, N., Steingrobe, B. Cabeza Perez, R.A. (2011): Phosphorrecycling - Charakterisierung der Düngewirksamkeit recycelter Phosphatdünger in Feld und Gefäßversuchen, Schlussbericht Förderinitiative Phosphorrecycling, Förderkennzeichen Nr. 02WA0786, Univ. Göttingen, Fak. für Agrarwissenschaften, Dep. F. Nutzpflanzenwissenschaften – Pflanzenernährung.
- COM (2013): Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Konsultative Mitteilung zur nachhaltigen Verwendung von Phosphor. Brüssel, 8.7.2013. COM(2013) 517 final.
- Cyr, M.; Idir, R.; Escadeillas, G. (2012): Use of metakaolin to stabilize sewage sludge ash and municipal solid waste incineration fly ash in cement-based materials. *Journal of Hazardous Materials* 243 (2012) Seiten 193 – 203.
- Dambroth und Bassam (1984): Dambroth, M., Bassam, N. (1984): Belastungen des Klärschlammes aus den Haushaltsrückständen und deren Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Nutzung. 16. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 1984 in Essen. In: Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 65. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. Böhnke, Aachen. ISSN 0342-6068.
- Damiecki, R. (1989): Ablagerung von Klärschlamm auf Mischdeponien. In: Klärschlammbehandlung – Verwertung – Verbrennung – Deponierung. Hrsg. D. O. Reimann. Erich Schmidt Verlag. ISBN 3-503-02794-7.
- Danmark without waste (2013): Denmark without waste – recycle more – incinerate less. Ressourcenstrategie der dänischen Regierung, November 2013.
- DBU 2012 (2012): Wäschereien nehmen hohen Energieverbrauch in die Mangel. https://www.dbu.de/123artikel33763_335.html. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), aufgerufen im Dezember 2013.
- DepV (2009): Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 7 der Verordnung vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973) geändert worden ist.
- Destatis (2006): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004. Fachserie 19, Reihe 2.1. Umwelt. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Destatis (2009): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2006. Fachserie 19, Reihe 2.1. Umwelt. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Destatis (2013a): Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung. Fachserie 4 Reihe 8.2. Wirtschaftsjahr 2012/2013. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2013.
- Destatis (2013b): Abwasserbehandlung – Klärschlamm – Ergebnisbericht 2010. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2013.
- Destatis (2014): Wasserwirtschaft: Klärschlammbehandlung aus der biologischen Abwasserbehandlung. Statistisches Bundesamt Wiesbaden. Zugriff 30.01.2014.
- Deutscher Bundestag (2012): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Alexander Süßmair, Dr. Kirsten Tackmann, Karin Binder, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Deutscher Bundestag Drucksache 17/10054, 17. Wahlperiode 20. 06. 2012.
- Dimaczek, O. (2012): Phosphorstrategie für Bayern - Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und Empfehlungen, Bericht des Fraunhofer-Umsicht für das Bay. Staatsministerium, Sulzbach Rosenberg.
- Doedens, H. (1989): Ablagerung von Klärschlamm auf Monodeponien. In: Klärschlammbehandlung – Verwertung – Verbrennung – Deponierung. Hrsg. D. O. Reimann. Erich Schmidt Verlag. ISBN 3-503-02794-7.
- Donau-Carbon (2013): Donau Carbon GmbH & Co. KG: Aktivkohle und ihre Anwendung. <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx>. aufgerufen im Dezember 2013.
- Drissen, P. (2012): Ressourceneffiziente Herstellung von Dünger aus Stahlwerksschlacke und P2O5 haltigen Reststoffen Institut für Baustoffforschung, Duisburg.

- Durth, A., Schaum, C. (2005): Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung. Tagungsband der DWA-Klärschlammstage, Würzburg, 4.-6. April 2005.
- DüV (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- DVGW (2003): Wricke B., Baumgardt W. (2003): Studie „Trinkwasseraufbereiter“ – Stand der Technik auf dem Markt verfügbarer alternativer Anlagen zur Vermeidung bzw. Verminderung der Steinbildung im Warmwasserbereich; Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe Außenstelle Dresden und DVGW. Dresden.
- DWA (2004) Klärschlämme – Inhaltstoffe und Bewertung, DWA Arbeitsgruppe „Einfluss von Sekundärrohstoffen auf das Grundwasser“ Hennef.
- DWA (2005): Abschlussbericht DWA-Klärschlammhebung 2003.
- DWA (2010): Klärschlammensorgungskonzept. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-13.4 „Entsorgungskonzepte Klärschlamm“. In Korrespondenz Abwasser, Abfall 2010 (57) Nr. 3.
- DWA (2012a): 25. DWA-Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2012. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWA (2012b): Thermische Behandlung von Klärschlämmen – Mitverbrennung in Kraftwerken. DWA-Regelwerk, DWA-M 387, Mai 2012. ISBN 978-3-942964-29-6.
- Eberle U., Griebhammer R. (2001): Analyse gewerblicher Waschprozesse, Teilstudie im UFO-Plan Vorhaben 296 64 145 „Ökobilanzierung zu Wasch- und Reinigungsmittelrohstoffen und deren Anwendung in der gewerblichen Wäscherei“, UBA-Texte 43/01. Berlin.
- EFRA (2004): The European Flame Retardants Association (2004): Flammenschutzmittel – Häufig gestellte Fragen. Brüssel.
- EFRA (2006)/UBA AU 2010 Uhl M., Hartl W., Scharf S. (2010): Überprüfung von Babyartikeln auf Schadstoffe; Umweltbundesamt AU, Wien.
- Ehbrecht, A. (2013): Persönliche Mitteilung von Dipl.-Geoökol. Anke Ehbrecht, Kompetenzzentrum für Material-feuchte (CMM), 08.07.2013.
- Eisenmann (2014): Informationen von der Eisenmann Anlagenbau GmbH & Co.KG. Zugriff 23.07.2014.
- EMPA (2013): Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (2013): Flammenschutz ohne Gift. <http://www.empa.ch/plugin/template/empa/3/138578/---/l=1>. aufgerufen im Dezember 2013.
- ESEMAG (2006): Sewage-to-fertilizer solution to be launched in Edmonton. Environmental Science & Engineering Magazine, Vol. 19, Nr. 2, Mai 2006, S. 40-42.
- EU (2012): A resource-efficient Europe. European Parliament resolution of 24 May 2012 on a resource-efficient Europe (2011/2068(INI)).
- EU (2013): Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Konsultative Mitteilung zur nachhaltigen Verwendung von Phosphor. Europäische Kommission, Brüssel.
- EU (2014): Große Herausforderung für die Industrie der EU: 20 kritische Rohstoffe. Pressemitteilung der Europäischen Kommission am 26.05.2014, Brüssel. IP/14/599.
- Ewert, W., Wagenbach, A. (2014): AirPrex: MAP-Kristallisation in Verbindung mit Bio-P-Fällung. UBA/BAM-Workshop „Abwasser – Phosphor – Dünger“, 28./29. Januar 2014, Berlin.
- Ewert, W.; Wagenbach, A. (2013): Praktische Umsetzung der MAP-Rückgewinnung aus der Flüssigphase. 8. DWA Klärschlammstage, 4.-6. Juni 2013 in Fulda, DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

- FAPU (2004): Beard A. (2004): Flammenschutzmittel in der Umweltdiskussion – Gesetzgebung, Trends und Risikobeurteilung; Fachmagazin für die Polyurethanindustrie 27. http://www.fapu.de/artikel-article.articleid-418-Artikel-Flammenschutzmittel_in_der.htm. aufgerufen im Dezember 2013.
- Fehrenbach H., Reinhardt J. (2010): Ökologische Bewertung thermischer Klärschlammbehandlungsvarianten; In: Klärschlammfäulung und -verbrennung: Das Behandlungskonzept der Zukunft? – Ergebnisse einer Grundsatzstudie der Städte Augsburg, Frankfurt am Main, Karlsruhe, Mannheim, München, Stuttgart und Zürich; Schriftenreihe WAR 204; Darmstadt.
- Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Mahmood, S. (2008): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. UBA Text 16/08. Forschungsbericht 205 33 311. ISSN 1862-4804.
- Fertilizers Europe (2008): Brentrup F., Palliere C. (2008): Energy efficiency and greenhouse gas emissions in European nitrogen fertilizer production and use, Yara International ASA und Fertilizers Europe. Dülmen und Brüssel.
- Flame-Retardants (2013): Online Info-Portal Flammenschutz-Online: Phosphor. <http://www.flameretardants-online.com/web/de/106/109.htm>. aufgerufen im Dezember 2013.
- Foodaktuell.ch (2013): Eberhard P., Schlüchter S., Guggisberg D., Hadorn R.: Transglutaminase als Phosphat-Ersatz in Brühwurst? <http://www.foodaktuell.ch/print.php?id=352&typ=freport>. aufgerufen im November 2013.
- Franke, M.; Mocker, M., Löh, I., Stenzel, F., Hornung, A. (2013): Phosphor- und Metallpotenziale in Altdeponien. Müll und Abfall 10/2013. S. 512 – 516. ISSN 0027-2957.
- Fricke, Klaus; Münnich, Kai; Wanka, Sebastian; Zeiner, Anton (2014): Altdeponien - Ressourcenpotenziale in Hausmüll-, Schlacken- und Klärschlammdeponien. 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Essen. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Nr. 234. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen. ISSN 0342-6068.
- Fromme H. (2012): Bromierte Flammenschutzmittel in Innenräumen – Kenntnisstand und Bedeutung; Georg Thieme Verlag KG. <https://www.thieme-connect.com/ejournals/abstract/10.1055/s-0032-1307318>. aufgerufen im Dezember 2013.
- Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Wander, Ramona; Behrendt, Horst; Venohr, Markus; Opitz, Dieter; Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, Frank; Götz, Thomas (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoff, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. UBA Text 45/2010. FKZ 20424218 und 205204. ISSN 1862-4804.
- Fuchs-Oil.de (2013): Firma Fuchs Petrolub: Fricofin Kühlerfrostschutz. <http://www.fuchs-oil.de/529.html>. aufgerufen im Dezember 2013.
- Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm (2000): Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm. LGB1 2000/08.
- Gfa-news (2013): Niedersachsen kündigt Ausstieg aus landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung an.25.09.2013. www.gfa-new.de.
- GJA (2012): Phosphor-Recycling – Von der Technologie bis zur erfolgreichen Markteinführung – Überblickstudie zum Thema Phosphor-Recycling. Green Jobs Austria, Lebensministerium, Wien.
- Grundlagen der Präzisionsgußtechnik (2013): Grundlagen der Präzisionsgusstechnik; Skript. <http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA6502/FZKA6502Kap3.pdf>. aufgerufen im November 2013.
- Hammerstein B. (2011): Zinkphosphatieren: Einsatz von Zink-Nickel-Phosphat-Komplexen bei Carbonstahl-Flächen – Nachhaltigerer Schutz mit Metall-Konversionsschichten; In: Technical Bulletin, Nummer: 2011/09.
- Harborth, P., Heussner, C., Münnich, K., Fricke, K. (2014): P Recovery from old Landfills: A comparison of municipal solid waste, sewage sludge and sewage sludge ash landfills. Second Symposium on Urban Mining. Bergamo, Italy: 19 – 21. May 2014.
- Hartmann, E., Bischoff, W.-A., Kaupenjohann, M. (2004): Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. UBA-FB Nr.: 000495, Förderkennzeichen: 298 33 757, Serie: Texte - Umweltbundesamt; 20/04, Berlin (Deutschland, Bundesrepublik), 228 S.

Hauschild, U. Werner, W. (1981): Entwicklung und großtechnische Erprobung eines Verfahrens zur chemisch-thermischen Verarbeitung P-haltiger Klärschlammmasche zu Düngerphosphaten. Arbeitsteil I: Erprobung d. Aufschlussverfahrens. Eggenstein-Leopoldshafen. Fachinformationszentrum Energie, Physik, Mathematik, 1981.

Heinitz, F., Farack, K., Albert, E. (2013): Verbesserung der P-Effizienz im Pflanzenbau, Schriftenreihe des LfULG, Heft 9/2013.

Heinzmann, B., Lengemann, A. (2014): Vom Betriebsproblem zur Berliner Pflanze – P-Rückgewinnung in der Kläranlage. Vortrag auf der IFAT im Rahmen des Forenprogramms des BMUB „Nutzungspotenziale verschiedener Abfälle“, 8. Mai 2014, München.

Heinzmann, B.; Lengemann, A. (2013): Vom Betriebsproblem zum Berliner Verfahren - Phosphorrückgewinnung als Magnesiumammoniumphosphat in der Kläranlage Waßmannsdorf. 8. DWA Klärschlammtage, 4.-6. Juni 2013 in Fulda, DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

Henkel (2009): Beitrag zum Branchendialog „Nanoengineering“ am 08.12.2009 von Dr. Thomas John-Schillings: Neue Materialien und Nanotechnologien im Korrosionsschutz. Firma Henkel.

Hermann, L. (2013): Thermochemischer Aufschluss von Klärschlammmaschen – Das Outotec Verfahren. Vortrag auf dem Symposium „Phosphorrückgewinnung – Aktueller Stand von Technologien, Einsatzmöglichkeiten und Kosten“. BMU, Bonn, 9. Oktober 2013.

Hong, L.A., Arias, M.A., Arnold, U., Goldbach, H.E. (2012): Using Yeast Estrogen Screen (YES) assay for analysis of estrogenic compounds in soil and plant material after application of urine as fertilizer DGP Conference Bonn 5.-7.9.2012.

Horch H.-H., Sader R., Kolk A. (2004): Synthetische, phasenreine Beta-Trikalzium-phosphat-Keramik (Cerasorb) zur Knochenregeneration bei der rekonstruktiven Chirurgie der Kiefer; In: Deutsche Zahnärztliche Zeitschrift 59 (2004).

ICL-PP.COM (2013): Firma ICL Performance Products: Textilien und Leder. http://www.icl-pp.com/DE-DE/SOLUTIONS/INDUSTRIAL/TEXTILES_AND_LEATHER/SEITEN/GENERATED_APPLICATION.ASPX. aufgerufen im Dezember 2013.

IFA (2014): Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), GESTIS-Stoffdatenbank. <http://gestis.itrust.de>. aufgerufen am 20.7.2014.

IFEU-Institut und ahu AG (2008) (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragungspfade. UBA (Hrsg) Texte 36/08.

IHO (2001): Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz (2001): Stellungnahme des IHO zum Einsatz von TBEP (Tris-(2-butoxyethyl)-phosphat) in Bodenpflegemitteln.

IHO (2010): Stellungnahme des Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz (IHO) am 31.05.2010. <http://www.iho.de/iho-infos/stellungnahmen/phosphatverteidigung.html>. aufgerufen im Dezember 2013.

IKW (2011/12): Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V. (2011-2012). Bericht Nachhaltigkeit in der Wasch-, Pflege- und Reinigungsmittelbranche in Deutschland. Frankfurt am Main.

Impag (2013): Broschüre der IMPAG Import GmbH: Chemnews – Informationen zur SEPAWA. http://www.impag.de/fileadmin/resources/files/de/pdf/Chemie/IMPAG_ChemNews_2013_FINAL_MONITOR.pdf. aufgerufen im November 2013.

Indexmundi.com (2014): Düngemittelpreise auf Internetplattform. <http://www.indexmundi.com/de/rohstoffpreise/>. aufgerufen im Juli 2014 für DAP, Rohphosphat, TSP.

Infothek Brünofix (2013): Dewe Brünofix GmbH: Wissenswertes über das Phosphatieren. http://www.dewe-bruenofix.de/fileadmin/dewe-bruenofix/files/Wissenswertes_ueber_das_Phosphatieren.pdf. aufgerufen im November 2013.

IPCC (2007): IPCC Fourth Assessment Report (2008) – Contribution of Working Group I: Technical Summary 2007.

Jäger, B. (2014): Compo Expert GmbH, persönliche Mitteilung im Mai 2014.

- Kärcher (2013): Firma Alfred Kärcher GmbH & Co. KG: Sicherheitsdatenblatt für Phosphatiermittel RM 48 ASF, Versionsnummer 2. http://www.kaercher.de/document/sdb/001/00117110_DE.pdf. aufgerufen im Dezember 2013.
- Ketenakkoord Fosfaatkringloop (2011): Ketenakkoord Fosfaatkringloop, 4. Oktober 2011.
- Kiesow Dr. Brinkmann (2013): Firma Kiesow Dr. Brinkmann: „Phosphat-Fibel“, Stand 14. August 2013; http://www.kiesow.org/uploads/media/Phosphatfibel_DE.pdf. aufgerufen im Dezember 2013.
- Kley, G.; Köcher, P.; Brenneis, R. (2003): Möglichkeiten zur Gewinnung von Phosphor-Düngemitteln aus Klärschlamm-, Tiermehl- und ähnlichen Aschen durch thermochemische Behandlung. Beitrag für das Symposium: „Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall“ am 06./07.02.2003 in Berlin.
- Kley, G., Adam, C., Brenneis, R., Simon, F.-G. (2005): Thermochemische Aufbereitung von Klärschlammaschen zu Phosphordüngern – das EU-Projekt SUSAN. In: Verein zur Förderung des Institutes WAR (Hrsg.): Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm, Konzepte, Verfahren, Entwicklungen. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, 12.-13. November 2005, Schriftenreihe WAR, Band 167, Darmstadt 2005, ISBN 3-932518-63-2.
- Knappe, F., Vogt, R., Lazar, S., Höke, S.(2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UMWELTBUNDESAMT, TEXTE 31/2012.
- Köhlhoff, D. (1996): Beschaffenheit des Klärschlammes. In: ATV-Handbuch: Klärschlamm. 4. Auflage, Ernst & Sohn. Hennef. ISBN 3-433-00909-0.
- Köhlhoff, D. (1980): Untersuchungen über die Möglichkeit der Ablagerung von Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung der Monodeponie und der geordneten Deponie gemeinsam mit festen Siedlungsabfällen. Dissertation an der RWTH Aachen, 1980. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 38, Hrsg. Prof. Böhnke, Aachen, ISSN 0342-6068.
- Köhlhoff, D. (1986): Entwicklungen bei der Deponierung von Klärschlamm. In: Abfälle beseitigen – Klärschlamm nutzen – Trinkwasser gewinnen. Techniken im Zeichen des Umweltschutzes. 19. Essener Tagung in Aachen. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 85, Hrsg. Prof. Böhnke, Aachen, ISSN 0342-6068.
- Könemann, Rainer (2014): Persönliche Mitteilung auf dem KoMa-Fachgespräch 15.10.2014 in Bonn.
- Kopf (2014): Informationen der Kopf SynGas GmbH & Co.KG. Zugriff 23.07.2014.
- Krebs, R; Baier, U; Deller, A; Escala, M.; Floris, G; Gerner, F.; Hartmann, F.; Hölzl, B.; Kohler, C.; Kühni, M.; Strucki, M.; Wanner, R. (2013): Weiterentwicklung der hydrothermalen Karbonisierung zur CO₂-sparenden und kosteneffizienten Trocknung von Klärschlamm im industriellen Maßstab sowie der Rückgewinnung von Phosphor. Schlussbericht UTF 398.21.11./IDM 2006.2423.222.
- Krüger, O., Adam, C. (2014): Monitoring von Klärschlammmonoverbrennungsaschen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zur Ermittlung ihrer Rohstoffrückgewinnungspotenziale und zur Erstellung von Referenzmaterial für die Überwachungsanalytik. TEXTE 49/2014 Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 37 11 33 321 UBA-FB 001951, Berlin.
- Krüger, O.; Adam, C. (2013): Monitoring von Klärschlammaschen. Tagung: Phosphorrückgewinnung – Aktueller Stand und Technologien – Einsatzmöglichkeiten und Kosten. 9. Oktober 2013.
- KTBL (2009): Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.: Faustzahlen für die Landwirtschaft, 14. Auflage, Darmstadt 2009.
- Kühnen, V., Goldbach, H. E. (2004): Schwermetallbilanzen verschiedener Betriebstypen: Eintragswege, Flüsse, Minderungspotenzial. Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL, 118, 213 S.
- Kuratorium für Betriebshilfsdienste und Maschinenringe in Westfalen- Lippe e.V. (2014): Nährstoffbörse Nordrhein–Westfalen: <http://www.naehrstoffboerse.de/index.htm>, aufgerufen am 25.06.2014.
- LAGA (2012): Bericht des Ad-hoc-Arbeitskreises „Bewertung von Handlungsoptionen zur nachhaltigen Nutzung sekundärer Phosphorreserven“. Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) unter Vorsitz des Landes Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft. Stand 30.01.2012.

- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011): Richtwerte für die Düngung in Niedersachsen Merkblatt Düngeempfehlungen Grundnährstoffe. <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/pflanze/nav/341/article/11622.html>, aufgerufen am 25.06.2014.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2014): Gülleseparation in Milchviehbetrieben. <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/1092/article/14252.html>.
- LANUV (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verbleib und Verhalten in der Umwelt, Fachbericht 2 Recklinghausen
- Laurenz, L. (2009): Wertigkeit von Gülle, Landwirtschaftskammer NRW. <http://www.duesse.de/lehorschau/pdf/2009/2009-02-05-guelle-01.pdf>.
- Lebensmittellexikon.de (2013): Internetportal lebensmittellexikon.de: Trennmittel. <http://www.lebensmittellexikon.de/t0000910.php>. aufgerufen im Dezember 2013.
- Lehrmann Falko (2011): Anfall und Verwertung von Aschen aus der thermischen Klärschlammverwertung in NRW. Tagung: Ressourcenschutz durch Phosphatrecycling, 22.09.2011, Duisburg.
- Lehrmann, Falko (2013a): Thermische Klärschlammbehandlung. In: DWA Tagung Klärschlammbehandlung. 28.-30. Oktober 2013, Kassel. Hrsg. DWA. ISBN 978-3-944328-26-3.
- Lehrmann, Falko (2013b): Überblick über die thermische Klärschlammbehandlung – Trocknung, Monoverbrennung und Mitverbrennung-. In: Energie aus Abfall Band 10. Hrsg. K.J. Thomé-Kozmiesky und Michael Beckmann. TK Verlag Neuruppin. ISBN 978-3-944310-06-0.
- Lengemann, A., Ewert, W. (2015): Persönliche Mitteilung „Phosphor Tagesbilanz Klärwerk Waßmannsdorf“, 17.02.2015.
- LfU (2010): Elektrokinetische Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche - EPHOS - Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. online verfügbar unter: http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/70216/elektrokinetische_phosphorrueckgewinnung.pdf?command=downloadContent&filename=elektrokinetische_phosphorrueckgewinnung.pdf.
- LGL (2012): Mach Ch., Göen Th., Fromme H. (2012): Untersuchung der Belastung von Erwachsenen und Kindern mit Organophosphat-Flammschutzmitteln; Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Erlangen.
- Lindner (1996): Lindner K.-H. (1996): Beschaffenheit des Klärschlammes. In: ATV-Handbuch: Klärschlamm. 4. Auflage, Ernst & Sohn. Hennef. ISBN 3-433-00909-0.
- Lohninger, H. (2011): Anorganische Chemie. eBook: <http://anorganik.chemie.vias.org/>.
- LW NRW (2014): LZ-Rheinland, zusammengestellt von der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen: Agrarmarkt NRW. <http://www.agrarmarkt-nrw.de/duengermarkt.shtm>. aufgerufen im Juli 2014.
- Marscher, H. (1995): Mineral Nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- Medice (2013): Medice: Lebensmittel-Tabelle für Dialyse-Patienten. http://www.medice.de/indikationen/nierenheilkunde/nierenerkrankungen/nierenerkrankungen/patienteninformationen/lebensmitteltabelle/Lebensmittel_Tabellen.pdf. aufgerufen im November 2013.
- Mehlhart, Georg; Ustohalova, Veronika (2012): Landfill Mining – Option oder Fiktion?. Workshop Landfill Mining – Option oder Fiktion? 10. Feb. 2012, Berlin.
- Metall-Infos.de (2013): Internetport metall-infos.de: Metall-Informationen. <http://metall-infos.de/metalllexikon/phosphatieren.html>. aufgerufen im Dezember 2013.
- Metzner, G. (2006): Phosphate aus Wasch- und Reinigungsmitteln im kommunalen Abwasser der Bundesrepublik Deutschland.
- Meyer, C. (2013): Persönliche Mitteilung von Dipl.-Ing. Carsten Meyer, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart, 09.07.2013.
- Meyer, C. (2014): Persönliche Mitteilung von Dipl.-Ing. Carsten Meyer, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart, 08.08.2014.

- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2003): Anforderungen an die überbetriebliche Nährstoffvermittlung über die vom Kuratorium der Betriebshilfsdienste/Maschinenringe in Münster betriebene Zentrale Datenbank und deren Nachweis Az.II-5-2220.60.08.
- MLUV MV (2013): Zukünftige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz MV. Schwerin, 2013.
- Mocker, Mario; Löh, Ingrid, Franke, Matthias (2011): Phosphorpotenziale in Abfalldeponien. 44. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Aachen. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Nr. 223. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen. ISSN 0342-6068.
- Montag, D.; Everding, W.; Pinnekamp, J. (2010): Phosphorrückgewinnung im Bereich der Abwasserreinigung – Potenziale und Techniken. VDI-Fachkonferenz Klärschlammbehandlung: Technologien – Wertstoffrückgewinnung – Entwicklungen. 27. und 28. Oktober 2010 in Offenbach. Düsseldorf 2010, ISBN 978-3-9813793-2-7.
- Montag, D.; Gajic, D.; Dittrich, C.; Kröckel, J.; Abdellatif, T.; Zimmermann, J.; van Norden, H.; Grömping, M.; Seyfried, A. (2010a): Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm. Schlussbericht des durch das Bundesministerium für Bildung u. Forschung geförderten Vorhabens.
- Montag, D.M. (2008): Phosphor Rückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen, GWA Band 212, ISA, Aachen.
- Morf, Leo S. (2012): Phosphor aus Klärschlamm – Strategie des Kanton Zürich und der Schweiz. 45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Essen. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Nr. 230. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen. ISSN 0342-6068.
- Mudrack, K., Kunst, S. (1991): Biologie der Abwasserreinigung. 3. überarbeitete Auflage. Stuttgart, Jena, New York: G. Fischer, ISBN 3-437-30667-7.
- Müller A. (2013): Herstellung und Charakterisierung von Calciumphosphat Keramikfasern für den Einsatz in der Knochenrekonstruktion; Dissertation an der Fakultät Chemie der Universität Stuttgart. Stuttgart.
- Müller-Schaper, Johannes (2013): Kosten der Klärschlammbehandlung und –entsorgung. WasserWirtschafts-Kurse – Klärschlammbehandlung 28.-30. Oktober 2013, Kassel.
- N. N. (2006): Full-scale struvite recovery. Scope Newsletter No. 65, September 2006, Centre Européen d'Etude des Polyphosphates (CEEP) und European Chemical Industry Council (CEFIC).
- N. N. (2012): RecoPhos – ein innovatives Konzept der Klärschlammverwertung. Präsentation auf dem Ostdeutschen Rohstoffsymposium, Halle, 13. November 2012.
- NABU (2004): Ökologische Finanzreform in der Landwirtschaft, Situation, Bewertung und Handlungsempfehlungen. Naturschutzbund Deutschland e.V. München.
- NABU (2010): Klimaschutz in der Landwirtschaft. Ziele und Anforderungen zur Senkung von Treibhausgasemissionen. Naturschutzbund Deutschland e.V. München.
- N.N. (2014): Mündliche Erfahrungsberichte von einer Deponie und einem Zwischenlager für Steinkohleflugaschen, Werne, Oktober 2014.
- Nanzer, S., Janousch, M., Huthwelker, T., Eggenberger, U., Hermann, L., Oberson, A., Frossard, E. (2009): Phosphorus speciation of sewage sludge ashes and potenzial for fertilizer production in Ashley, K., Mavinic, D., Koch, F. (Hrsg.) International Conference on Nutrient Recovery from wastewater streams, Vancouver Kanada, IWA Publishing London: 609-614 (zitiert in Römer 2013b).
- Nanzer, S., Oberson, A., Berger, L., Berset E., Hermann, L., Frossard E. (2014): The plant availability of phosphorus from thermo-chemically treated sewage sludge ashes as studied by ³³P labeling techniques, Plant Soil (2014) 377:439–456.
- Naturvardsverket (2002): Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Repport 5214. Stockholm, Schweden. ISBN 91-620-5214-4.
- Naturvardsverket (2013): Hallbar återföring av fosfor. Repport 6580. Stockholm, Schweden. ISBN 978-91-620-6580-5.

- Neumann, Uwe; Tittesz, Réka (2011): Der Pyrobustor – zwei Praxisbeispiele zur Klärschlammpyrolyse. -. In: Energie aus Abfall Band 8. Hrsg. K.J. Thomé-Kozmiensky und Michael Beckmann. TK Verlag Neuruppin. ISBN 978-3-935317-60-3.
- Ostara (2014): Information aus dem Internetauftritt der Firma Ostara. <http://www.ostara.com/nutrient-management-solutions/installations>, Zugriff am 06.08.2014.
- Osterath B. (2011): Phosphatfrei waschen – phosphatbepackt spülen; Nachrichten aus der Chemie [59].
- P-REX (2014): Projektwebseite des EU-Projektes (7. Rahmenprogramm) P-REX. www.p-rex.eu.
- Patyk A., Reinhardt G. (1996): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Heidelberg.
- Peters, U. (2013): Phosphorrückgewinnung aus Aschen der Mitverbrennung in Braunkohlekraftwerken der RWE Power AG. 8. DWA Klärschlammstage, 4. – 6.06.2013, Fulda.
- Petzet, S. (2010): Information von Dipl.-Ing. Sebastian Petzet am 20.08.2010.
- Petzet, S. (2013): Information von Dr.-Ing. Sebastian Petzet am 08.07.2013.
- Petzet, S.; Cornel, P. (2009): Verfahrensbeschreibung FIX-Phos, intern.
- Petzet, S.; Cornel, P. (2010): Neue Wege des Phosphorrecyclings aus Klärschlammaschen. KA - Korrespondenz Abwasser Abfall 2010 (57), Nr. 4, S. 357-365, ISSN: 1866-0029.
- Petzet, S.; Cornel, P (2011): Towards a complete recycling of phosphorus in wastewater treatment – options in Germany. In: *Water Science & Technology* 64(1), S. 29-35.
- PFI (2005): Ermittlung und Bewertung der technischen und logistischen Rahmenbedingungen bei der zukünftigen Klärschlamm Entsorgung in Schleswig-Holstein. Für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- Pinnekamp et al. (2013): Stand und Perspektiven der Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm. Arbeitsbericht der DWA Arbeitsgruppe KEK-1.1 „Wertstoffrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm“ zur Veröffentlichung vorgesehen in KA - Korrespondenz Abwasser Abfall 2013 (60), Nr. 10 und 11, ISSN: 1866-0029.
- Pinnekamp J., Weinfurter K., Sartorius C., Gäth S. (2011): Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland (PhoBe). Abschlussbericht zum BMBF-Verbundvorhaben FKZ: 02WA0805-02WA0808.
- Pinnekamp, J., Everding, W., Gethke, K., Montag, D., Weinfurter, K., Sartorius, C., Von Horn, J., Tettenborn, F., Gäth, S., Waida, C., Fehrenbach, H., Reinhardt, J., (2011): Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland (PhoBe). Schlussbericht.
- Pinnekamp, J.; Montag, D.; Heil, J.; Gajić, D.; Rath, W.; Dittrich, C.; Pfennig, A.; Kröckel, J.; Dott, W.; Zimmermann, J.; Doetsch, P.; van Norden, H.; Grömping, M.; Seyfried, A. (2010): Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm. Abschlussbericht für das Bundesministerium für Bildung und Forschung, FKZ 02WA0793.
- ProgRess (2012): Deutsches Ressourceneffizienzprogramm – Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
- Reichenberger, Hans-Peter; Gleis, Markus; Quicker, Peter; Mocker, Mario; Faulstich, Martin (2008): Feste Rückstände aus Verbrennungsanlagen Teil 2. In: Müll und Abfall 09/2008. S. 468 – 473. ISSN 0027-2957.
- Rémond, S.; Pimienta, P.; Bentz, D.P. (2002): Effects of the incorporation of Municipal Solid Waste Incineration fly ash in cement pastes and mortars I. Experimental study. *Cement and Concrete Research* 32 (2002) S. 303 – 311.
- Remy, C., Kabbe, C. (2013): Übersicht der Umsetzung von Verfahren in Europa – Erfahrungen aus P-REX. Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 09.10.2013, Bonn.
- Rettenberger, G., Tabasaran, O (1981): Stand der Technik. In: Standsicherheit von Deponien für Hausmüll und Klärschlamm. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 14. Erich Schmidt Verlag. ISBN 3-503-01399-7.
- Rex, M., Drissen, P., Bartsch, S., Breuer, J., Pischke, J. (2013): Pflanzenverfügbarkeit von Phosphaten aus Klärschlamm- und Tiermehlaschen nach Aufschluss in flüssiger Konverterschlacke, VDLUFA Tagungsband 244-253, Berlin.

- Riag (2011): Riag Oberflächentechnik AG (2011): RIAG Phos Zn 950 - Saures Phosphatiermittel zur Erzeugung von Zink-phosphatschichten im Tauchverfahren.
- Rindlisbacher S. (2012): Phosphate in Lebensmitteln: Risiko für die Gesundheit; In: saldo Nr. 9.
- Ritz E., Hahn K., Ketteler M., Kuhlmann M. K., Mann, J. (2012): Gesundheitsrisiko durch Phosphatzusätze in Nahrungsmitteln; In: Dtsch Arztebl Int 2012. <http://www.aerzteblatt.de/archiv/119315/>. aufgerufen im November 2013.
- Römer, W. (2006a): Vergleichende Untersuchung zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling Produkten im Keimpflanzenversuch. *J. Plant Nutrition and Soil Science* 169: 826-832.
- Römer, W. (2006b): Vergleichende Untersuchung der Phosphatverfügbarkeit von Produkten des P-Recyclings und bekannter Phosphatdünger. *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* 53(5): 483.
- Römer, W. (2013a): Wilhelm Römer gibt Antworten. Hohe Qualitätsanforderungen, ökologische..., DLG-Mitteilungen 5/2013.
- Römer, W. (2013b): Phosphor-Düngewirkung von P-Recyclingprodukten, *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* 60, 3, 202.
- Römer, W. (2013c): Phosphordüngewirkung neuer Phosphatrecyclingprodukte, *Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 91(1): 483.
- Römer, W., Samie, I., F. (2001): Einfluss eisenhaltiger Klärschlämme auf Kenngrößen der P-Verfügbarkeit in Ackerböden. *J. of Plant Nutr. a. Soil Sci. Volume 164, Issue 3, pages 321–328.*
- Röske, I., Uhlmann, D. (2005): *Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, ISBN 978-3-8252-8300-1.
- Schaaf, H., Heck, A., Hendrichke, C. (2013): Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung (QLA) Rückblick auf 10 Jahre Qualitätssicherung in der Prozesskette und Vorschau auf neue Tätigkeitsfelder im Stoffstrommanagement von betriebsfremden organischen Düngemitteln, VDLUFA Kongress Berlin.
- Schaum, C. (2007): Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung – Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammmasche, Dissertation, WAR Schriftenreihe, Band 185, Darmstadt.
- Scheffer, F. (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 15. Auflage, Heidelberg.
- Scheidig, K.; Lehrmann, F.; Mallon, J.; Schaaf, M. (2013): Klärschlamm-Monoverbrennung mit integriertem Phosphor-Recycling. In: Thomé-Kozmiensky, K.-J., Beckmann, M.: *Energie aus Abfall*, Band 10, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky Neuruppin, 978-3-935317-92-4.
- Scheidig, K.; Mallon, J.; Schaaf, M. (2010): Zukunftsfähige Klärschlammbehandlung. *KA - Korrespondenz Abwasser Abfall* 2010 (57), Nr. 19, S. 902-915, ISSN: 1866-0029.
- Scherer, H.W., Werner, W. (2002): Plant availability of phosphorus, nitrogen and magnesium applied with magnesium-ammonium-phosphate (Struvite) derived from animal slurry. International Conference "From Nutrient removal to recovery", The Netherlands, International Water Association.
- Schick, J. (2010): Untersuchungen zu P-Düngewirkung und Schwermetallgehalten thermochemisch behandelter Klärschlammaschen. Fakultät für Lebenswissenschaften. Braunschweig, Technische Universität Carolo-Wilhelmina. Dissertation.
- Schmalenbach C. (2010): Löhnen sich Öko-Tabs? Ohne Phosphat werden Teller oft nicht richtig sauber: Geschirrspülmittel im Test; aus dem Archiv des Berliner Kurier vom 30. Juli 2010.
- Schmelz, K.-G. (2006): Klärschlammengen und Entsorgungskosten im Vergleich zum europäischen Ausland. In: Perspektiven der Klärschlammverwertung, Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung. Expertentagung 6.-7.12.2006, Bonn.
- Schmitz, E. (2009): Perspektiven der Mitverbrennung von Klärschlämmen. 6. Klärschlammstage der DWA, 12.05.2009, Fulda.
- Schnee, R.; Wissemborski, R.; Stössel, E. (2013): The Budenheim Carbonic Acid Process – An environment friendly process for recovering phosphates from sewage sludge. In: Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft

an der Technischen Universität Braunschweig e. V. (Hrsg): Conference Proceedings – 4th International Symposium „Re-Water Braunschweig“, Braunschweig, 06./07.11.2013, Heft 84, S. 77-85, Braunschweig, 2013.

Schneider, Oliver; Becker, Andreas; Scherer, Gerhard (2007): Untersuchungen zur Chemisch-Physikalischen Behandlung von Klärschlammverbrennungsaschen zur Ablagerung auf oberirdischen Deponien. In: Müll und Abfall 6/2007. S. 284 – 293. ISSN 0027-2957.

Schrot & Korn (2013): Schrot & Korn: Abwasch ökologisch; Rubrik: Warenkunde: Bio-Spülmittel. <http://www.schrotundkorn.de/2005/200507w5.html>. aufgerufen im November 2013.

Schuhmann, R. (2010): Phosphor-Rückgewinnung aus Ab- und Prozesswässern. Informationsblatt.

Schutzengel des Planeten (2013): Schutzengel des Planeten: Mit Waschnüssen 100% natürlich waschen. <http://www.schutz-engel.ch/index.php?gestesdumois=2b&archives=septembre2008>. aufgerufen im November 2013.

Scope (2013a): Case study of P-recycling implementation at 6 sewage works. Scope Newsletter Nr. 91.

Scope (2013b): Pharmaceutical and hormones in struvite. Scope Newsletter Nr. 96.

Scope (2014): Flexible fees and nutrient pollution. In Scope Newsletter Nr. 103.

Severin, M.; Ahl, C.; Kücke, M.; Greef, J.-M. Phosphatlöslichkeiten und Phosphatdüngewirkung von Stoffen aus der Klärschlammbehandlung - Betrachtung unterschiedlicher Aufbereitungsverfahren. VDLUFA Tagung Berlin, S. 254-262.

Siekmann, Klaus (1986): Leistungsfähigkeit des zweistufigen Schlammstabilisierungsverfahrens nach dem System Sauerstoffbegasung mit anschließender Faulung im Vergleich zur einstufigen Faulung. Dissertation an der RWTH Aachen, 1986. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 89, Hrsg. Prof. Böhnke, Aachen, ISSN 0342-6068.

Sigrist, Alois (2013): Gewinnung von Wertstoffen aus Filteraschen. VDI Wissensforum 2013.

Simons J. (2008): Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler und dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel, Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

Sludge2energy (2014): Informationen der Huber SE zu Sludge2Energy. Zugriff 23.07.2014.

SOU (2000): The future environment – our common responsibility. Final report of the Committee on Environmental Objectives. Summary. Juni 2000, Stockholm.

Spitznagel M. (2011): Bund-/Länderstrategie zur nachhaltigen Phosphor-Nutzung – Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und weiteren Stoffen. 44. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Aachen. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 223. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen. ISBN 978-3-938996-29-4.

Stadt Zürich (2012): Logistikkonzept und Transportkostenausgleich. Zukünftige Klärschlammverwertung im Kanton Zürich ab Mitte 2015. Schlussbericht Nov. 2012. Stadt Zürich, ERZ Entsorgung und Recycling Zürich.

Stadtwerke Augsburg (2013): Stadtwerke Augsburg Wasser GmbH: Phosphat-Dosierung – muss das sein? http://www.sw-augsburg.de/downloads/Phosphatdosierung_-_muss_das_sein.pdf. aufgerufen im November 2013.

Stahl-Online (2013): Online-Informationen des Stahl-Zentrums: Deutschland: Markt, Inlandslieferungen und Einfuhren Walzstahl einschl. Halbzeug. http://www.stahl-online.de//wp-content/uploads/2013/08/201302_Einfuhren_D.png. aufgerufen im Dezember 2013.

Statistisches Bundesamt (2011): Außenhandel - Zusammenfassende Übersichten für den Außenhandel (endgültige Ergebnisse), Fachserie 7, Reihe 1.

Statistisches Bundesamt (2012): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Bodennutzung der Betriebe, Fachserie 3 Reihe 3.1.2, Wiesbaden.

StBa (2008): Statistisches Bundesamt: Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung; Wirtschaftsjahr 2007/2008; Wiesbaden.

Steinmetz, H., Preyl, V., Meyer, C. (2014): Saures Leaching aus Klärschlamm – Stuttgarter Verfahren zur Phosphorrückgewinnung. UBA/BAM-Workshop „Abwasser – Phosphor – Dünger“, 28./29. Januar 2014, Berlin.

STOWA (2012): Struviet productie door middle van het AIRPREX process – Pilotonderzoek op de rioolwaterzuivering Amsterdam West. STOWA rapport 2012-27, ISBN 978.90.5773.567.7.

- Stössel, E. (2013): Budenheim Carbonic Acid Process – An environment friendly process for recovering phosphates from sewage sludge. Präsentation auf dem 4th International Symposium „Re-Water Braunschweig“, Braunschweig, 6. November 2013.
- Surtec (2014): Firma SurTec: Optimales Finish für jede Anwendung. <http://www.jot-oberflaeche.de/Nachricht/10195/Optimales-Finish-fuer-jede-Anwendung.html>. online aufgerufen im März 2014.
- Telle R. (2007): Keramik, 7. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Test.de (2013): Stiftung Warentest (2009): Zahncreme Biorepair: Kein Fluorid. <http://www.test.de/Zahncreme-Biorepair-Kein-Fluorid-1800896-0/>. aufgerufen im November 2013.
- Thomé-Kozmiensky, K. J. (1998): Klärschlamm Entsorgung. Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft. TK Verlag, Neuruppin. ISBN 3-924511-87-X.
- Thomé-Kozmiensky, K. J. (2001): Verantwortungsbewusste Klärschlamm Entsorgung. TK Verlag, Neuruppin. ISBN 3-935317-02-6.
- Thomé-Kozmiensky, K. J. (2013): Verbrennung in Wirbelschichtreaktoren. In: Energie aus Abfall Band 10. Hrsg. K.J. Thomé-Kozmiensky, M. Beckmann. TK Verlag Neuruppin. ISBN 978-3-944310-06-0.
- Tiroler Feldschutzgesetz (2000): Gesetz vom 5. Juli 2000 über den Schutz des Feldgutes und die Ausbringung von Klärschlamm (Tiroler Feldschutzgesetz 2000). Änderung LGB1. Nr. 56/2002, 130/2013.
- TVA (2013): 4. TVA-Newsletter zum Stand der TVA-Revision. Bundesamt für Umwelt BAFU. Letzte aktualisiert am 26.06.2013. http://www.bafu.admin.ch/abfall/02202/12415/12907/index.html?lang=de#sprungmarke0_26.
- UBA (2007): Einträge von Schadstoffen durch Klärschlämme in landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden. Mitteilung des Umweltbundesamtes, Stand Juni 2007. Zugriff 04.02.2009.
- UBA (2010): Umweltbundesamt (2010): Geschirrspültabs. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wasch-reinigungsmittel/umweltbewusst-waschen-reinigen/geschirrspueltabs>. aufgerufen im November 2013.
- UBA (2012): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe - Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Hintergrundpapier <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4372.pdf>, Zugriff 01.09.2014.
- UBA (2013): Forschungsprojekte und Hintergrundpapiere zu Flammenschutzmitteln. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/schadstoffe-in-produkten/flammenschutzmittel-in-produkten/forschungsprojekte-hintergrundpapiere-zu>. aufgerufen im Dezember 2013.
- UBA (2014a): Dioxine, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine>.
- UBA (2014b): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/stoffgruppen/polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe>.
- Umweltgutachten (2002): Umweltgutachten 2002 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Drucksache 14/8792, 15.04.2002.
- Waida, C. (2011): Bewertung verschiedener Sekundärrohstoffe aus dem Phosphor Recycling, Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Wedde, C. (2014): K+S AG, persönliche Mitteilung im Mai 2014.
- Weideler, A.; Brechtel, K.; Maier, W.; Krampe, J.; Rott, U. (2005): Phosphor-Rückgewinnung als MAP mittels saurer Rücklösung aus Faulschlamm, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 184, S. 59-71, Oldenbourg, München, 2005.
- Weideler, A.; Maier, W.; Krampe, J. (2007): Phosphorrückgewinnung als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) mittels saurer Rücklösung aus Faulschlamm, GWF Wasser/Abwasser 148 (2007), Nr. 4, S. 269-275.
- Weideler, A.; Steinmetz, H.; Maier, W.; Krampe, J. (2008): Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), Wasser und Abfall.

Weigand, H.; Bertau, M. (2014): Von der Klärschlammasche zum Phosphordünger RecoPhos P38 im Spannungsfeld von Abfall-, Düngemittel- und Bodenschutzrecht. In: P. Kausch (Hrsg.): Strategische Rohstoffe – Risiko-vorsorge, ISBN 978-3-642-39704-2.

Weigand, H.; Bertau, M.; Hübner, W.; Bohndick, F.; Bruckert, A. (2013): RecoPhos: Full-scale fertilizer production from sewage sludge ash. Waste Management, Vol. 33, Nr. 3, S. 540-544.

Werner, W. (2006): Düngung von Böden. Kap. 6.4, 1-63. In Blume H.-P. et al. (Eds.) Handbuch der Bodenkunde. 26. Ergänzung Lfg. 11/06 - Ecomed, Landsberg.

Werner, W., Trimborn, M. (2008): Potenziale zur Effizienzsteigerung der P-Düngung. Vortrag Braunschweiger Nährstofftage 2008: Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft, Braunschweig.

Werner, W., Trimborn, M., Pihl, U. (2005): Prediction of the P-leaching potential of arable soils in areas with high livestock densities. J. Zhejiang Univ. Science B 7(7): 515-520.

Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Brandt, S.; Vogel, I.; Roskosch, A. (2013): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Wodsak, H.-P., Wißmann, H.-J., Mester, F., Anders, S. (2012): Wichtige Zahlen - Düngemittel / Produktion / Markt / Landwirtschaft. Industrieverband Agrar e.V., Frankfurt am Main.

World Bank (2014): Commodity Markets Outlook 2014/July; World Bank Group, Washington D.C.

Zahnarzt-Muellheim.de (2013): Bär C.: Zahnpasta – Was steckt drin? <http://www.zahnarzt-muellheim.de/index.php?maincatid=51&subcatid=241&mode=shownews&artid=175&groupid=51&listposition=20&archiv=1> &. aufgerufen im Dezember 2013.

Zahngesundheit-Online.Com (2013): DocMedicus: Auswahl der richtigen Zahnpasta. <http://www.zahngesundheit-online.com/Prophylaxe/Auswahl-der-richtigen-Zahnpasta/>. aufgerufen im November 2013.

Zusatzstoffe-Online.de (2013): Internetplattform zusatzstoffe-online.de: Phosphorsäure etc. http://www.zusatzstoffe-online.de/zusatzstoffe/122.e338_phosphorsaeure.html. aufgerufen im November 2013.

Anhang

Anhang zu Kapitel 4

Abbildung 44: Fossiler kumulierter Energieaufwand (KEA fossil) für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu Phosphor über die Primärdüngerherstellung

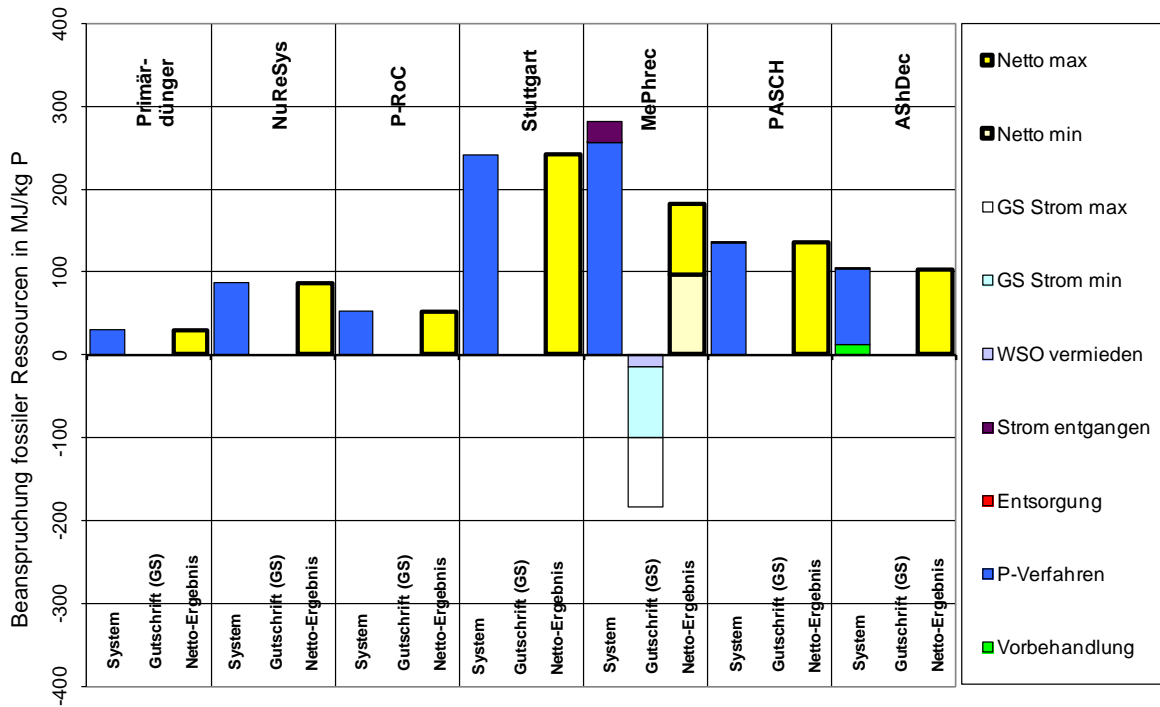


Abbildung 45: Gesamter kumulierter Energieaufwand (KEA gesamt) für Phosphorrückgewinnungsverfahren im Vergleich zu Phosphor über die Primärdüngerherstellung

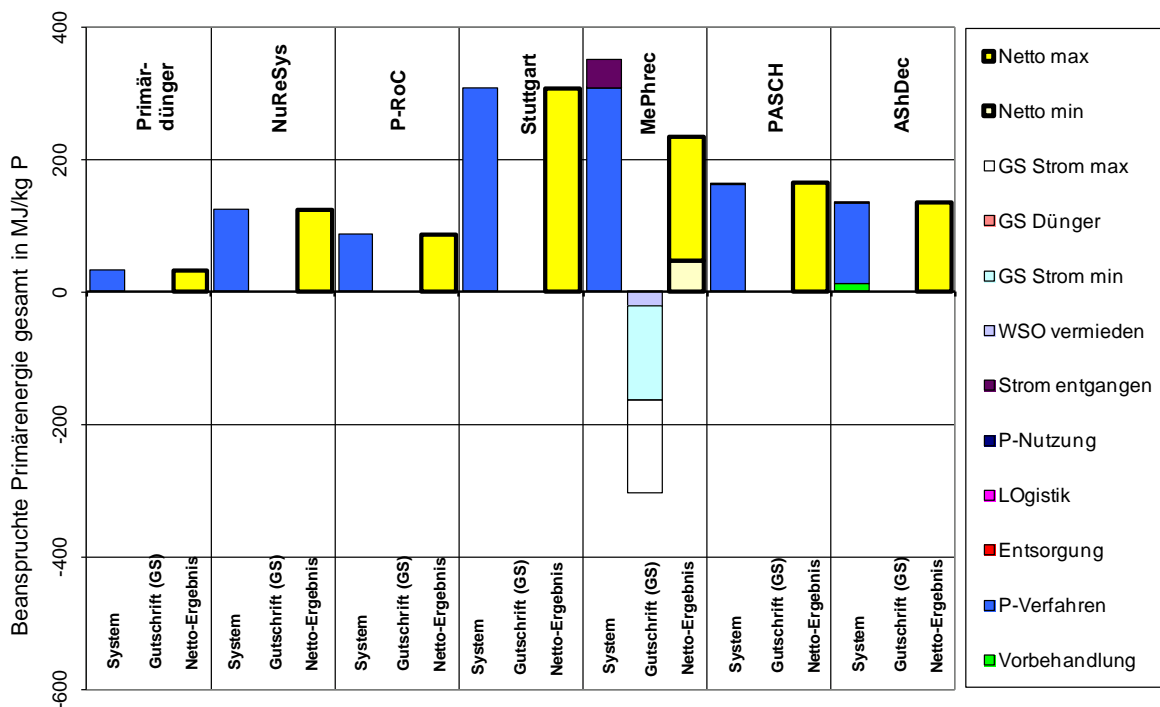


Abbildung 46: Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

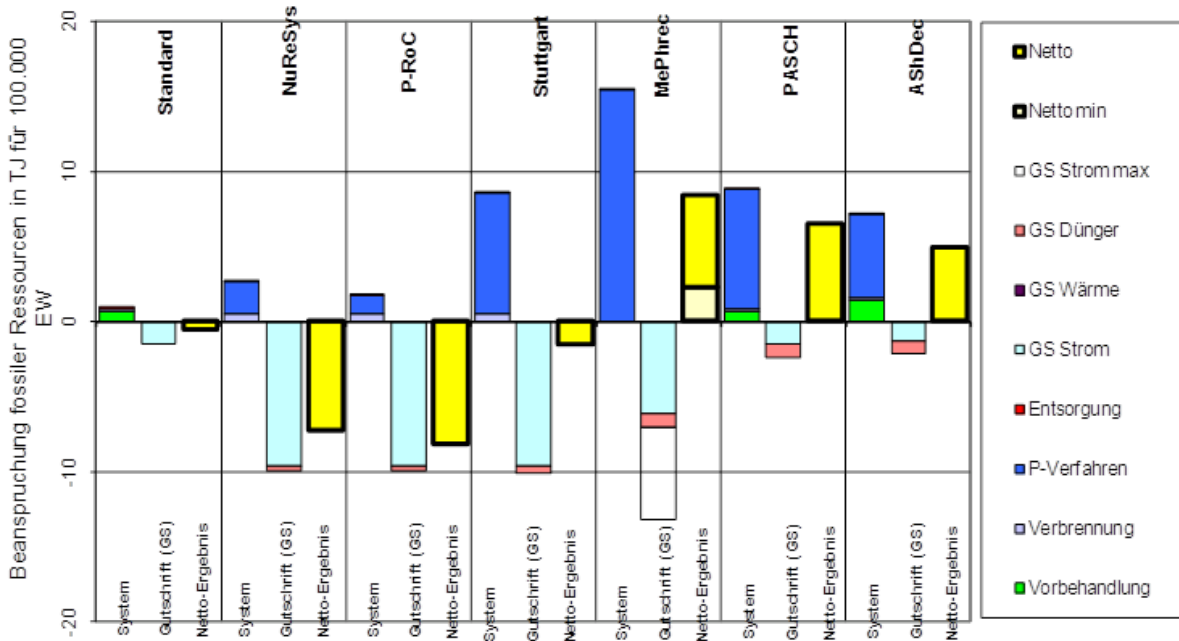


Abbildung 47: Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Steinkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

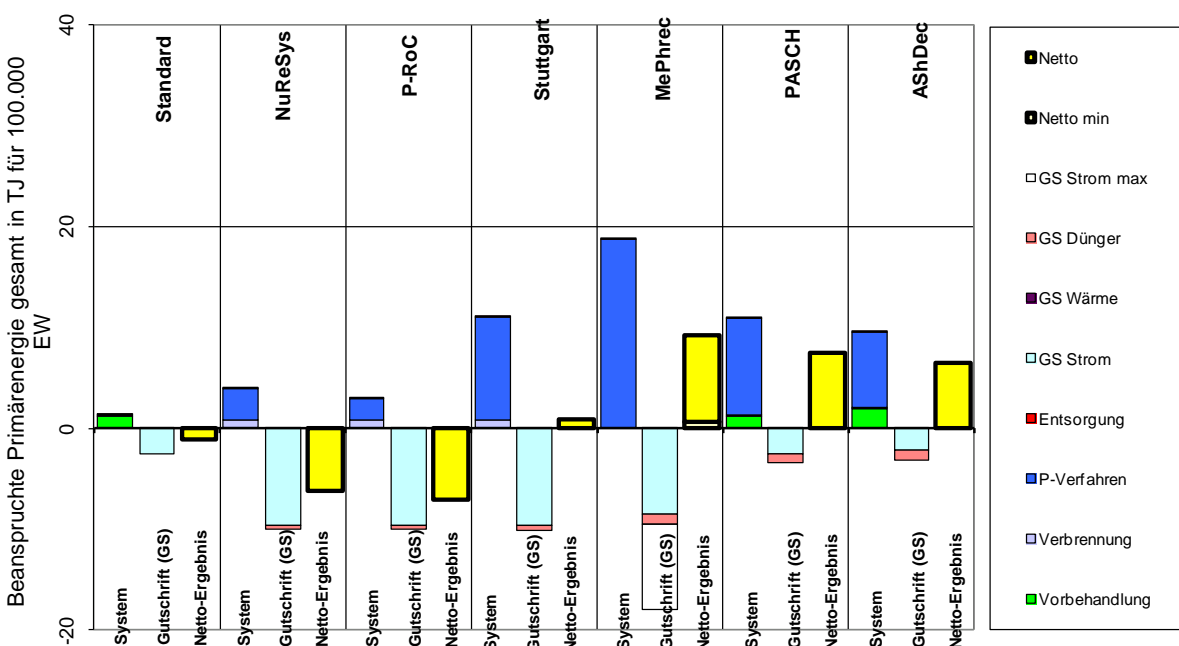


Abbildung 48: Treibhauseffekt für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Monoverbrennung** nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

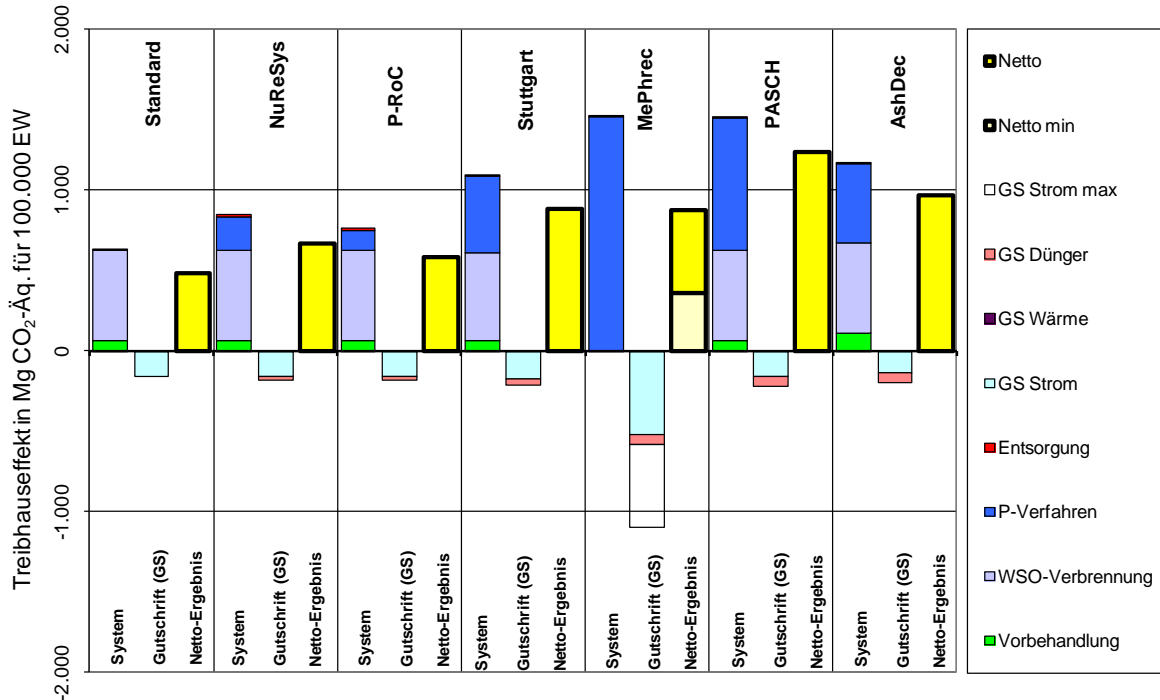


Abbildung 49: Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Monoverbrennung** nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

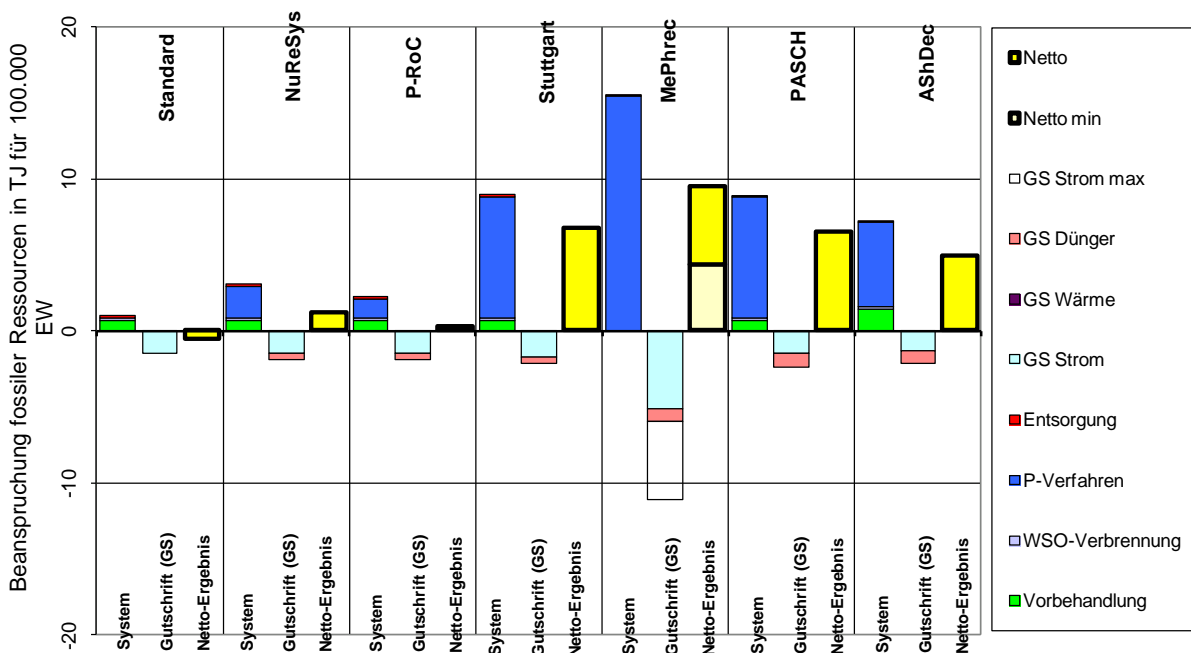


Abbildung 50: Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Monoverbrennung** nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

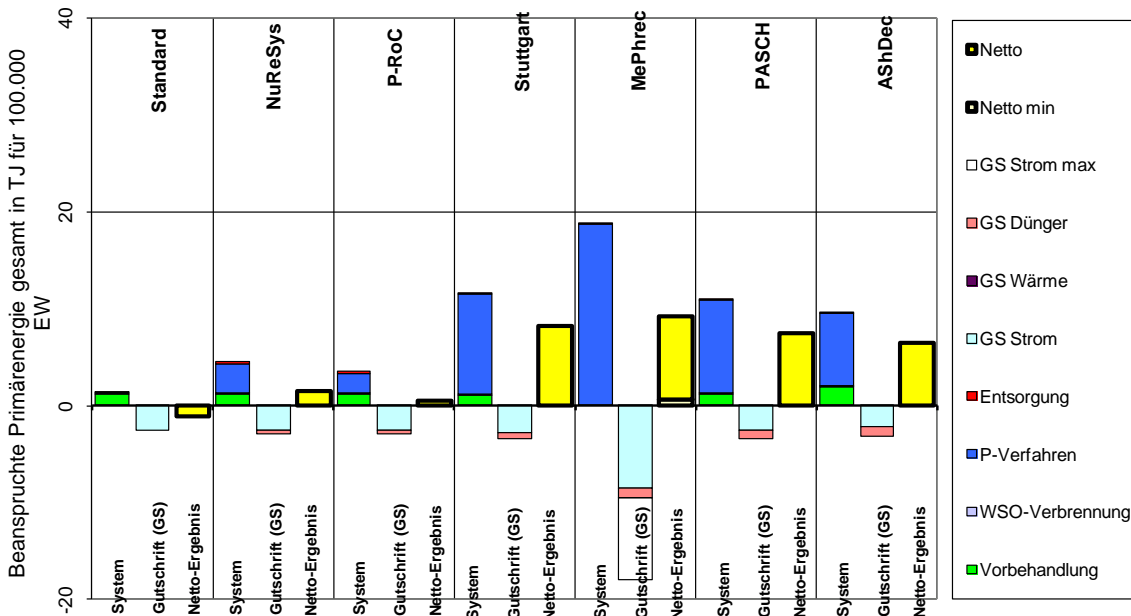


Abbildung 51: Treibhauseffekt für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Braunkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

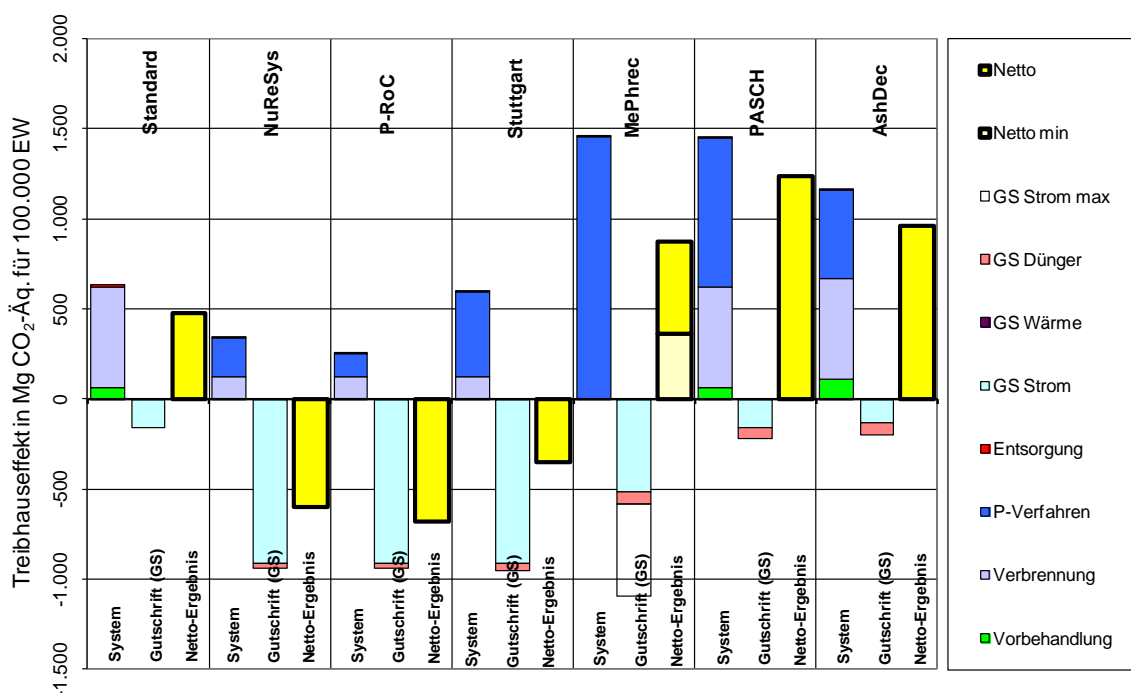


Abbildung 52: Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Braunkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

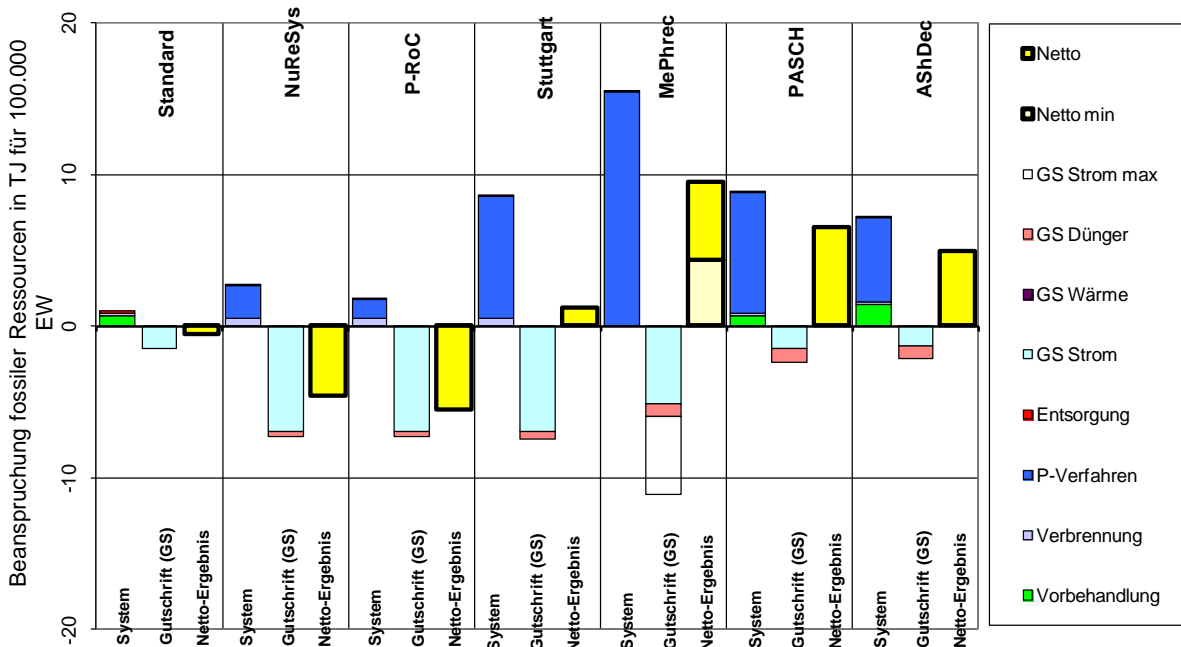


Abbildung 53: Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Braunkohle-Kraftwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

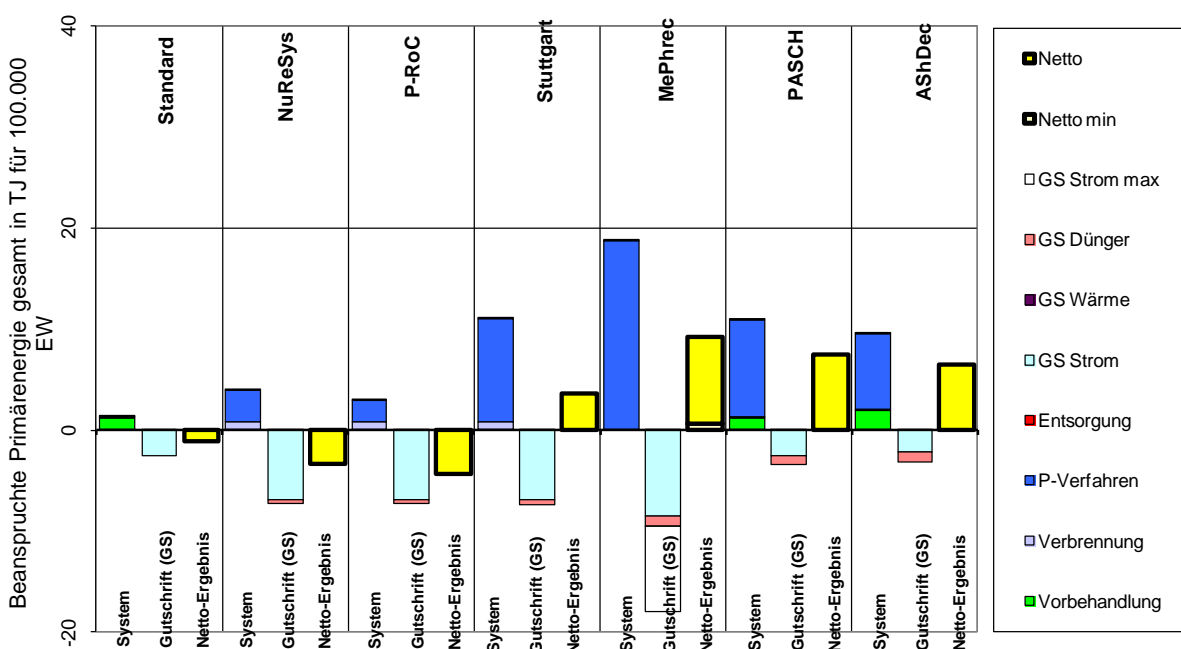


Abbildung 54: Treibhauseffekt für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Zementwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

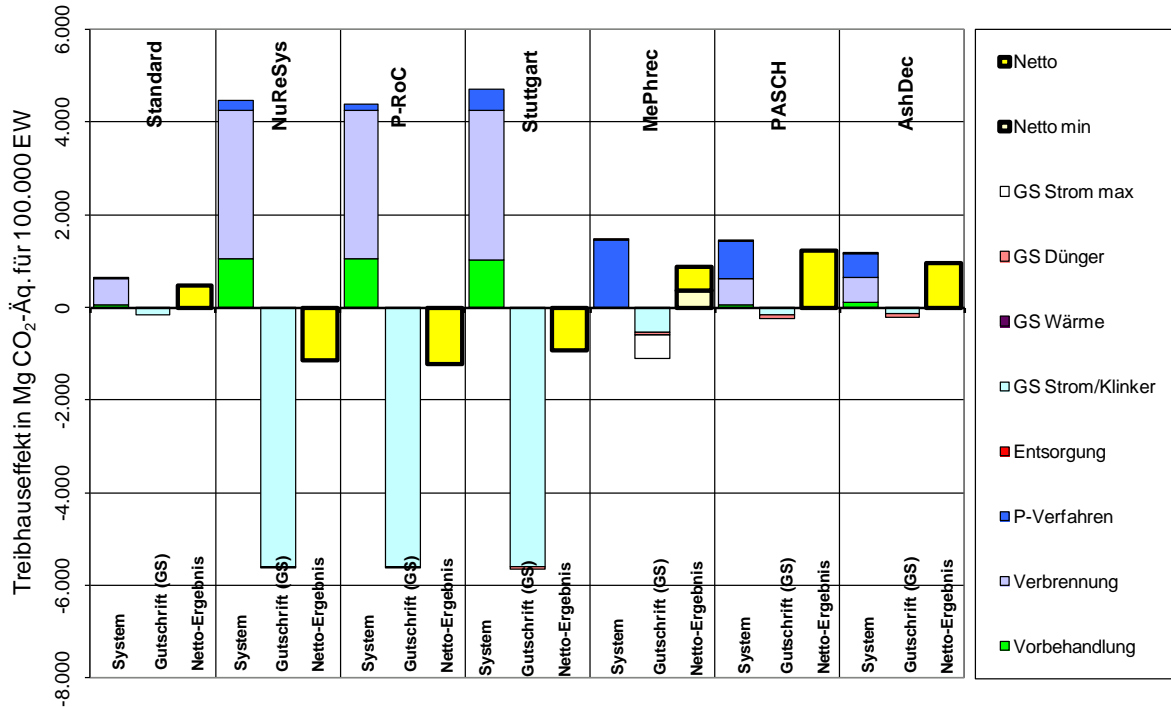


Abbildung 55: Fossiler kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Zementwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

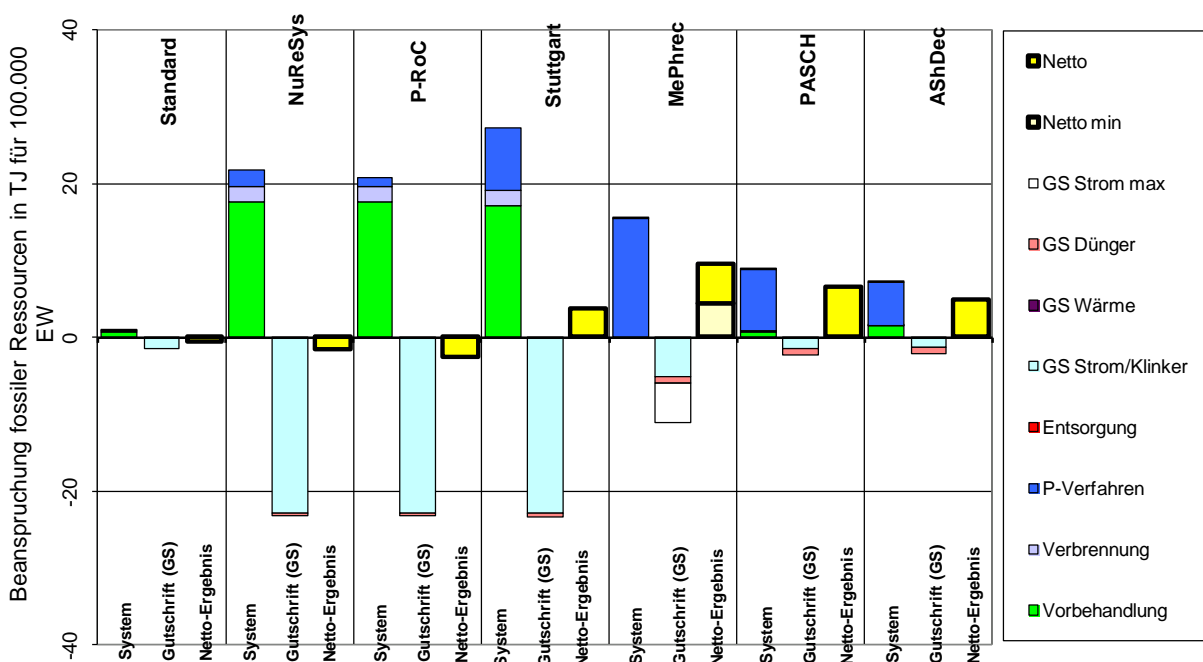


Abbildung 56: Gesamter kumulierter Energieaufwand für jährliche thermische Behandlung des Schlammes von 100.000 Einwohnern inklusive Phosphorrückgewinnung gegenüber Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung (= Standard); **Mitverbrennung** im Zementwerk nach NuReSys, P-RoC und Stuttgarter Verfahren

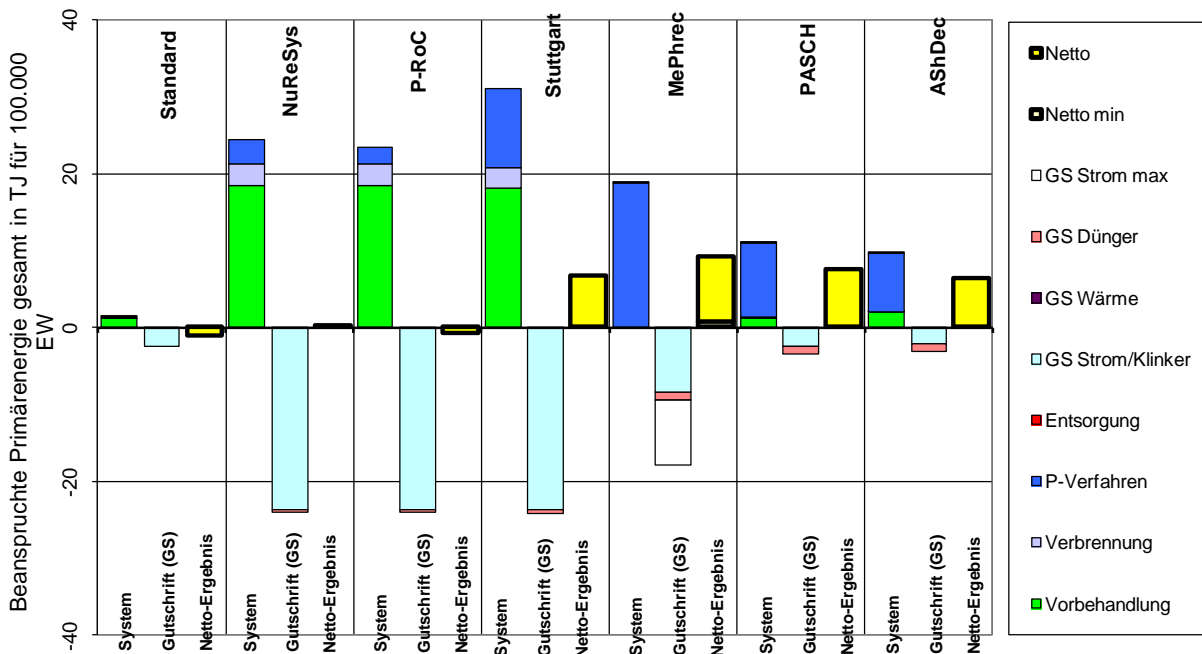


Tabelle 39: Angesetzte Preise für die Betriebsmittel (Quelle: Hersteller der Phosphor-Rückgewinnungsverfahren bzw. Pinnekamp et al. 2011)

Betriebsmittel	Spezifische Kosten
Schwefelsäure 78 %	0,22 €/L
Zitronensäure 50 %	0,74 €/L
Magnesiumoxid 98 %	0,98 €/kg
Natronlauge 25 %	0,14 €/L
Natronlauge 50 %	0,15 €/kg
CSH	0,40 €/kg
Sauerstoff	0,08 €/kg
Koks	0,45 €/kg
Salzsäure 33 %	0,09 €/L
Ammoniak	0,14 €/kg
Branntkalk	0,10 €/kg
Ammoniumhydrogencarbonat	0,15 €/kg
Brauchwasser	0,50 €/m ³
Mg(Cl) ₂ 32 %	0,07 €/L
Na ₂ SO ₄	0,17 €/kg

Anhang zu Kapitel 8

Abbildung 57: Schwermetall-Konzentration landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme

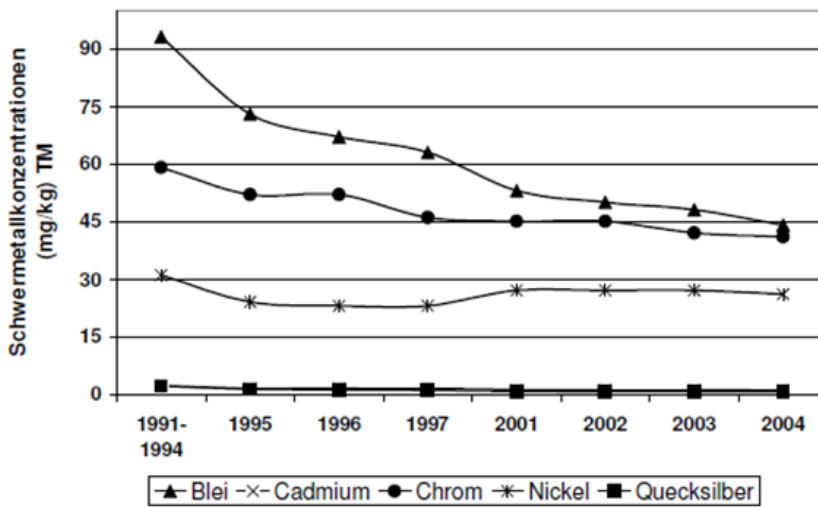


Abb. 2.3a: Mittlere Konzentrationen von Cd, Cr, Hg, Ni und Pb landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme (mg/kg TM) (BMU, 2005a)

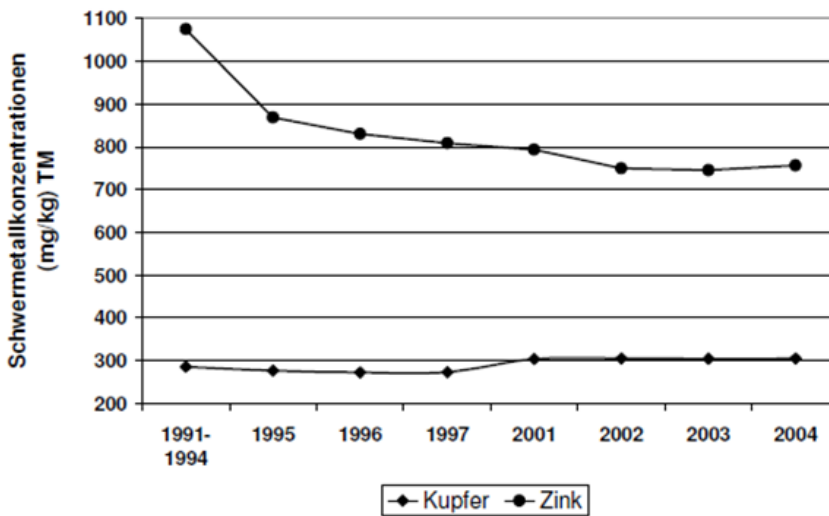
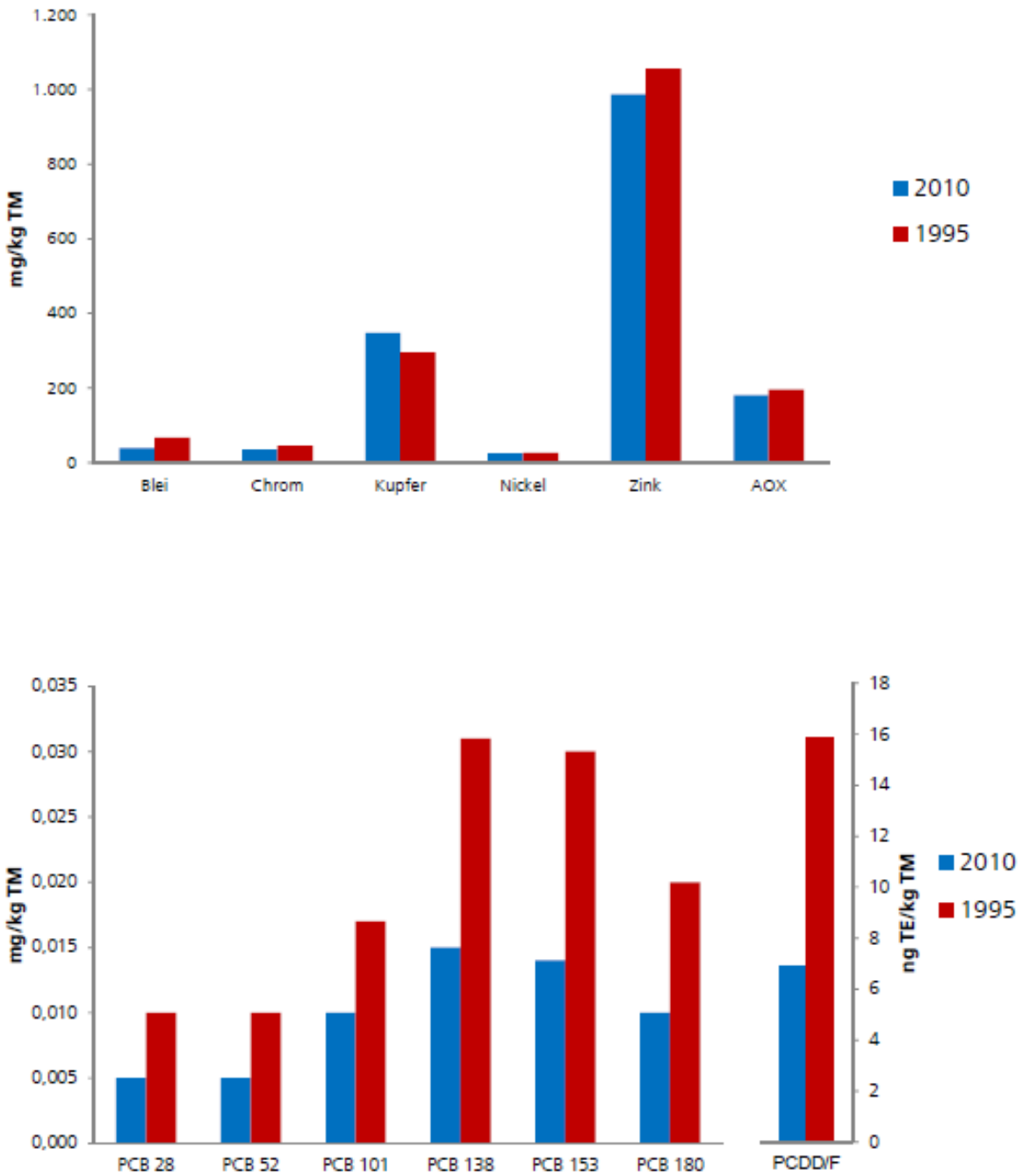


Abb. 2.3b: Mittlere Konzentrationen Cu und Zn landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme (mg/kg TM) (BMU, 2005a)

aus Schick 2010

Abbildung 58: Schadstoffbelastung bayerischer Klärschlamme in den Jahren 1995 und 2010. oben: Schwermetallbelastung, unten: organische Schadstoffbelastung



Dimaczek 2012

Anhang zu Kapitel 9

Tabelle 40: Mögliche Entwicklung der Klärschlammmentsorgungsmengen ab 2015 für die einzelnen Bundesländer

Bundesland	Szenario	Einheit	Gesamt	Verwertung			Thermische Entsorgung		
				Landwirtschaft	Landschaftsbau	Sonstige	Monoverbr.	Mitverbr.	Summe
Baden-Württemberg	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	238.112	5.264	13.274	3.121	52.000	164.453	216.453
		Anteil [%]		2	6	1	22	69	91
	1	Masse [Mg TR/a]		3.685	9.292	3.121	222.014		
		Anteil [%]		2	4	1	93		
		Veränderung [Mg TR/a]		-1.579	-3.982	-	5.561		
	2	Masse [Mg TR/a]		2.632	6.637	3.121	225.722		
		Anteil [%]		1	3	1	95		
		Veränderung [Mg TR/a]		-2.632	-6.637	-	9.269		
Bayern	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	266.761	48.030	66.336	-	100.800	51.595	152.395
		Anteil [%]		18	25	-	38	19	57
	1	Masse [Mg TR/a]		33.621	46.435	-	186.705		
		Anteil [%]		13	17	-	70		
		Veränderung [Mg TR/a]		-14.409	-19.901	-	34.310		
	2	Masse [Mg TR/a]		24.015	33.168	-	209.578		
		Anteil [%]		9	12	-	79		
		Veränderung [Mg TR/a]		-24.015	-33.168	-	57.183		
Berlin	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	47.043	-	-	-	47.043	-	47.043
		Anteil [%]	-	-	-	100	-	100	
Brandenburg	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	83.369	16.472	15.350	2.260	37.057	12.230	49.287
		Anteil [%]		20	18	3	44	15	59
	1	Masse [Mg TR/a]		11.530	10.745	2.260	58.834		
		Anteil [%]		14	13	3	71		
		Veränderung [Mg TR/a]		-4.942	-4.605	-	9.547		
	2	Masse [Mg TR/a]		8.236	7.675	2.260	65.198		
		Anteil [%]		10	9	3	78		
		Veränderung [Mg TR/a]		-8.236	-7.675	-	15.911		
Bremen	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	20.035	11.168	446	-	5.138	3.283	8.421
		Anteil [%]		56	2	-	26	16	42
	1	Masse [Mg TR/a]		7.818	312	-	11.905		
		Anteil [%]		39	2	-	59		
		Veränderung [Mg TR/a]		-3.350	-134	-	3.484		
	2	Masse [Mg TR/a]		5.584	223	-	14.228		
		Anteil [%]		28	1	-	71		
		Veränderung [Mg TR/a]		-5.584	-223	-	5.807		
Hamburg	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	48.712	-	-	-	48.712	-	48.712
		Anteil [%]	-	-	-	100	-	100	
Hessen	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	150.061	53.219	18.027	3.306	52.560	22.949	75.509
		Anteil [%]		35	12	2	35	15	50
	1	Masse [Mg TR/a]		37.253	12.619	3.306	96.883		
		Anteil [%]		25	8	2	65		
		Veränderung [Mg TR/a]		-15.966	-5.408	-	21.374		
	2	Masse [Mg TR/a]		26.610	9.014	3.306	111.132		
		Anteil [%]		18	6	2	74		
		Veränderung [Mg TR/a]		-26.610	-9.014	-	35.623		

Mecklenburg-Vorpommern	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	36.589	32.052	1.762	1.391	-	1.384	1.384
		Anteil [%]		88	5	4		4	4
	1	Masse [Mg TR/a]		22.436	1.233	1.391		11.528	
		Anteil [%]		61	3	4		32	
		Veränderung [Mg TR/a]		-9.616	-529	-		10.144	
	2	Masse [Mg TR/a]		16.026	881	1.391		18.291	
		Anteil [%]		44	2	4		50	
Veränderung [Mg TR/a]		-16.026	-881	-		16.907			
Niedersachsen	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	186.940	123.783	15.757	23.811	-	23.589	23.589
		Anteil [%]		66	8	13		13	13
	1	Masse [Mg TR/a]		86.648	11.030	23.811		65.451	
		Anteil [%]		46	6	13		35	
		Veränderung [Mg TR/a]		-37.135	-4.727	-		41.862	
	2	Masse [Mg TR/a]		61.892	7.879	23.811		93.359	
		Anteil [%]		33	4	13		50	
Veränderung [Mg TR/a]		-61.892	-7.879	-		69.770			
Nordrhein-Westfalen	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	385.018	79.769	14.032	13.862	143.232	134.123	277.355
		Anteil [%]		21	4	4	37	35	72
	1	Masse [Mg TR/a]		55.838	9.822	13.862		305.496	
		Anteil [%]		15	3	4		79	
		Veränderung [Mg TR/a]		-23.931	-4.210	-		28.140	
	2	Masse [Mg TR/a]		39.885	7.016	13.862		324.256	
		Anteil [%]		10	2	4		84	
Veränderung [Mg TR/a]		-39.885	-7.016	-		181.024			
Rheinland-Pfalz	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	84.282	57.399	2.696	3.109	-	21.078	21.078
		Anteil [%]		68	3	4		25	25
	1	Masse [Mg TR/a]		40.179	1.887	3.109		39.107	
		Anteil [%]		48	2	4		46	
		Veränderung [Mg TR/a]		-17.220	-809	-		18.029	
	2	Masse [Mg TR/a]		28.700	1.348	3.109		51.126	
		Anteil [%]		34	2	4		61	
Veränderung [Mg TR/a]		-28.700	-1.348	-		30.048			
Saarland	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	20.103	8.863	4.536	-	-	6.704	6.704
		Anteil [%]		44	23			33	33
	1	Masse [Mg TR/a]		6.204	3.175	-		10.724	
		Anteil [%]		31	16			53	
		Veränderung [Mg TR/a]		-2.659	-1.361	-		4.020	
	2	Masse [Mg TR/a]		4.432	2.268	-		13.404	
		Anteil [%]		22	11			67	
Veränderung [Mg TR/a]		-4.432	-2.268	-		6.700			
Sachsen	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	80.378	16.019	46.932	2.653	-	14.774	14.774
		Anteil [%]		20	58	3		18	18
	1	Masse [Mg TR/a]		11.213	32.852	2.653		33.659	
		Anteil [%]		14	41	3		42	
		Veränderung [Mg TR/a]		-4.806	-14.080	-		18.885	
	2	Masse [Mg TR/a]		8.010	23.466	2.653		46.250	
		Anteil [%]		10	29	3		58	
Veränderung [Mg TR/a]		-8.010	-23.466	-		31.476			

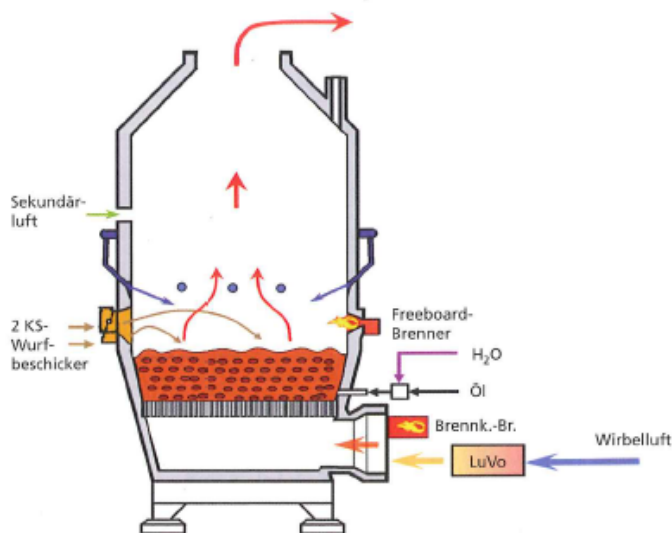
Sachsen-Anhalt	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	56.054	20.610	18.465	2.724	14.255		14.255
		Anteil [%]		37	33	5	25		25
	1	Masse [Mg TR/a]		14.427	12.926	2.724	25.978		
		Anteil [%]		26	23	5	46		
		Veränderung [Mg TR/a]		-6.183	-5.540	-	11.723		
	2	Masse [Mg TR/a]		10.305	9.233	2.724	33.793		
		Anteil [%]		18	16	5	60		
Veränderung [Mg TR/a]		-10.305	-9.233	-	19.538				
Schleswig-Holstein	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	73.408	53.027	303	891	-	19.187	19.187
		Anteil [%]		72	0	1		26	26
	1	Masse [Mg TR/a]		37.119	212	891	35.186		
		Anteil [%]		51	0	1	48		
		Veränderung [Mg TR/a]		-15.908	-91	-	15.999		
	2	Masse [Mg TR/a]		26.514	152	891	45.852		
		Anteil [%]		36	0	1	62		
Veränderung [Mg TR/a]		-26.514	-152	-	26.665				
Thüringen	Status quo (2012)	Masse [Mg TR/a]	39.630	18.390	17.523	979	-	2.738	2.738
		Anteil [%]		46	44	2		7	7
	1	Masse [Mg TR/a]		12.873	12.266	979	13.512		
		Anteil [%]		32	31	2	34		
		Veränderung [Mg TR/a]		-5.517	-5.257	-	10.774		
	2	Masse [Mg TR/a]		9.195	8.762	979	20.695		
		Anteil [%]		23	22	2	52		
Veränderung [Mg TR/a]		-9.195	-8.762	-	17.957				

Anhang Klärschlammmonoverbrennungstechnologien

Gängige Monoverbrennungstechnologien

Nach Lehrmann (2013b) bestehen rd. 90 % der kommunalen Monoverbrennungsanlagen-Kapazitäten aus Anlagen mit einer stationären Wirbelschicht. Daneben werden noch Anlagen mit Etagenwirblern und Rostfeuerung betrieben.

Abbildung 59: Stationäre Wirbelschichtverbrennung



Lehrmann 2013b

Bei der Wirbelschichtfeuerung kann ab einem unteren Heizwert von etwa 4.500 kJ/kg (entspricht einem TR-Gehalt von 40 – 50 %) eine selbstständige Verbrennung ohne zusätzliche Maßnahmen wie Zusatzenergie und Verbrennungsluftvorwärmung durchgeführt werden. Auch auf eine vorherige Trocknung des Klärschlammes kann verzichtet werden, wenn dem Klärschlamm Kohle oder andere heizwertreiche Stoffe beigemischt werden. (Lehrmann 2013b) Die Temperaturen liegen in der Wirbelschicht bei ca. 750°C und in der darüber liegenden Nachbrennkammer oberhalb von 850°C. Die Temperatur sollte jedoch nicht mehr als 950°C betragen, da ab diesen Temperaturen der Ascheschmelzpunkt erreicht ist und dies zu einer Versinterung der Asche führt. (Thomé-Kozmiensky 2013, Wiechmann et al. 2013) Die Asche-Teilchen werden vom aufsteigenden Gasstrom erfasst und anschließend über Filter ausgetragen. Nicht flugfähige oder unbrennbare Bestandteile sinken zu Boden und werden abgezogen. (Thomé-Kozmiensky 2013)

Seltene bzw. innovative Verfahren zur Klärschlammbehandlung

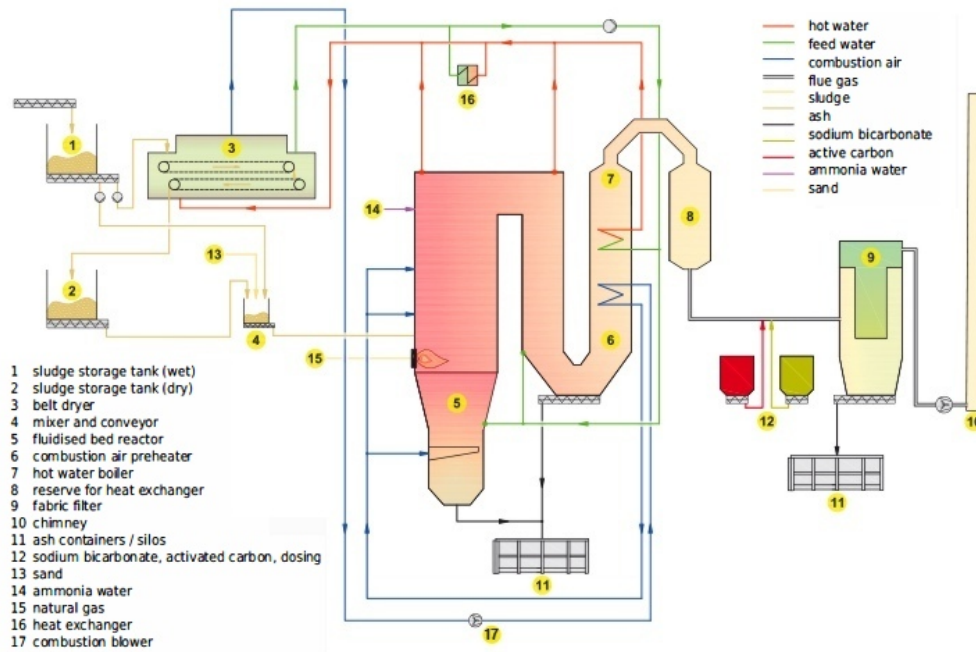
Zu den selten bzw. innovativen Verfahren zur Klärschlammmonoverbrennung bzw. Klärschlammbehandlung zählen bspw. Rostfeuerung, Drehrohröfen, Vergasungsverfahren und die Hydrothermale Carbonisierung (HTC).

Sludge2energy der Firma Huber SE

Das vom ATZ-Entwicklungszentrum und der Huber SE gemeinsam entwickelte Sludge2energy-Verfahren ist eine Rostfeuerung für den dezentralen Einsatz mit kleineren Durchsätzen. Der getrocknete Klärschlamm wird dem Feuerungsraum zugeführt und verbrannt. Die Asche wird ausgetragen und die Verbrennungsluft kann zur Trocknung des Klär-

schlamm verwendet werden (siehe Abbildung 60). (Lehrmann 2013b, Sludge2energy 2014)
 Das Sludge2energy-Verfahren ist auf der Kläranlage Straubing implementiert.

Abbildung 60: Verfahrensschema des Sludge2energy-Verfahrens

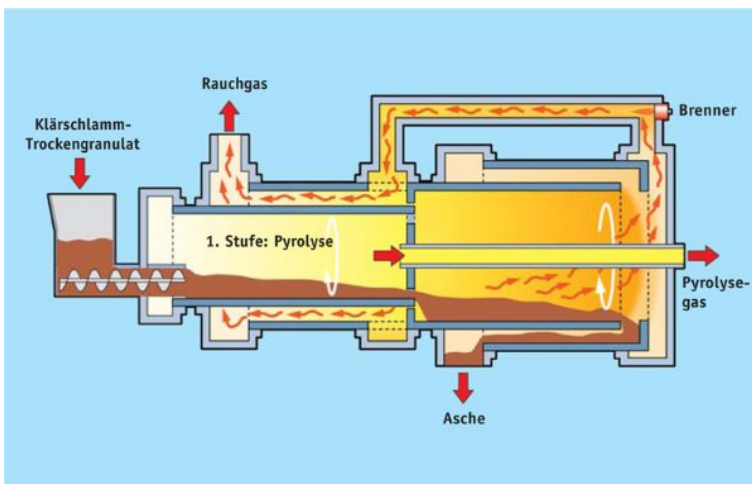


Sludge2Energy 2014

Pyrobustor®-Anlage der Eisenmann Anlagenbau GmbH & Co.KG

Der Pyrobustor® ist ein Zweikammer Drehrohrföfen und bietet sich für den Einsatz auf kleineren und mittleren Kläranlagen, oder auch für regionale Zusammenschlüsse, an. In der ersten Zone, der Pyrolyse, wird der getrocknete (~ 90 % TR) Klärschlamm unter Luftausschluss in ein Pyrolysekoks und –gas aufgespalten. Das energiereiche Pyrolysegas kann zur Deckung der Energie verwendet werden. Der energieabgereicherte Pyrolysekoks wird in die zweite Zone, die Oxidationszone geführt. Dort wird der Koks durch Zugabe von Sekundärluft oxidiert. Die anfallende Asche soll einen sehr geringen Kohlenstoffanteil (< 1 %) besitzen. (Neumann und Tittesz 2011, Lehrmann 2013b, Eisenmann 2014) In Abbildung 61 ist das Schema des Pyrobustors® dargestellt. Der Pyrobustor® wird auf der Kläranlage Tobl in Südtirol betrieben. Die Anlage in Dinkelsbühl wurde aus finanziellen Problemen stillgelegt (Lehrmann 2013b).

Abbildung 61: Funktionsprinzip der Zweikammer Pyrobustor®-Anlage

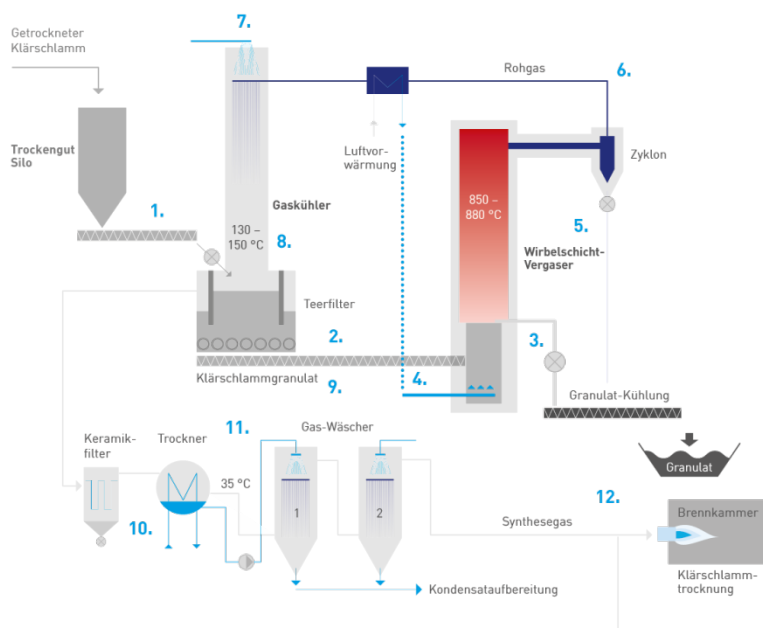


Eisenmann 2014

SynGas-Vergasungsverfahren der Firma Kopf

Der getrocknete Klärschlamm (5 – 20 % Wassergehalt) wird beim SynGas-Verfahren in einem Wirbelschicht-Vergasungsreaktor bei ca. 850°C unter Sauerstoffausschluss vergast. Das dabei entstehende Gas kann anschließend zur Klärschlamm-trocknung eingesetzt werden oder in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) verstromt werden (siehe Abbildung 62). Das anfallende Granulat kann nach Herstellerangaben anschließend im Straßenbau oder als Düngemittel eingesetzt werden. (Kopf 2014, Lehmann 2013b) Das SynGas-Verfahren wird seit Jahren auf der Kläranlage Balingen eingesetzt und seit 2011 wird in Mannheim ebenfalls eine Anlage betrieben (Kopf 2014).

Abbildung 62: Schema des SynGas-Vergasungsverfahrens

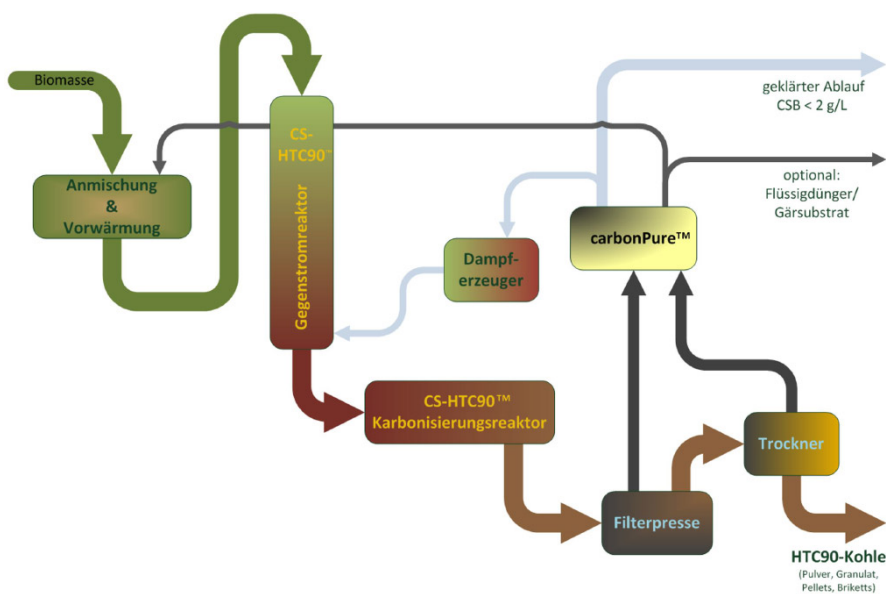


Kopf 2014

Hydrothermale Carbonisierung (HTC)

Beim Prozess der Hydrothermalen Carbonisierung (HTC) wird eine Suspension aus Biomasse und Wasser bei Temperaturen zwischen 180 und 200°C und einem Stättigungsdruck (~ 20 bar) primär in Kohle und Prozesswasser überführt. Die HTC-Kohle besitzt einen ähnlichen Brennwert wie Braunkohle und kann als Brennstoff verwendet werden. Das anfallende Prozesswasser ist normalerweise mit organischen Verbindungen anreicht und muss aufbereitet werden (siehe Abbildung 63). An einer P-Rückgewinnung aus den HTC-Prozesswässern wird derzeit noch geforscht. Die HTC ersetzt im Vergleich zu den Verbrennungsverfahren die Trocknung des Klärschlammes. (Krebs et al. 2013) Die Hydrothermale Carbonisierung von Klärschlamm wird derzeit bisher nur in halbtechnischen Anlagen erforscht.

Abbildung 63: Schematische Darstellung der Hydrothermalen Carbonisierung



CarbonSolution 2014