



Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammmasche

**Im Auftrag der Autonomen Provinz Bozen – Südtirol,
Landesagentur für Umwelt**

ENDBERICHT

Peter Mostbauer

Sabine Lenz

Nicole Unger

Wien, November 2017



Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammasche - Endbericht

Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien

1 Inhalt

2	VERANLASSUNG, ZIELE UND STRUKTUR DES VORLIEGENDEN BERICHTES	5
2.1	STRUKTUR DES BERICHTES	5
3	EINLEITUNG	6
3.1	PHOSPHORBILANZEN, PHOSPHORKREISLAUF	7
3.2	VERPFLICHTUNGEN / LEITLINIEN IN DE, Ö, CH.....	8
4	PHOSPHORELIMINIERUNG BEI KLÄRANLAGEN, P-VERBINDUNGEN, PHOSPHORFRACHTEN	11
4.1	PHOSPHORVERBINDUNGEN IM ABWASSER UND KLÄRSCHLAMM	12
4.2	ABWASSERGRENZWERTE IN SÜDTIROL	13
4.3	KLÄRTECHNIK – GRUNDLAGEN DER PHOSPHORELIMINIERUNG	13
4.4	KLÄRANLAGEN UND STATUS DER PHOSPHORELIMINIERUNG IN DER AUTONOMEN PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL.....	16
4.5	PHOSPHORFRACHTEN IN DER AUTONOMEN PROVINZ BOZEN - SÜDTIROL.....	18
5	ZUSAMMENSETZUNG VON KLÄRSCHLAMM UND ASCHE	20
6	DIE OPTIONEN DES P-RECYCLINGS IM ÜBERBLICK	22
6.1	P-RECYCLINGVERFAHREN	22
6.2	KOMPOSTIERUNG UND / ODER DIREKTE AUFBRINGUNG VON KLÄRSCHLAMM	24
7	TROCKNUNG UND THERMISCHE BEHANDLUNG/VERWERTUNG	25
7.1	ÜBERBLICK.....	25
7.2	TROCKNUNG	27
7.3	ABGASREINIGUNG BEI DER KLÄRSCHLAMM-MONOVERBRENNUNG.....	29
7.4	MITVERBRENNUNG IN ZEMENTWERKEN	30
7.5	EXKURS: PYROLYSE UND THERMOCHEMISCHE KONVERSION	32
7.5.1	Beispiel 1 zur Pyrolyse	35
7.5.2	Beispiel 2 zur Pyrolyse	36
8	VORAUSWAHL GEEIGNETER VERFAHREN UND SZENARIEN.....	37
8.1	ABFALLWIRTSCHAFTSPLAN FÜR SONDERMÜLL 2017 UND VORPLANUNGEN ZUR KLÄRSCHLAMM-BEHANDLUNG/VERWERTUNG IN SÜDTIROL.....	38
8.2	KLÄRSCHLAMM-EXTRAKTION MIT MINERALSÄUREN	40
8.3	VERFAHREN DIE EINE AL-FÄLLUNG IN DER KLÄRANLAGE VORAUSSETZEN	40
8.4	VERFAHREN MIT VIELEN ABFALL-INPUTSTRÖMEN	41
8.5	VERFAHREN MIT GERINGEM RÜCKGEWINNUNGSGRAD	42
8.6	VERFAHREN MIT PYROLYSESTUFE	43
8.7	VORAUSWAHL VON VERFAHREN NACH DEM ENTWICKLUNGSSTAND.....	43
8.8	VORAUSWAHL - KERNGRUPPE DER VERFAHREN	46
9	TECHNISCHE BESCHREIBUNG, ENTWICKLUNGSSTAND UND SACHBILANZ AUSGEWÄHLTER P-RECYCLINGVERFAHREN	46

9.1	EXTRAPHOS®	46
9.2	THERMISCHE ASCHEBEHANDLUNG	49
9.2.1	Kubota	49
9.2.2	Outotec / Ash Dec	50
9.3	KLÄRSCHLAMMASCHE - EXTRAKTIONSVERFAHREN	53
9.3.1	Leachphos	53
9.3.2	TetraPhos®	55
9.4	HERSTELLUNG SONSTIGER DÜNGEMITTELFABRIKATE AUS KS-ASCHE	56
9.4.1	RecoPhos P38-Prozess und Seraplant	56
9.4.2	sePura	58
9.5	HYDROTHERMALE CARBONISIERUNG	59
10	NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG IN ANDEREN STUDIEN	60
11	METHODEN DER BILANZIERUNG UND BEWERTUNG	62
11.1	BEWERTETE SZENARIEN, ZIEL UND METHODIK DER ERSTELLUNG DER MASSEN- UND ENERGIEBILANZEN	62
11.2	KOMPLEXITÄT DES P-RECYCLINGVERFAHRENS	66
11.3	MASSENBILANZ, ENERGIEBILANZ	67
11.3.1	Grundlegende Betrachtung der Feststoff-, Wasser- und P-Bilanz	67
11.4	HILFSMITTELEINSATZ – ALLGEMEINES ZUR METHODE	69
11.5	RESTSTOFFMENGEN DER P-RECYCLINGPROZESSE	69
11.6	ABWASSER UND ABLUFT	69
11.7	RECYCLINGQUOTE	70
11.8	METHODE ZUM ANORGANISCHEN SCHADSTOFFEINTRAG IN BÖDEN	70
11.9	METHODE DER BEWERTUNG DER DÜNGEWIRKSAMKEIT	72
12	ERGEBNISSE	73
12.1	ENERGIE- UND STOFFBILANZEN DER SZENARIEN	73
12.1.1	Energieinhalt von Klärschlamm, Grundlagen zur Energiebilanz	73
12.1.2	Energiebilanz der Trocknung und stationären Wirbelschichtfeuerung	74
12.1.3	Energiebilanz eines Mitverbrennungs-Szenario im Zementwerk	81
12.1.4	Bilanz WSF – Seraplant	86
12.1.5	Bilanz WSF – sePURA PCa Dünger	86
12.1.6	Bilanz WSF – LeachPhos	87
12.1.7	Bilanz WSF - TetraPhos	87
12.1.8	Bilanz WSF – AshDec	88
12.1.9	Bilanz KUBOTA	90
12.1.10	Bilanz ExtraPhos – WSF	90
12.1.11	Bilanz ExtraPhos – Zementwerk	91
12.2	BEWERTUNG DES HILFSMITTELEINSATZES UND DER RESTSTOFFMENGEN	92
12.3	BEWERTUNG OHNE VOLLSTÄNDIGE ENERGIE- UND MASSENBILANZ	93
12.4	ENTWICKLUNGSSTAND	94
12.5	TECHNISCHE KOMPLEXITÄT DES P-RECYCLINGVERFAHRENS	95
12.6	BEWERTUNG DER SCHADSTOFFEINTRÄGE IN BÖDEN	95
12.7	DÜNGEWIRKSAMKEIT	98
13	ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	108

Abkürzungsverzeichnis

AGR	Abgasreinigung
AK	Aktivkoks
CaP	Calciumphosphat
CHF	Schweizer Franken
DAP	Diammoniumphosphat
FePO ₄	Eisen-III-phosphat
FS	Feuchtsubstanz (auch: FM)
FWL	Feuerungswärmeleistung
HTC	Hydrothermale Carbonisierung (Schreibweise auch: Karbonisierung)
KSA	Klärschlammasche, wird auch als „KS-Asche“ abgekürzt
MAP	Magnesiumammoniumphosphat (auch Struvit genannt)
NNO	Niederdruck-Nassoxidation
NPK	Stickstoff-Phosphor-Kalium (Dünger)
NPS	Stickstoff-Phosphor-Schwefel (Dünger)
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCa	Phosphor-Calcium-Dünger
RC _{ZUL}	Recyclingquote bezogen auf den P-Input in die Kläranlagen [%]
RC _{KS}	Recyclingquote bezogen auf den P-Input des Recyclingprozesses [%]
TSP	Triplesuperphosphat
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanz (auch: TM)
WSF	Wirbelschichtfeuerung bzw. Wirbelschichtfeuerungs-Anlage
ZAR	Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung, Schweiz

2 Veranlassung, Ziele und Struktur des vorliegenden Berichtes

Kommunales Abwasser enthält Phosphate, welche in Kläranlagen durch Fällung oder biologische Prozesse eliminiert werden. Aus dem Klärschlamm oder – nach Verbrennung des Schlammes – aus der Klärschlammasche können wertvolle Sekundär-Phosphatdünger rückgewonnen werden. Durch die Substitution primärer Phosphatdünger können Umweltfolgen der Primärdüngerproduktion und – anwendung deutlich verringert werden.

Ziele der vorliegenden Studie sind:

- Die Ermittlung des Phosphorpotentials bei Kläranlagen in der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol
- Die Bewertung von Technologien und Szenarien zur Rückgewinnung von Phosphor/Phosphaten aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche und
- Die Erarbeitung eines Konzeptes zur Rückgewinnung und Verwertung von Phosphor/Phosphaten

Gleichzeitig sollen sonstige Ziele der Abwasser- und Abfallwirtschaft, wie Nachhaltigkeit der Maßnahmen, Verringerung der Ablagerung, umweltschonende Energieversorgung, Kontinuität der Abwasserreinigung, Entsorgungssicherheit und wirtschaftliche Tragfähigkeit berücksichtigt werden.

2.1 Struktur des Berichtes

Der Bericht beginnt mit der Darstellung der Problemstellung (Kapitel 3), der Technik der Phosphoreliminierung in Kläranlagen (Kapitel 4), enthält Angaben über P-Frachten in Südtirol, zur Zusammensetzung von Klärschlamm/Klärschlammasche (Kapitel 5) und liefert einen zusammenfassenden Überblick über die P-Recyclingstrategien (Kapitel 6). Aufgrund der Vielzahl der bekannten Verfahren und Verfahrens-Varianten wurde in der vorliegenden Studie dann eine Vorauswahl von technisch höher entwickelten und ökologisch vielversprechenden Verfahren bzw. Szenarien getroffen. Für die ausgewählten Szenarien wurden anschließend technische Details dargestellt sowie Massen- und Energiebilanzen erstellt. In einzelnen Fällen ist eine vollständige Bilanzierung der Stoffströme oder eine Angabe des Energiebedarfes nicht möglich, weil Pilottests noch nicht ausreichend ausgewertet wurden oder weil die relevanten Daten (patentrechtlich) geschützt sind. Die Bewertungskategorien werden in Kapitel 11 dargestellt.

Abschließend erfolgt eine tabellarische Bewertung der ausgewählten Szenarien aus ökologischer und technischer Sicht, begleitet durch den Text in Abschnitt 14.

Hinweis auf den Anhang:

Anhang 1 – Komprimierte Stoff- und Energiebilanzen

Anhang 2 – PARFORCE und Phos4life Technologie

Anhang 3 – HTC-Behandlung von Klärschlamm

Anhang 4 – Nachhaltigkeitsbewertung in anderen Studien: Liegt als eigene Datei vor.

3 Einleitung

Phosphorverbindungen sind für alle Lebewesen essentiell und bei Aufbau und Funktion der Organismen in zentralen Bereichen beteiligt, wie der RNA, DNA und der zellulären Energieversorgung (ADP/ATP). Auch für die Biosynthese von Zellwandbestandteilen (Phospholipiden), Knochen und Zähnen wird Phosphor benötigt.

Zum Schutz der Umwelt werden in Kläranlagen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Abwasser eliminiert. Phosphor ist in Gewässern meistens der begrenzende Faktor für das unerwünschte Algenwachstum.

Durch die Eliminierung von P-Verbindungen gelangte der Phosphor bisher in den Klärschlamm und damit häufig in die Stoffsenke Deponie. Der Bedarf an Phosphor in der Landwirtschaft wird und wurde überwiegend durch Mineraldüngung (synthetische Dünger) gedeckt – nur teilweise durch Rückführung von tierischen Exkrementen oder kommunalen Klärschlamm. Argumente gegen die landwirtschaftliche Verwertung sind dabei dessen anorganischer Schadstoffgehalt und die nicht exakt quantifizierbaren Risiken, die mit der Anwesenheit von organischen Schadstoffen im Schlamm verbunden sind. Darüber hinaus besteht eine geringe Nachfrage – selbst wenn ein Qualitätssicherungssystem betrieben wird. Die traditionelle Nutzung der Ressource „Phosphor im Klärschlamm“ stößt damit auf Grenzen.

Die Europäische Abfallrahmenrichtlinie (WFD 2008/98/EG) stellt in einer Maßnahmen-Hierarchie grundsätzlich die stoffliche Verwertung vor die sonstige Verwertung z.B. energetische Verwertung, und diese wiederum vor die Beseitigung (z.B. Deponie). Voraussetzung für eine stoffliche Verwertung und das (vereinfacht gesprochen) „Schließen des P-Kreislaufes“ sind die Errichtung einer effizienten und umweltverträglichen Aufbereitungsanlage, das Erreichen eines Produktstatus („End-of-waste“) und die Erschließung des Marktes für Sekundär-Phosphordünger.

Der Trennschritt der Phosphor/Phosphate abtrennt und rückgewinnt, kann im Sinne einer Verwertungskaskade mit einer thermischen Verwertung (Nutzung des Energieinhaltes des Klärschlammes) kombiniert werden. Im Fall einer thermischen Verwertung wird - als weiterer Nutzen für die Umwelt – auch der vollständige Abbau von problematischen organischen Spurenstoffen (z.B. PAK im Klärschlamm, z.B. Nonylphenol) erreicht.

Für den Kläranlagen-Betreiber ist zusätzlich die Entsorgungssicherheit bzw. gesicherte Abnahme im Fall der Verwertung von sehr großer Bedeutung. Klärschlamm ist bei Kläranlagen mengenmäßig bei Weitem die wichtigste Abfallart, wie am Beispiel der Kläranlage Bozen dargestellt werden soll (Datenquelle: Homepage der ECO Center AG, Download Feb. 2017):

Reststoffmengen der Kläranlage Bozen (374.000 EW):

- Schlamm 10.000 t (2.400 t TS)
- Rechengut 450 t
- Sand 50 t

Diese Entsorgungssicherheit wird am ehesten durch den Einsatz robuster, bereits großtechnisch bewährter Technologie erreicht welche auch eine ausreichende

Flexibilität gegenüber der zeitlichen sowie räumlichen Variabilität der Input-Zusammensetzung aufweist (z.B. unterschiedliche Fe- und Al-Gehalte, z.B. unterschiedlicher TS-Gehalt).

3.1 Phosphorbilanzen, Phosphorkreislauf

BUCKWELL ea., 2016 schätzen dass in der EU jährlich ca. 10 Mio t Klärschlamm (TS) anfallen. Die Phosphormasse in dieser Klärschlamm-Menge wird auf ca. 300.000 tP/a geschätzt.

Österreich: Am Beispiel Österreich kann aufgezeigt werden dass nicht nur der landwirtschaftliche Pflanzenbau sondern auch die Tierhaltung bedeutende P-Mengen benötigt. EGGLE ea., 2014c gibt (unter Anderem) folgende spezifische Phosphorfrachten pro Einwohner und Jahr an (Bilanz für Österreich):

- | | |
|--|--------------|
| • Import Mineraldünger | 5,87 kgP/E*a |
| • Futtermittel für die Tierhaltung | 1,84 kgP/E*a |
| • Mineraldünger für den Pflanzenbau | 1,98 kgP/E*a |
| • Phosphor in Lebensmitteln in Haushalten | 1,03 kgP/E*a |
| • Kommunales Abwasser / Herkunft Haushalte | 0,79 kgP/E*a |
| • Klärschlamm kommunal | 0,70 kgP/E*a |
| • Kläranlagen-Ablauf | 0,09 kgP/E*a |

Die Wechselbeziehungen und einzelnen Stoffflüsse zwischen Industrie, Haushalt, Landwirtschaft, Import/Export etc. sind hierbei sehr komplex – d.h. Details können hier nicht dargestellt werden.

Ein Szenario mit Verbrennung von 100% des Klärschlammes und des Tiermehles in Österreich und anschließende Rückgewinnung von P zur Sekundärdüngerherstellung zeigt, dass der Import von Mineraldüngern bei unverändertem P-Einsatz in der Landwirtschaft auf 6.000 t P reduziert werden könnte (Verringerung um 60%) (EGGLE ea., 2014c).

Bayern: Für Bayern geben DIMACZEK ea., 2012 folgende jährlichen P-Mengen an:

- Input in Kläranlagen 8.710 t P
- Mineraldünger-Einsatz im Pflanzenbau: 19.550 t P

Das Verhältnis zwischen dem P-Input in Kläranlagen und der im Pflanzenbau eingesetzten P-Masse ist damit in Österreich und Bayern sehr ähnlich und beträgt ca. 0,4 bis 0,45.

Südtirol: Durch die topographische Struktur und das Klima großer Landesteile ist die Ackerland-Fläche in Südtirol verhältnismäßig klein. In der folgenden Tabelle werden landwirtschaftlich genutzte Flächen, Gesamtflächen und Einwohnerzahl von Bayern, Österreich und Südtirol verglichen und es wird daraus das Verhältnis der Ackerlandfläche zur Einwohnerzahl berechnet (für Südtirol: ohne sowie inklusive Weinbaufläche).

Tabelle 1: Landwirtschaftliche Flächen, Ackerflächen pro Einwohner

Land / Provinz	Südtirol	Österreich	Bayern
Gesamtfläche (km ²)	7.400	83.879	70.550
Ackerland (1000 ha)	4,1	1.350	2.068
Weinbau (1000 ha)	5,3	45	6,3
Dauergrünland (1000 ha)	ca. 210	1.440	ca. 1.087
Einwohnerzahl (EW)	524.256 (Dez.2016)	8,77 Mio (2017)	12,84 Mio (2015)
Ackerfläche pro Einwohner (ha/EW)	0,008 (ohne Weinbau) 0,018 (inkl. Weinbau)	0,154	0,161

Datenquellen zur Tabelle: Statistik Austria (insbesondere Agrarstrukturhebung 2010), ASTAT (astat.provinz.bz.it), ASTAT, 2014, Bayrisches Landesamt für Statistik (insbesondere BLfS, 2015), Bayerische Landesanstalt für Wein- und Gartenbau.

Die in der letzten Zeile der Tabelle dargestellte Berechnung legt nahe dass in Südtirol im theoretischen Fall eines flächendeckenden Recyclings von P aus Klärschlamm / Klärschlammasche eine (nahezu) vollständige Substitution von primärem P-Mineraldünger erreicht werden kann. Diese Aussage gilt bereits ohne Berücksichtigung des zusätzlichen P-Eintrages aus dem Tourismus, welcher das Verhältnis zwischen der P-Fracht im Abwasser zum P-Bedarf der Kulturen erneut erhöht. Hier wäre eine genauere Auswertung der P-Düngung und der Fremdenverkehrs-Statistik bezüglich der P-Frachten in Südtirol erforderlich, die jedoch nicht zur Verfügung steht. Die Landwirtschafts-Statistik des ASTAT beziffert die in der Landwirtschaft eingesetzte P₂O₅-Menge für 2012 mit 1.515 t und für 2013 mit 773 t (ASTAT, 2014). Umgerechnet auf elementaren Phosphor sind dies 661 t P (2013) bzw. 337 t P. In den Reststoffen der Kläranlagen in Südtirol sind ca. 400 t P verfügbar (vgl. Abschnitt 4.5). Im theoretischen Fall eines flächendeckenden Recyclings und eines Recyclinggrades des eingesetzten Verfahrens von 80% können der Landwirtschaft ca. 320 t P in Form von Recycling-Düngemittel zur Verfügung gestellt werden. Wenn die ASTAT Menge aus dem Jahr 2013 zugrunde gelegt wird (773 t P₂O₅ = 337 t P) dann wird damit die Möglichkeit einer nahezu 100%-igen Substitution bestätigt. Warum jedoch die für 2012 angegebene P-Aufbringungsmenge in ASTAT, 2014, deutlich größer war bzw. wie die Ermittlung erfolgte, wäre noch zu klären.

Für den Weinbau in Südtirol wird gemäß Düngeempfehlungen in Österreich (BMLFUW, 2014) die erforderliche P-Masse für die Düngung aller Weinbauflächen auf ca.40 t/a bis ca.100 t/a geschätzt. Dies ist deutlich geringer als die in Klärschlamm verfügbare Masse.

3.2 Verpflichtungen / Leitlinien in DE, Ö, CH

Die drei vorwiegend deutschsprachigen Länder Deutschland, Österreich und Schweiz waren bereits mit der Jahrtausendwende mit einer abnehmenden Akzeptanz der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung und Klärschlammkompostierung konfrontiert. In der Zwischenzeit wurden zahlreiche Mono-Verbrennungsanlagen errichtet, sodass eine Aufkonzentrierung des Elementes Phosphor vorliegt, und es

wurden international Verwertungsmöglichkeiten entwickelt. Die Festschreibung von verbindlichen Recycling-Verpflichtungen war somit naheliegend.

Tabelle 2: Verpflichtungen bzw. Leitlinien in DE, Ö, CH

Land	Schweiz	Deutschland	Österreich
Status der Regelung	Verordnung	Verordnung	Leitlinie / Bundesabfallwirtschaftsplan
Verabschiedung	Dezember 2015	März 2017	Entwurf Jan. 2017
Grenzen für die Größe der Kläranlage	keine	> 100.000 EW > 50.000 EW	> 20.000 EW
Übergangsfristen	Ziel: 2026 Monodeponie als Zwischenlösung	> 100.000 EW: 12 a > 50.000 EW: 15 a	Ziel: 10 a
Einschränkungen bezüglich der Technologie	keine	Recyclingquote >50%, bei Asche >80% b)	i.W. keine
Anzustrebender Restphosphatgehalt im Klärschlamm a)	Im Dez.2015 nicht festgelegt	20 g/kg TM	20 g/kgTM bei Größe bis 50.000 EW
Ist Tier- oder Knochenmehl ein Thema?	ja	nein	Als Zusatzbrennstoff in der Monoverbrennung von KS zulässig
a) Bei Rückgewinnung aus Klärschlamm (KS) ohne thermische Behandlung. In Deutschland besteht die Pflicht zur Rückgewinnung erst ab diesem P-Gehalt des Klärschlammes b) 50% bei Rückgewinnung aus Klärschlamm, bezogen auf den P-Gehalt des behandelten Klärschlammes, 80% bei Klärschlamm-asche, bezogen auf den P-Gehalt der Asche bzw. auf den P-Gehalt des Pyrolyseproduktes/Konversionsproduktes.			

In der Schweiz wurden Verpflichtungen zum Recycling von Phosphor im Dezember 2015 in der „Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA)“ festgelegt. Diese Verpflichtungen betreffen Klärschlamm sowie Tier- und Knochenmehl. Bezüglich der Anforderungen an den P-Sekundärdünger verweist die Schweizer VVEA auf Anhang 2.6 Ziffer 2.2.4 der Schweizer Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV). An der Phosphor-Tagung vom 30. August 2017, die das Schweizer Amt für Umwelt (BAFU) und BLW gemeinsam organisierten, wurden neue Berechnungen und Überlegungen zu den ChemRRV Grenzwerte präsentiert, und es wurde unterschiedliche Konzepte zum P-Recycling in der Schweiz diskutiert (ZIMMERMANN, 2017, BAFU, 2017).

Tabelle 3: Auszug: Schweizer Chemikalien-Risikoreduktions-VO

Schadstoff	Grenzwert MinRec mg/kg P	
Cadmium	25	Zink 10000
Arsen	100	Chrom 1000
Quecksilber	10	Blei 250
Nickel	250	Kupfer 3000
		MinRec = Mineralischer Recyclingdünger. Weiters begrenzt: PAK, PCB, PCDD/F.

Mit der Deutschen „Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung“ vom 09. März 2017 werden Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 100.000 EW verpflichtet, spätestens 12 Jahre nach Inkrafttreten der Verordnung Maßnahmen zur Phosphorrückgewinnung umzusetzen. Für Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Ausbaugröße von 50.000 bis 100.000 EW beträgt die Übergangsfrist 15 Jahre. Soweit dabei keine thermische Behandlung des Klärschlammes in einer Monoverbrennungsanlage erfolgt, besteht die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung nur, soweit der im Klärschlamm gemessene Phosphorgehalt 20 g P/kgTM überschreitet. Unabhängig vom Phosphorgehalt der Klärschlämme besteht demgegenüber die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung, sofern die Klärschlämme in einer Klärschlammverbrennungsanlage einer thermischen Vorbehandlung unterzogen werden. Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Ausbaugröße von weniger als 50.000 EW können Klärschlämme auch künftig zur Düngung abgeben oder diese eventuell auch anderweitig als Abfall entsorgen. (AUSSCHUSS für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Deutscher Bundestag, 2017). Es sind Recyclingquoten von >50% (bei Klärschlamm) bzw. >80% (bei Klärschlammmasche) zu erreichen.

In Österreich wird derzeit noch keine P-Rückgewinnung aus Klärschlamm, Schlammwasser oder Klärschlammmasche durchgeführt. Der Entwurf des Österreichischen Bundesabfallwirtschaftsplanes (BAWP) vom Jänner 2017 nennt jedoch folgende strategische Ziele (wörtliches Zitat):

„Ziel ist es, die Aufbringung auf den Boden und die Kompostierung von kommunalen Klärschlämmen aus Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von größer gleich 20.000 EW₆₀ innerhalb von zehn Jahren zu beenden.

Um trotzdem eine Nutzung von Nährstoffen im Klärschlamm erreichen zu können, soll begleitend eine Verpflichtung zur Phosphorrückgewinnung aus kommunalen Klärschlämmen aus Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von größer gleich 20.000 EW₆₀ eingeführt werden, der folgendermaßen entsprochen werden kann:

- Monoverbrennung von Klärschlamm und Phosphorrückgewinnung aus der Verbrennungasche. Im Rahmen der Monoverbrennung ist die Stützfeuerung nur mit Brennstoffen oder Abfällen zulässig, die entweder selbst über einen wesentlichen Phosphor-Gehalt verfügen (z.B. Tiermehl) oder die einen geringen Aschegehalt aufweisen (z.B. Altöl).*
- Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser, Schlammwasser oder Klärschlamm bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße bis 50.000 EW₆₀: dabei ist ein Restphosphatgehalt im Klärschlamm von maximal 20 g/kg TM anzustreben.*

EW₆₀: organisch-biologisch abbaubare Belastung mit einem biochemischen Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅) von 60 g Sauerstoff pro Tag“.

Zum Österreichischen BAWP-Entwurf vom Jänner 2017 gab es inzwischen mehrere schriftliche Stellungnahmen, welche eingearbeitet werden. Eine Veröffentlichung der Endfassung des BAWP 2017 ist für November 2017 vorgesehen (GRECH, 2017).

Die Verwendung von Klärschlammmasche als Ausgangsmaterial für die Düngemittelproduktion ist per Bescheid seit der Novelle 2017 des Österreichischen

Düngemittelgesetzes grundsätzlich möglich, widerspricht jedoch den Typen-Zulassungen der Düngemittelverordnung. Darüber hinaus ist derzeit ein Konflikt der rechtlichen Zulassung von Asche als P-Düngekomponente mit dem Gefährlichkeitskriterium „HP4 – reizend“ vorhanden, der in einer Novelle des Düngemittelgesetzes bereinigt werden soll (RAGOSSNIG, 2017).

In der EU hat eine Anpassung von Düngemittel-Zulassungsbestimmungen an P-Sekundärdünger begonnen und es zeichnet sich ab, dass Struvit (MAP-Recyclingdünger) und „ash-based“ P-Recyclingdünger und Mehrkomponentendünger Anerkennung und Rechtssicherheit erhalten werden. Die derzeit diskutierten Grenzwerte für mineralische Dünger unterscheiden sich aber noch deutlich von einzelstaatlichen Regelungen bzw. einzelstaatlichen Strategien zum P-Recycling.

Tabelle 4: Vergleich der Schweizer Grenzwerte für mineralische Recyclingdünger, organische Recyclingdünger mit Vorschlägen der EU für Mineraldünger

Schadstoff	Grenzwert MinRec mg/kg P	Zugelassene Konzentrationen org. Recyclingdünger ^{a)} mg/kg P	Umgerechnete Grenzwerte min. fertiliser (PFC1 C) EU ^{b)} mg/kg P
Cadmium	25	286 (50)*	46
Arsen	100		600
Quecksilber	10	286	20
Nickel	250	8571	1200
Zink	10000	114285	Spurennährstoff
Chrom	1000	(2000)**	(20)***
Blei	250	34285	1500
Kupfer	3000	28751	Spurennährstoff

^{a)} Grenzwerte laut ChemRRV für Kompost und Gärgut, Annahme 3.5 kg P/t

^{b)} aktueller Vorschlag EU, Umrechnung von Trockensubstanz auf P bei Annahme 10% P in Mineraldünger

* für min. Dünger, mg/kg P

** für min. Dünger, mg/kg TS

*** für Cr^{VI}

(Datenquelle, Kopie der Tabelle aus: ZIMMERMANN, 2017).

4 Phosphoreliminierung bei Kläranlagen, P-Verbindungen, Phosphorfrachten

Der vorliegende Abschnitt beschäftigt sich zunächst allgemein mit Phosphorfrachten und mit den P-Eliminierungsmethoden bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. In späteren Unterabschnitten wird spezifisch die Situation in der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol dargestellt – inklusive Klärschlamm-Mengen und P-Frachten in Südtirol.

Nach MUDRACK & KUNST, 1988 beträgt die Phosphor-Fracht pro Einwohner die durch Nahrungsmittelreste und Ausscheidungen täglich ins Abwasser gelangt 1,9 g P/EW*d. Dazu kam früher eine nennenswerte P-Fracht durch Waschmittel. Durch die Begrenzung von Phosphaten in Waschmitteln hat sich die einwohnerspezifische Phosphatmenge inzwischen deutlich verringert. Das DWA-Arbeitsblatt DWA-A 202 zur Eliminierung von Phosphor aus dem Abwasser gibt für Deutschland eine einwohnerspezifische Fracht von rund 1,8 g P/EW*d an. Je nach Abwassermenge

und Fremdwasseranteil ergeben sich Phosphat-Konzentrationen von ca. 5 mg/l bis ca. 20 mg/l (DWA, 2011).

4.1 Phosphorverbindungen im Abwasser und Klärschlamm

Die Gesamt-Konzentration an Phosphor im Wasser wird als Gesamtposphor (P_{ges} oder P_{tot}) bezeichnet. P_{tot} kann analytisch durch 0,45 μm Membranfiltration in den partikulären und den gelösten (inklusive kolloidalen) Anteil unterteilt werden. Partikulär kann der Phosphor Bestandteil der Feststoffmasse oder an die Oberfläche der Partikel adsorbiert sein. Der Phosphoranteil aus Fäkalien und Haushaltsabfällen liegt größtenteils in partikulärer, gelöster und organisch gebundener Form vor. Gelöster Phosphor ist im Wasser in drei wesentlichen Fraktionen vorhanden (BÖHLER & SIGRIST, 2008):

- Organisch gebundener Phosphor, als Bestandteil organischer Verbindungen, wie Kohlenhydrat-Phosphate, Nukleinsäuren, Phosphorlipide aber auch industriell hergestellte Verbindungen, wie z.B. die schlecht abbaubaren, in Waschmitteln vorkommenden Phosphonate (Ersatzstoff für Polyphosphat),
- Polyphosphate mit 2 bis ca. 7 P-Atomen, als Bestandteil von Wasch- und Reinigungsmitteln (heute praktisch nur noch in Geschirrspülmitteln) zur Komplexierung von Ca^{2+} -Ionen und als Dispergiermittel,
- Orthophosphate (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} und PO_4^{3-}) und Ortho-Phosphorsäure (H_3PO_4), grösstenteils aus dem Urin stammend. Bei neutralem pH liegen hauptsächlich H_2PO_4^- und HPO_4^{2-} vor.

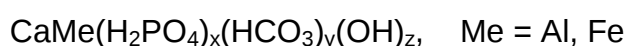
Im Rohschlamm liegt gemäß HE ea., 2016 Phosphor in folgenden Bindungsformen vor:

- Ca.71% assoziiert mit Oxiden und Hydroxiden der Elemente Al, Fe, Mg und Mn
- Ca.17% als Ca-Apatit (schwer löslich)
- Ca.10% organisch gebunden
- Ca. 2% in nicht bekannter Bindungsform

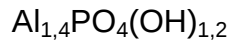
Obwohl fraglich ist, ob diese Daten aus einer Chinesischen Abwasserreinigungsanlage auch auf Europa übertragen werden können, ist eine überwiegende Bindung von P an Fe, Ca, Mg und Al aufgrund der Chemie der Fällungsprozesse naheliegend, wenn in P in der Kläranlage chemisch eliminiert wird.

Im Fall der forcierten biologischen Phosphateliminierung liegt Phosphor im Klärschlamm organisch gebunden vor. Schlammfäulung nach der biologischen Phosphateliminierung führt zu erheblicher Rücklösung von Phosphat im Schlammwasser und – da gleichzeitig Ammoniumsalze freigesetzt werden – zur Bildung von schwerlöslichem Struvit (Magnesium-Ammonium-Phosphat). Diese Phosphor-Rücklösung und die Tendenz zur Bildung von Struvit ist auch bei der Fäulung von Schlämmen nach Al- oder Fe-Fällung vorhanden, jedoch in deutlich verringertem Ausmaß.

Die Fällungsprodukte der Eliminierung von Phosphat mit Al- und/oder Fe-Salzen sind schwerlöslichere Hydroxo-Phosphat-Komplexe, die allerdings in Bezug auf Struktur und Löslichkeit wenig untersucht sind. Die Fällungsprodukte wurden von verschiedenen Autoren unterschiedlich dargestellt, z.B.:

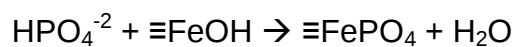
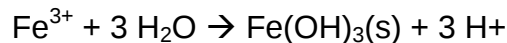
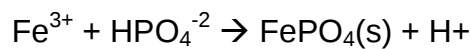


ARVIN & PERSEN, 1980



FERGUSON & KÜNG, 1977

Diese Darstellungen in "Summenformeln" sind Vereinfachungen, weil Fällung, Sorption, Flockung und Koagulation fast gleichzeitig (oder in abgestufter Reaktion) eintreten und zu Produkten führen, die komplex zusammengesetzt sind. Am besten verständlich wird dies anhand des folgenden Modelles zur chemischen P-Eliminierung beim Einsatz von dreiwertigem Eisen (SIGG & STUMM, 1996):



Hierbei bedeutet $\equiv\text{FeOH}$ eine an der Oberfläche eines Feststoffes (z.B. an $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$) gebundene FeOH-Gruppe und dementsprechend auch $\equiv\text{FePO}_4$ eine an der Oberfläche eines Feststoffes gebundene FePO_4 -Gruppe.

4.2 Abwassergrenzwerte in Südtirol

Eine Phosphor-Eliminierung ist in Südtirol jedenfalls bei Kläranlagen >10.000 EW durchzuführen. Es gelten die Bestimmungen des Landesgesetzes Nr.8 vom 18.06.2002 „Bestimmungen über die Gewässer“, Anhang 1:

*„Für Kläranlagen zwischen 10.000 und 100.000 EW gilt ein Grenzwert von **2 mg/l** beziehungsweise eine **Mindestreduktion von 80%** bei einer Zulaufkonzentration über 10 mg/l.“*

*Für Kläranlagen über 100.000 EW gilt ein Grenzwert von **1 mg/l** beziehungsweise eine **Mindestreduktion von 90%** bei einer Zulaufkonzentration über 10 mg/l.“*

Diese Bestimmungen beziehen sich auf Gesamt-Phosphor (mg/l P gesamt). Der Grenzwert ist eingehalten, wenn der Jahresmittelwert der entnommenen Proben dem Grenzwert entspricht. In der Praxis wird oft eine P-Eliminierung von ca. 88% bis 95% erreicht (siehe Abschnitt 4.5), bezogen auf den Kläranlagen-Zulauf.

4.3 Klärtechnik – Grundlagen der Phosphoreliminierung

Bei der Phosphateliminierung in Kläranlagen wirken biologische, physikalische und chemische Mechanismen.

Biologische Phosphateliminierung: Beim Wachstum der Mikroorganismen-Population wird Phosphat benötigt und in die Biomasse eingebaut. Dies kann für eine gezielte Phosphateliminierung genutzt werden, welche den Vorteil eines nur geringen Chemikalieneinsatzes hat. Jedoch ist beim Absterben der Organismen mit einer verstärkten Freisetzung von Phosphat zu rechnen.

Chemisch-physikalische Phosphateliminierung: Hauptmerkmale sind Zugabe und Einmischen von Fällungsmittel (meist Fe- oder Al-Salze), Flockenbildung und Abscheidung der Flocken/Fällungsprodukte aus dem Abwasser.

Da die Abwasserreinigung in kommunalen Anlagen ein biologisches Verfahren ist und primär auf die Eliminierung von C- und N-Verbindungen abzielt wird auch beim Einsatz der chemisch-physikalischen Phosphateliminierung ein Einbau von Phosphor in die Biomasse beobachtet. Es überwiegt jedoch der chemisch-physikalische Weg der Eliminierung.

Das Arbeitsblatt DWA-A 202 (DWA, 2011) unterscheidet nach dem Einsatzort des Fällungsmittels:

- **Vorfällung:** Das Fällungsmittel wird vor dem Vorklärbecken oder vor dem Sandfang zugegeben. Die Fällungsprodukte werden im Vorklärbecken abgeschieden.
- **Simultanfällung:** Die Zugabe des Fällungsmittels erfolgt wahlweise vor dem Belebungsbecken, in das Belebungsbecken, in den Zulauf zum Nachklärbecken oder in den Rücklaufschlamm. Die Fällungsprodukte bleiben für die Dauer des Schlammalters im Wesentlichen im Belebungsbecken.
- **Nachfällung:** Das Fällungsmittel wird in den Ablauf des Nachklärbeckens dosiert. Die Einmischung kann in das Gerinne oder in einen getrennten Mischreaktor erfolgen. Um ausreichende Verweilzeiten für die Reaktionen und eine ausreichende Flockung zu erreichen, ist ein Flockungsbecken erforderlich.
- **Flockungsfiltration:** Die Flockungsfiltration kann nur als zweite Phosphat-Eliminierungsstufe in Kombination mit Vor- oder Simultanfällung eingesetzt werden. Die P-Konzentration im Zulauf sollte bereits gering sein (z.B. etwa 1 mg/l). Die Dosierung des Fällungsmittels erfolgt in den Zulauf des Flockungsfilters. Die Flockung erfolgt in diesem Flockungsfilter.

Von „zweistufiger Fällung“ spricht man gemäß DWA-A 202 wenn zwei der oben beschriebenen Verfahren kombiniert werden bzw. im Fall der Flockungsfiltration.

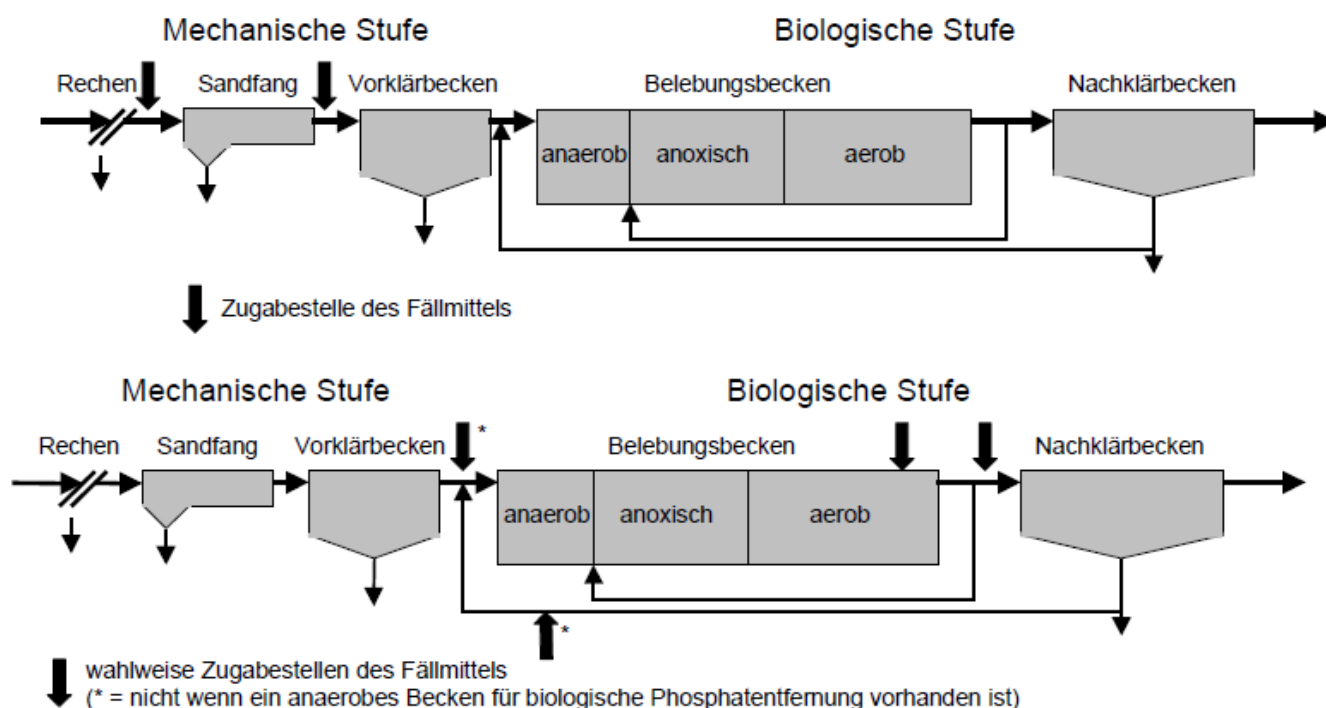


Abbildung 1: Vorfällung (oben) und Simultanfällung (unten) gemäß DWA-A 202

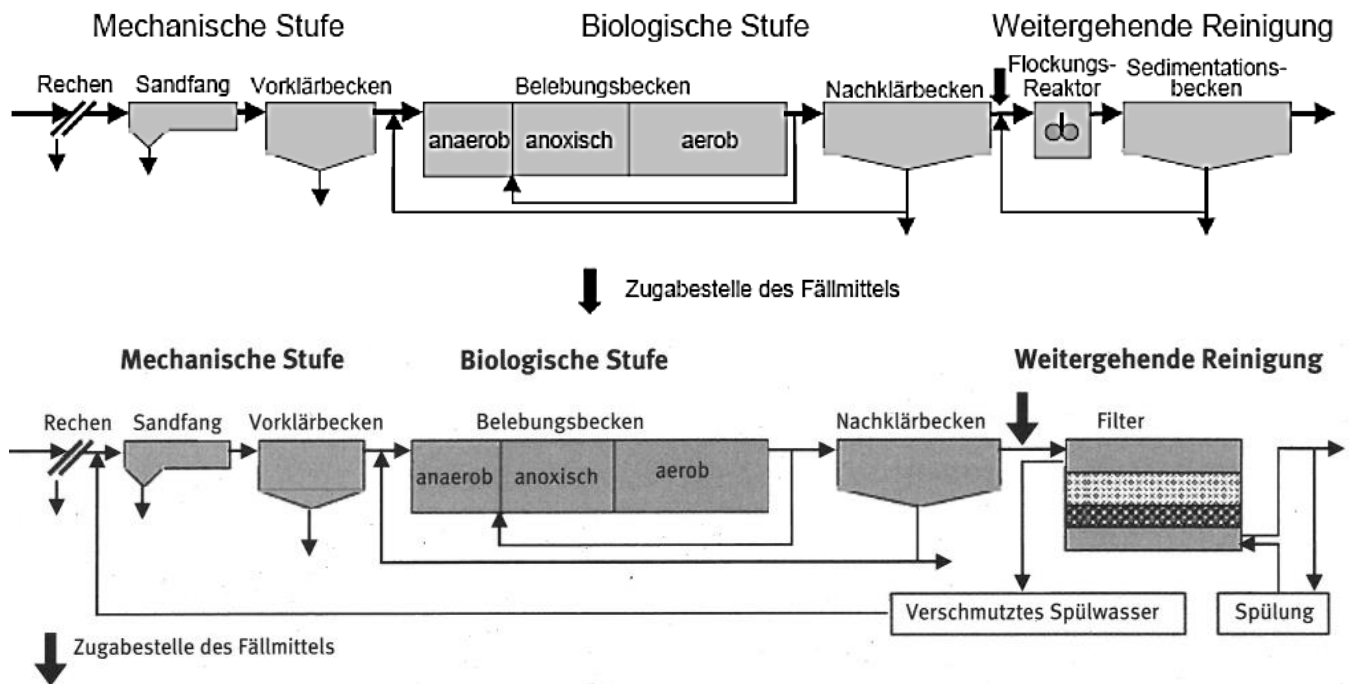


Abbildung 2: Nachfällung (oben) und Flockungsfiltration (unten) gemäß DWA-A 202

Als Fällungsmittel werden sehr häufig Eisenverbindungen verwendet. Diese können zweiwertig (Fe-II) oder dreiwertig (Fe-III) sein. Für die Eliminierung von Phosphat wird aus Sicht der Chemie der Fällung dreiwertiges Eisen (Fe-III) benötigt. Wenn Fe-II-Verbindungen eingesetzt werden (meist kostengünstiger im Ankauf), dann besteht im Belebungsbecken ein erhöhter Sauerstoffbedarf. Der zusätzliche Sauerstoffeintrag durch Belüftung führt zur Oxidation von Fe-II zu Fe-III. Die folgende Tabelle stellt exemplarisch die Kennwerte einiger handelsüblichen Fällungsmittel dar (Quelle: NIKOLAVCIC, 2009). Neben den in der Tabelle dargestellten Al- und Fe-Verbindungen werden auch Ca-Verbindungen, gelegentlich auch Mg-Verbindungen, bei der Phosphateliminierung eingesetzt.

Tabelle 5: Handelsübliche Fällungsmittel

Produktname	Firma	Formel	Lieferform		Wirksubstanz	
			Lösung [%]	fest	Fe [g/g]	Al [g/g]
Donau Klar	Donau Chemie	FeCl_3	40	-	0,138	-
Donau Fer	Donau Chemie	FeCl_2	32	-	0,140	-
Petronal 45	Donau Chemie	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$	45	-	-	0,135
Donau PAC	Donau Chemie	$(\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_{3-x})_m$	+	-	-	0,090
Eisen-(II)-sulfat	VOEST	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	-	+	0,190	-
Eisen-(III)-sulfat	ACAT	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	41	-	0,115	-
Südflock K2	Süd-Chemie	$\text{Al} + \text{Fe(III)Cl}$	+	-	0,011	0,019
Ferrifloc	Kronos Titan	FeClSO_4	41	-	0,123	-
VTA 24/5	VTA	$(\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_{3-x})_m$	+	-	-	0,097
VTA 42	VTA	$(\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_{3-x})_m$	+	-	-	0,090
Alton S3	NALCO	$\text{NaAl}(\text{OH})_4$	+	-	-	0,100
Entec 800	PRO-ENTEC	$(\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_y)_m$	+	-	-	0,090
Natriumaluminat	Thöni	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$	+	-	-	0,075
Aluminiumchlorid		AlCl_3	30 – 40	-	-	0,060
Aluminiumsulfat		$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	+	-	-	0,040

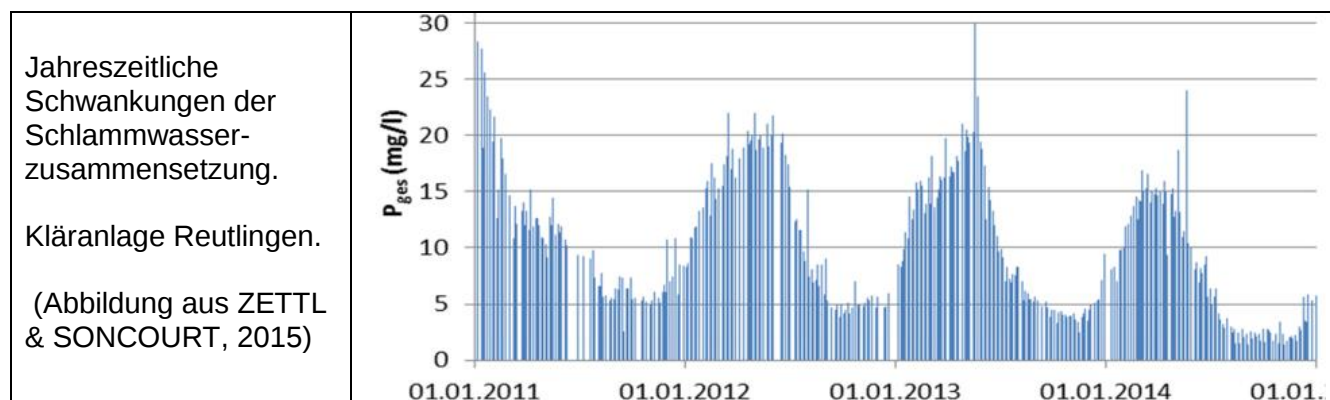
Um eine hinreichende Phosphatfällung zu erreichen ist ein stöchiometrischer Fällungsmittelüberschuss erforderlich. Beispiele für den Bereich dieses Überschusses, ausgedrückt als sogenannter β -Wert sind (NIKOLAVCIC, 2009):

Tabelle 6: Fällungsmittel-Überschuss (β)

Zielwert für den Kläranlagen-Ablauf (mgP/l)	Art der P-Eliminierung	Bereich für den β -Wert
< 1 mg/l	Biologisch + Fällung/Flockung	< 1,0
< 1 mg/l	Fällung/Flockung	1,0 bis 1,5
< 0,5 mg/l	Fällung/Flockung	2,0 bis 2,5

Die genannten β -Werte sind nur grobe Orientierungswerte. Jede Kläranlage sollte in Abhängigkeit von den regionalen Abwasserkennlinien, der Anlagentechnik und dem gewählten Fällungsmittel individuell den nötigen Überschuss an Fällungsmittel bestimmen.

Abbildung 3: Die Schlammwasserzusammensetzung ist zeitlich variabel



4.4 Kläranlagen und Status der Phosphoreliminierung in der Autonomen Provinz Bozen – Südtirol

Gemäß den Aufzeichnungen der Landesagentur für Umwelt bestehen in der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol derzeit 5 sehr große Kläranlagen (>100.000 EW), 14 große Kläranlagen (10.000 bis 100.000 EW) und ca.30 kleinere Anlagen (<10.000 EW). Im Dez. 2013 waren in Südtirol insgesamt 49 Kläranlagen mit einer Gesamtkapazität von 1.914.890 EW in Betrieb. Die Kläranlagen führen gemäß den Bestimmungen des Landesgesetzes vom 18.Juni 2002, Nr.8 eine Phosphatelimination durch. Es überwiegt hierbei die chemische Phosphatelimination. Zwei der sehr großen Kläranlagen (Bozen, Tramin) sind zusätzlich mit einem Becken zur biologischen Phosphatelimination ausgestattet (<http://www.provinz.bz.it/umweltagentur/wasser/landkarten-karteikarte.asp> sowie SCARPERI ea., 2015).

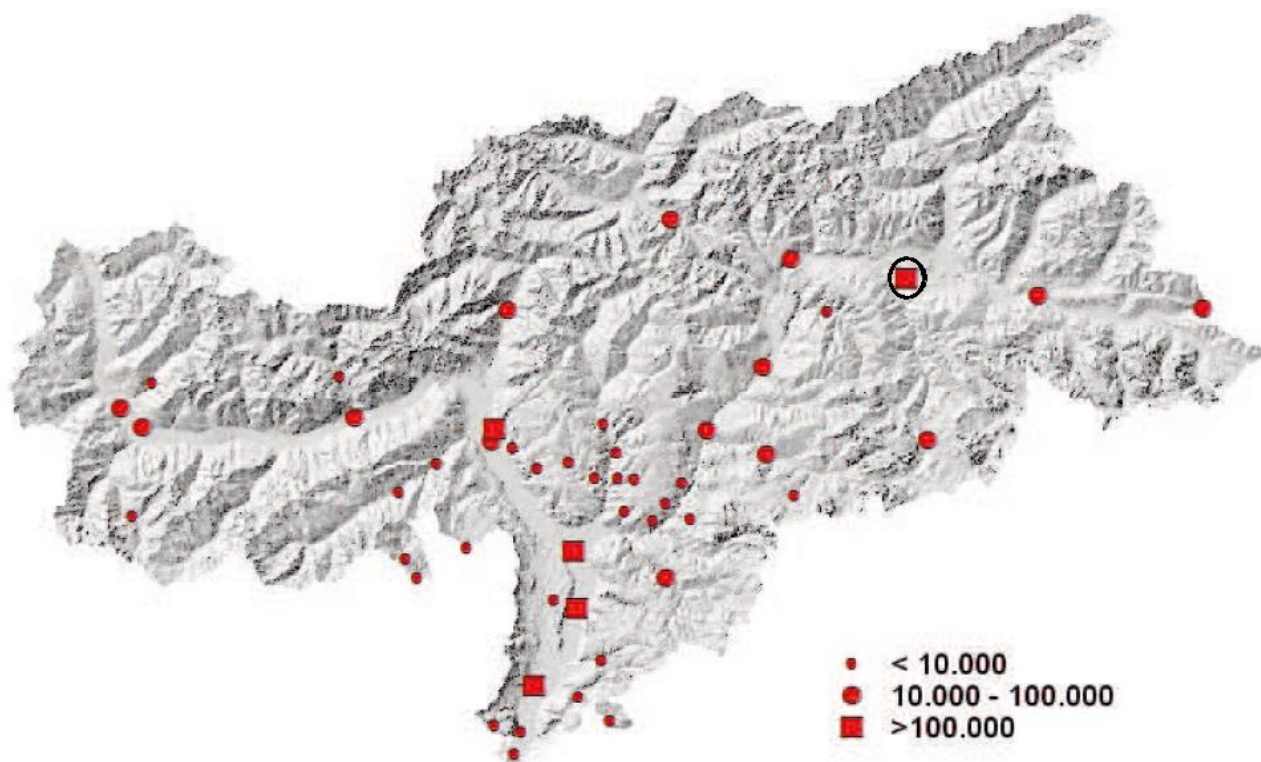
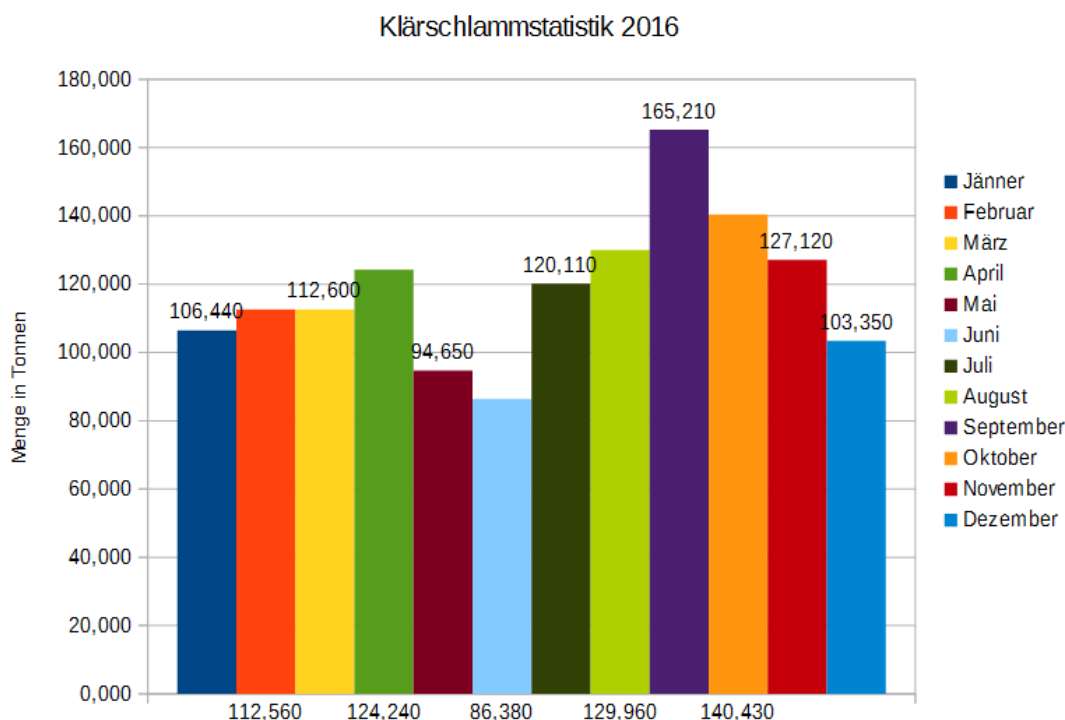


Abbildung 4: Kommunale Kläranlagen in der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol

Datenquelle zur Abbildung: SCARPERI ea., 2015. In der Abbildung wurde die Kläranlage Tobl / St. Lorenzen hervorgehoben, die bereits derzeit eine Einrichtung zur thermischen Behandlung von Klärschlamm betreibt und auch Klärschlämme aus anderen Standorten übernimmt (schwarzer Kreis in der Abbildung).

Tabelle 7: Überblick über alle Abwasserreinigungsanlagen > 5.000 EW

Mehr als 100.000 EW (EW...Einwohnergleichwerte)	10.000 – 100.000 EW	> 5.000 – 10.000 EW
Emissionsgrenzwert: 1 mg/l P oder >90% Eliminierung	Emissionsgrenzwert: 2 mg/l P oder >80% Eliminierung	P-Grenzwert im Einzelfall festgelegt
Bozen 374.000 EW Branzoll 380.000 EW Meran 364.000 EW Tobl-St.Lorenzen 150.000 EW Tramin 138.000 EW	Brixen 65.000 EW Eggenthal 13.000 EW Glurns 30.000 EW Innichen-Sexten 36.000 EW Lana 26.000 EW Mittelvintschgau 36.000 EW Passeier 16.500 EW Pontives – Kastelruh 42.000 EW Prad am Stilfserjoch 11.000 EW Sompunt – Abtei 49.000 EW Unteres Eisacktal 36.000 EW Unteres Pustertal 40.000 EW Wasserfeld – Welsberg 40.000 EW Wipptal 45.000 EW	Margreid Sarntal Siffian – Ritten Sulden



Datenquelle: Bezirksgemeinschaft Wipptal, <http://www.wipptal.org>

Abbildung 5: Jahresgang der monatlichen Klärschlamm-Menge

Die Abbildung 5 zeigt am Beispiel der Kläranlage Wipptal dass die Klärschlamm-Menge einer jahreszeitlichen Schwankung unterliegt. Aus der Sicht des P-Recyclings könnten diese Schwankungen durch thermische Behandlung abgepuffert werden, wenn diese zentral erfolgt (1 oder 2 Standorte), auch weil die Asche aufgrund des geringeren Volumens und der höheren biologischen Stabilität besser lagerfähig ist.

Für die Konzipierung einer P-Verwertung in Südtirol ist vor allem die Kenntnis der Gesamtmengen und Gesamtfrachten erforderlich. Wichtige Eckdaten zur Kennzeichnung der organischen Abwasserfracht und Klärschlamm-Entsorgung sind (Auswertungen für das Jahr 2013, SCARPERI ea., 2015 sowie für das Jahr 2015, AMT für ABFALLWIRTSCHAFT, 2017):

- 95,8% der gesamten organischen Abwasserfracht gelangen in die oben in Spalte 1 und Spalte 2 genannten 19 Anlagen > 10.000 EW.
- Die 19 Anlagen > 10.000 EW reinigen 94% der Abwassermenge
- Anschlussgrad für 2013 wird mit „97,6 % der gesamten Einwohnerwerte“ angegeben
- **Klärschlamm-Menge** in Summe 2015: **12.285 t TS, 52.879 t FS (23,2% TS)**
- Verbleib des Klärschlammes im Jahr 2015: 45,1% Thermische Behandlung in St.Lorenzen-Tobl, 0,9% Kompostierung in Südtirol, 53,9% Kompostierung und/oder landwirtschaftliche Verwertung außerhalb Südtirols.

4.5 Phosphorfrachten in der Autonomen Provinz Bozen - Südtirol

Die gesamte Phosphor-Fracht der bei SCARPERI ea., 2015 ausgewerteten 19 Anlagen beträgt im Zulauf 458,0 t P/a und im Ablauf 57,3 t P/a. Somit verbleiben in

den Reststoffen der Kläranlage (überwiegend im Klärschlamm) **jährlich ca. 400 t P/a.**

Eine von Konrad ENGL (2017b) durchgeführte Schätzung, die auf der Phosphorfracht des Pyrolysereststoffes („Inertstoff“) der Anlage in Tobl beruht ergab eine jährliche P_2O_5 -Masse (für Südtirol) von ca. 800 t P_2O_5/a . Unter Verwendung des stöchiometrischen Umrechnungsfaktors (0,4366) ergibt sich eine P-Fracht von **jährlich ca. 350 t P/a.**

Wie bereits erwähnt repräsentieren diese 19 Anlagen 95,8% der organischen Abwasserfracht. Damit ist anzunehmen dass sie auch etwa 95 bis 96% der Phosphorfracht im Abwasser in Südtirol repräsentieren.

Wie die Anlagengröße, ausgedrückt in der EW-Zahl, erwarten lässt treten die größten P-Frachten bei den Anlagen Bozen, Meran, Tobl-St.Lorenzen und Brixen auf.

Tabelle 8: Phosphorfrachten (Datenquelle: SCARPERI ea., 2015)

Anlage	P Gesamt - P totale				
	Konzentration Concentrazione		Fracht Carico		Wirk.
	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	Rend.
	Entrata	Uscita	Entrata	Uscita	
	mg/L	mg/L	Kg/a	Kg/a	%
Obervinschgau	8,0	2,3	9.305	2.620	71,8
Unteres Pustertal	8,9	1,0	14.350	1.612	88,8
Unteres Eisacktal	11,5	1,3	14.372	1.625	88,7
Bozen	6,5	0,8	88.235	10.134	88,5
Brixen	9,4	0,8	46.277	3.938	91,5
Branzoll	9,8	0,9	27.273	2.505	90,8
Lana	8,2	1,4	6.191	1.061	82,9
Mittelvinschgau	7,3	1,9	15.222	3.983	73,8
Meran	8,3	0,4	76.952	3.709	95,2
Passeier	9,6	1,6	5.449	911	83,3
Pontives	3,7	2,7	13.770	10.048	27,0
Prader Sand	9,1	1,7	3.708	683	81,6
Innichen-Sexten	10,6	1,2	13.105	1.484	88,7
Sompunt	3,0	1,0	9.758	3.253	66,7
Tramin	6,8	0,6	21.559	1.839	91,5
Tobl	8,8	0,5	55.759	3.168	94,3
Eggental	5,2	0,6	3.312	382	88,5
Wasserfeld	6,6	0,9	12.354	1.685	86,4
Wipptal	6,2	0,8	21.040	2.621	87,5
Mittelwert bzw. Summe	7,4	0,9	457.990	57.261	87,5

5 Zusammensetzung von Klärschlamm und Asche

Material	Kommunaler Klärschlamm (TM) b)			Klärschlammaschen d) e) (keine Filteraschen)		
Region	Öster- reich	Deutsch- land a)	Wipptal c)	Deutschland f)		Wipptal
Datenquelle	KÜGLER ea., 2004	WIECH- MANN ea., 2013	ENGL, 2017a	MONTAG ea., 2011 (einzelne Aschen)	KRÜGER & ADAM 2015	INSAM ea., 2016
Hauptbestandteile						
N ges (% TM)	2,71	4,15				
P (% TM)	3,46	2,34		7,8	5,5	8,5 h)
S (% TM)		0,5 – 1,5				1,0 0,58
K (% TM)	0,30					0,9 1,2
Na (% TM)						0,6 3,1
Mg (% TM)	1,03			1,1	1,0	1,3 2,0
Ca (% TM)	10,8			8,1	6,5	10,5 9,1
Fe (% TM)				12,7	8,8	9,5 10,6 g)
Al ₂ O ₃ (%TM)				9,4	9,5	9,1 12,4
SiO ₂ (%TM)						25,9 17,0
Anorganische Spurenbestandteile / Schwermetalle						
As (mg/kg TM)	7,1		7,4			13,6 14,3
Pb (mg/kg TM)	76	44	59	183	237	117 161 g)
Cd (mg/kg TM)	1,30	1,03	< 4,4	3,4	5,5	2,7 5,3
Cr (mg/kg TM)	54	40	72	104	258	160 163
Co (mg/kg TM)	9,7					20,7
Cu (mg/kg TM)	215	305	218	574	778	785 553
Mn (mg/kg TM)	433			9800	1010	1307
Mo (mg/kg TM)	4,6					20,0
Ni (mg/kg TM)	32	26	42	47	126	75 93
Hg (mg/kg TM)	1,09	0,64	< 0,98			0,5 1,24
Sb (mg/kg TM)						12,4
V (mg/kg TM)						54 51
Zn (mg/kg TM)	832	741	853	3040	3120	2534 1193
U (mg/kg TM)						4,9
a) Mittelwerte 2002 bis 2006 wurden berechnet b) Jeweils Mittelwerte aus zahlreichen Analysen c) Von 1996 bis 2016, nur bei Ni wurde der Mittelwert aus dem Jahr 2016 verwendet (n=6) d) Kommunaler Klärschlamm liefert bei Verbrennung meist ca. 35% bis 50% Asche e) Die Gesamtgehalte weisen teilweise große Streuung auf. Tabelliert: Nur die Mittelwerte. f) Das Asche-Monitoringprogramm von KRÜGER & ADAM, 2015 umfasste Aschen aus 23 Anlagen. Daraus dargestellt wurde der Medianwert aus n=252 bzw. (bei Hg n=143 Analysen, bei Co n=164). g) Als Fe₂O₃ angegeben: 15,2% TM, als PbO angegeben: 174 mg PbO/kg. h) Mittelwert gemäß Analysen, zur Verfügung gestellt von der ARA Pustertal: 8,76% P						

Bezüglich der anorganischen Haupt- und Nebenbestandteile sind keine signifikanten Unterschiede in der Zusammensetzung erkennbar, wenn man Analysen aus Österreich, Deutschland und Südtirol (Wipptal) vergleicht.

Zum Gehalt von organischen Spurenstoffen liegt eine umfassende Inventur der Zusammensetzung bei OLIVA ea., 2009 (für Österreich) sowie bei FRAGEMANN, 2006 (für Nordrhein-Westfalen, zitiert in WIECHMANN ea., 2013) vor. Ohne hier Details zu wiederholen, sei erwähnt, dass einige organische Stoffgruppen, insbesondere Phthalate, Organozinnverbindungen und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in den Klärschlämmen umweltrelevante Konzentrationen erreichen. Erhöhte PAK-Konzentrationen wurden vereinzelt auch in Klärschlämmen in Südtirol festgestellt (ENGL, 2017a).

Die Gehalte an Cu, Ni, Pb und Zn sind gemäß WEIGAND & BERTAU, 2013 in der Klärschlammasche gegenüber marokkanischem Rohphosphat erhöht (Anreicherungsfaktoren ca. 64/ 2,5/ 10/ 8,4). Jedoch zeigen sich bei Cd, Cr, Hg, V und Uran (U) in der Asche geringere Gehalte (Abreicherungsfaktoren ca. Cd -10,6/ Cr -2,7/ Hg-1,6/ V-2,6/ U-6). Der Vergleich mit marokkanischem Rohphosphat bietet sich an, weil in Nordafrika (insbesondere: Marokko) mehr als 2/3 der weltweit bekannten Phosphaterz-Reserven vorhanden sind.

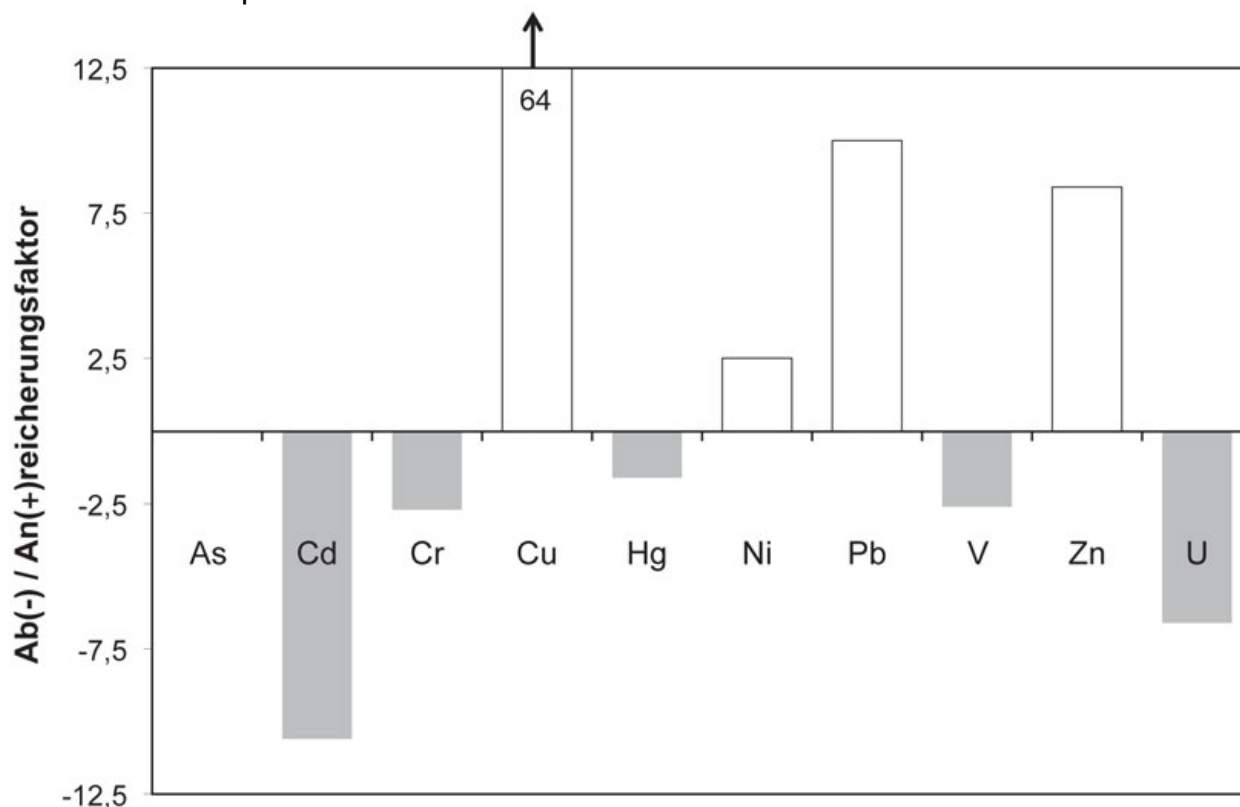


Abbildung 6: Vergleich der Konzentrationen von marokkanischem Rohphosphat und Klärschlammasche (aus WEIGAND & BERTAU, 2013).

Der Gehalt an Mineraldüngern an Cd und U kann also ein umweltrelevantes Maß erreichen.

6 Die Optionen des P-Recyclings im Überblick

6.1 P-Recyclingverfahren

Phosphorverbindungen können in Kläranlagen an unterschiedlichen Stellen aus dem System ausgeschleust und recycelt werden:

- 1) Abtrennung aus dem Schlammwasser – insbesondere nach der anaeroben biologischen Stabilisierung (Faulung) des Klärschlammes
- 2) Abtrennung aus dem Klärschlamm
- 3) Abtrennung aus der Schlammasche

Abbildung 7 (JOSSA & REMY, 2015) vermittelt einen ersten Überblick über die Methoden und Einsatzorte des P-Recyclings, wie auch über die Größenordnung der Recyclingraten. Um alle methodischen Ansätze zur vergleichen werden hierbei die Recyclingraten jeweils auf die P-Fracht im Kläranlagen-Zulauf bezogen.

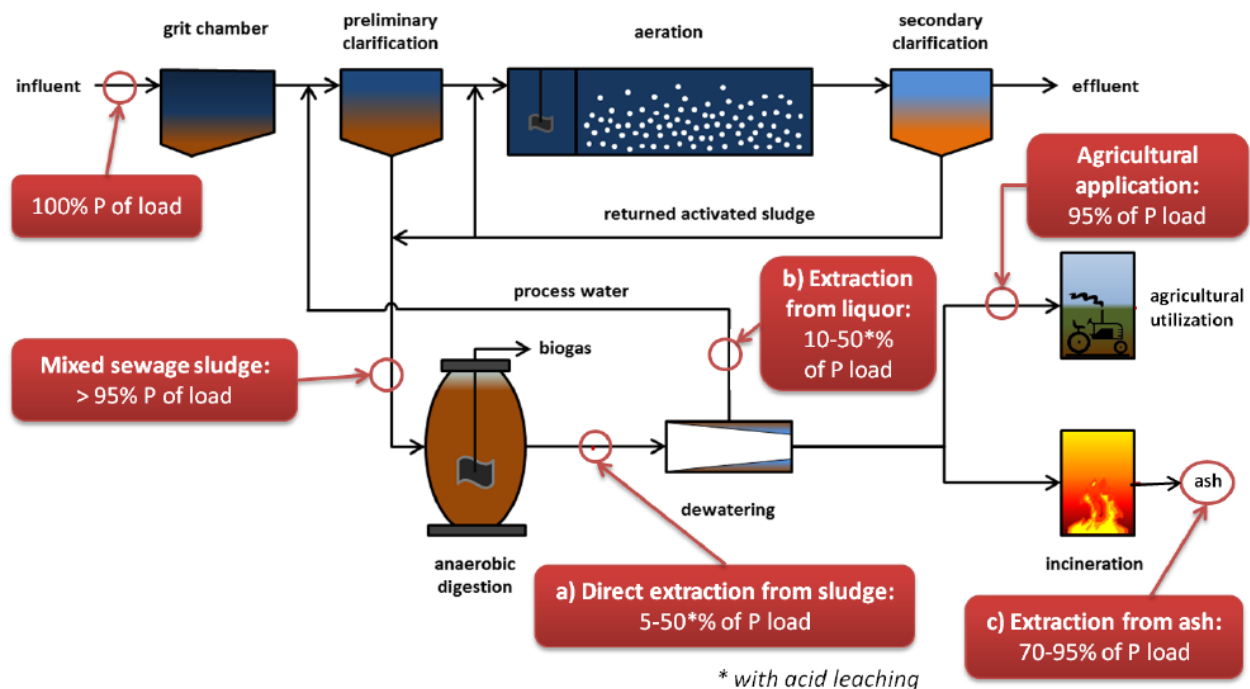


Abbildung 7: Überblick über die Methoden des P-Recyclings (JOSSA & REMY, 2015)

Die Abtrennung aus dem Klärschlamm mit gleichzeitiger oxidativer Nieder- oder Hochdruckbehandlung zur Verringerung der organischen Stoffe wird in diesem Diagramm (Abbildung 7) nicht getrennt dargestellt. In Bezug auf den Nutzenkorb (die Summe der positiven Auswirkungen) und den technologischen Ansatz können grundsätzlich fünf Bewertungs-Kategorien unterschieden werden (siehe Tabelle 9).

Hierbei erfolgte eine vorläufige, vereinfachte Wertung des Nutzenkorbes mit den Kategorien „ja“ (es besteht ein Nutzen), „teilweise“ und „untergeordnet“. Die abschließende Bewertung (siehe Kapitel 13) enthält eine umfangreichere Sicht und klassenbasierte Bewertung, die mit einer vierstufigen Ordinalskala durchgeführt wird.

Tabelle 9: Überblick über Strategien der P-Verwertung und deren Nutzenkorb / Ziele

Strategie (RC=Recycling)	Nutzen / Ziele				
	Phosphor-RC	RC anderer Nährstoffe (N, K, Mg, Ca, S)	Verringerung organischer (Schad)stoffe	Verringerung des Deponievolumens	Energetische Nutzung möglich
Klärschlamm Direktausbringung bzw. via Kompostierung	ja	teilweise	nein	ja, 100%	nein
P-RC aus Schlammwasser	untergeordnet	nein	nein	nein	nein
P-RC aus Klärschlamm durch Extraktion mit CO ₂ -gesättigtem Wasser	teilweise	nein	ja (bei energetischer Nutzung)	ja, 100% (bei energetischer Nutzung)	ja
P-RC aus Klärschlamm z.B. durch Extraktion mit Mineralsäure	teilweise	nein	nein	nein	eher nein
P-RC aus Klärschlammasche oder deren Direktaufbringung	ja, bzw. größtenteils	untergeordnet	ja	ja, bzw. größtenteils	ja (Mono-verbrennung ist Voraussetzung)
Diese Tabelle enthält noch keine Schadwirkungen, da deren Betrachtung komplex ist und später erfolgt. Der Schadstoffaustrag auf dem Weg der Direktausbringung bzw. Kompostierung wird auf Grund der organischen Schadstoffgehalte selbst bei ausreichender Hygienisierung (Abtötung von Krankheitskeimen) derzeit im Allgemeinen als problematisch eingestuft.					

Die Direktausbringung und die Kompostierung von entwässertem Klärschlamm werden in den Umwelt- und Abfallwirtschaftsprogrammen vieler Europäischer Länder und in der OECD nicht mehr forciert.

6.2 Kompostierung und / oder direkte Aufbringung von Klärschlamm

BUCKWELL ea., 2016 geben an dass in der EU 42% der Klärschlamm-TS „nach einer Stabilisierung“ landwirtschaftlich verwertet wird. Die Tendenz der landwirtschaftlichen Verwertung und der gemeinsamen Kompostierung mit biogenen Abfällen ist in der EU seit Jahren stark rückläufig. Dafür gibt es unterschiedliche Ursachen:

- Die Akzeptanz bei Landwirten und bei der Bevölkerung ist generell gering.
- Die Freisetzung von Ammoniak (NH_3) bei der Co-Kompostierung mit biogenen Abfällen. Dies führt bei der Kompostierung zu einem erhöhtem Aufwand bei der Verringerung von Abluft- und Abwasseremissionen (NH_3 - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Emissionen) oder zu Geruchsbelastungen.
- Die Wahrnehmung und die insgesamt verfügbaren Informationen zum organischen und anorganischen Schadstoffgehalt von Klärschlamm sind gestiegen.
- Es bestehen Unsicherheiten bezüglich der Bewertung der organischen Schadstoffe.
- Hormonell und endokrin wirksame Substanzen (Medikamentenrückstände) und Nanopartikel im Klärschlamm haben für eine zusätzliche Diskussion gesorgt.
- Die verstärkte Diskussion zur Knappheit des Rohstoffs Phosphor und die zunehmende Anzahl an P-Recyclingverfahren welche die Marktreife erreicht haben oder bald erreichen werden.
- Aufbringungsverbote auf regionaler Ebene (Landesregierungen, Kantone) und zuletzt auch auf nationaler Ebene (Schweiz, Deutschland, Österreich).

Die organische Schadstoffbelastung von Klärschlamm ist vielfältig und erstreckt sich auf mehrere organische Stoffgruppen. Insbesondere Phthalate, Organo-Zinnverbindungen und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) erreichen in den Klärschlämmen umweltrelevante Konzentrationen (OLIVA ea., 2009, FRAGEMANN, WIECHMANN ea., 2013). Erhöhte PAK-Konzentrationen wurden vereinzelt auch in Klärschlämmen in Südtirol festgestellt (ENGL, 2017a). MUSKOLUS & WILKEN, 2016 haben in Klärschlammproben Konzentrationen von Medikamentenrückständen (Carbamazepin, Benzotriazol, Diclophenac) vorgefunden, die um mehrere Zehnerpotenzen über denjenigen von MAP-Fällungsprodukten liegen. Hier liegt also nur eines vor vielen Beispielen vor, wie der Einsatz von P-Recyclingprozessen den organischen Schadstoffeintrag in Böden verringern kann. Die Extraktion des Klärschlammes und anschließende Fällung als Magnesium-ammoniumphosphat führt in diesem Beispiel (MAP-Fällung) zu einer deutlichen Verringerung der Medikamentenrückstände im Sekundärdünger. Ein weiteres Beispiel sind thermische Behandlungsprozesse im Rahmen des P-Recycling, bei denen die organischen Schadstoffe thermisch-oxidativ zerstört werden.

Wie bereits in Kapitel 3.2 beschrieben wurde, entspricht die Kompostierung und/oder die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm in Deutschland, der Schweiz sowie in Österreich nicht mehr den Zielen und Vorgaben für ein nachhaltiges Klärschlammmanagement mittlerer und größerer Kläranlagen. In Südtirol ist die Kompostierung und/oder landwirtschaftliche Verwertung zusätzlich mit langen Transportwegen und den dabei auftretenden Emissionen verbunden.

7 Trocknung und thermische Behandlung/Verwertung

Viele P-Recyclingverfahren gehen von einer vorhergehenden thermischen Behandlung aus – verwenden also Asche aus der Klärschlamm-Monoverbrennung als Edukt/Input – oder beinhalten eine spezifische thermische Behandlungsstufe. Thematisch reiht sich damit die thermische Behandlung am Beginn des technischen Teiles der vorliegenden Studie ein.

7.1 Überblick

Technische Möglichkeiten der thermischen Behandlung von teilgetrocknetem oder getrocknetem Klärschlamm sind (KÜGLER ea., 2004, WIECHMANN, 2013, GLATZER & FRIEDRICH, 2015, DWA KEK-1.4, 2016):

- Monoverbrennung: Stationäre oder zirkulierende Wirbelschichtfeuerung (WSF). Die stationäre Wirbelschichtfeuerung dominiert derzeit eindeutig den Markt der Monoverbrennung.
- Monoverbrennung: Verbrennung im Zyklonofen
- Pyrolyse, Vergasung (Konversion), dezentrale Systeme
- Mitverbrennung in Braun- und Steinkohlekraftwerken
- Mitverbrennung in Zementwerken
- Mitverbrennung in MVA-Anlagen

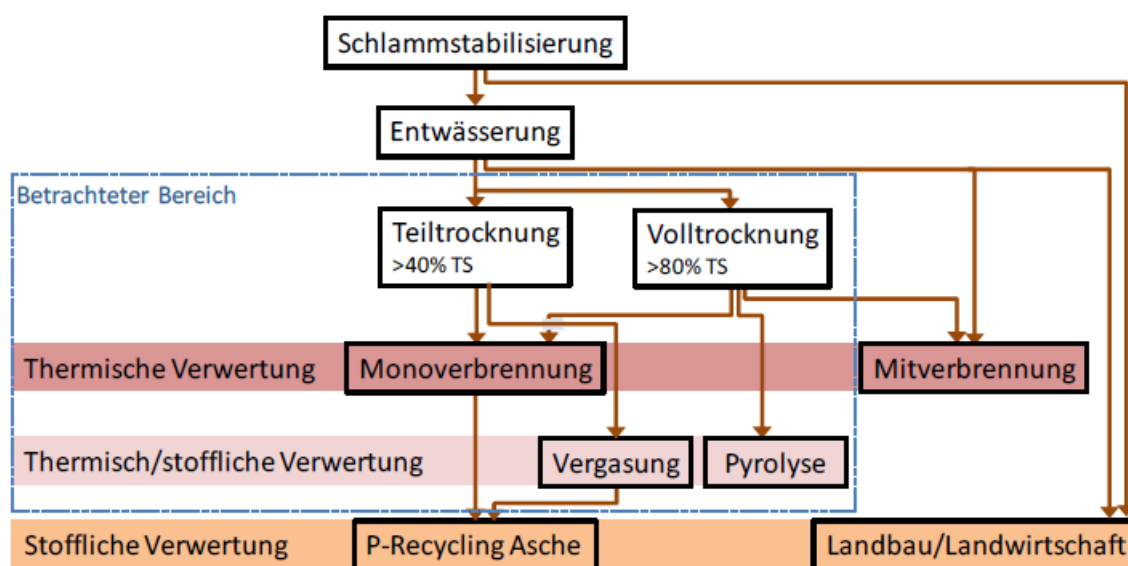


Abbildung 8: Überblick über Klärschlammbehandlung (DWA KEK-1.4, 2016)

Die zuerst genannten Verfahren (WSF, Zyklonofen) sind für die Monoverbrennung von Klärschlamm geeignet und liefern damit Aschen mit hohem P-Gehalt. Bei Pyrolyseverfahren ist der P-Gehalt bereits geringer, ein Recycling von P ist jedoch grundsätzlich möglich. Gemäß LEININGER, 2017 wurde bei einer Asche aus einem Zyklonofen im Einzelfall eine sehr geringe P-Verfügbarkeit beobachtet.

Im Fall der Mitverbrennung werden derzeit keine technischen Lösungen für ein Recycling von P aus den Aschen angeboten. Bei einer Mitverbrennung in Zementwerken wird die Asche fast zu 100% im Zement eingebunden – ein Phosphorrecycling ist damit nicht möglich. Bei MVA's überwiegt in den Reststoffen die Asche aus dem Restmüll bzw. Gewerbeabfall, welche eine komplexe

Zusammensetzung aufweist. Bei Kohlekraftwerken trat in den letzten 20 Jahren oft eine Stilllegung oder ein Rückbau vorhandener Kapazitäten auf, sodass auch die Kapazitäten zur Übernahme getrockneter Klärschlämme begrenzt sind.

Faulschlamm aus der Schlammfäulung weist einen Feststoffgehalt von wenigen % auf und muss vor der Verbrennung intensiv mechanisch entwässert und in den meisten Fällen der Monoverbrennung auch vorgetrocknet werden. Die Entwässerung wird durch Schwerkraft-Voreindickung und anschließende maschinelle Schlammentwässerung mittels Zentrifuge, Bandfilterpresse, Kammerfilterpresse, Schlauchfilterpresse oder Schneckenpresse erreicht. Um die Entwässerbarkeit zu verbessern und den Energiebedarf bei der maschinellen Entwässerung zu verringern wird entweder ein polymeres Flockungsmittel zugegeben oder es wird eine Kalk-Eisen-Konditionierung durchgeführt. Der mechanisch entwässerte Klärschlamm weist gemäß Betriebsdaten von Kläranlagen aus Deutschland einen Feststoffgehalt zwischen 20 und 40%TS auf (KOPP, 2016). In der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol beträgt der Feststoffgehalt im Mittel 23,2% (SCARPERI ea., 2015).

Der Mindest-Heizwert H_i für eine selbstgängige Verbrennung ohne permanenten Einsatz von Zusatz-Brennstoffen ist abhängig von der Verbrennungslufttemperatur (Luftvorwärmung) und beträgt ca. >3 bis 4 MJ/kg (GLATZER & FRIEDRICH, 2015). Für eine gleichmäßige Verbrennung und einen zuverlässigen Ausbrand ist ein höherer Heizwert anzustreben. Dieser wird durch Trocknung des Klärschlammes oder – in seltenen Fällen - durch Beimischung heizwertreicher Stoffe erreicht.

Beispiele für Kapazitäten und den TS-Gehalt direkt vor der Verbrennung, also für das Aufgabegut in die Verbrennung sind (GLATZER & FRIEDRICH, 2015; Kapazität jeweils in t Klärschlamm-Feuchtschubstanz pro Jahr):

- WSF Bad Vöslau, Ö, Kapazität 17.000 tFS/a: > 60% TM
- WSF Großwilfersdorf, Ö, Kapazität 30.000 tFS/a: > 48% TM
- WSF Zürich, CH, Kapazität 100.000 tFS/a: 40% TM

Tabelle 10: Weitere Beispiele - Kennwerte von zwei WSF gemäß FRANCK, 2015

Großtechnisch umgesetzte Anlagen	Anlage 1 – stellvertretend für „große Anlage“	Anlage 2 – stellvertretend für „die kleinste Anlage“
Input (tTM/a)	35.000 tTM/a, aus mehreren KA	2.000 tTM/a, aus einer KA
Trocknung vor Ort	45% TM	65% TM
Export überschüssiger Wärme	ja	ja
Netto-Stromabgabe	0,4 MW	Nicht wirtschaftlich, daher nicht vorgesehen
Asche (t/a)	15.500 t/a	930 t/a
Spezifische Kosten pro t Klärschlamm-Trockenmasse	157 €/t TM	510 €/t TM

Die Studie der PÖYRY Deutschland GmbH, Hamburg aus dem Jahr 2016, erstellt im Auftrag des Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus Mecklenburg-

Vorpommern (PÖYRY, 2016) hat den Stand der Technik in Deutschland dargestellt und subsummiert in einer zusammenfassenden Bewertung „*dass die Technologie der stationären Wirbelschichtverbrennung die am besten geeignete und bewährte Lösung für eine zentrale thermische Klärschlamm-Verwertung darstellt*“.

Tabelle 11: Stand der Technik und Bewertung der Monoverbrennung (aus PÖYRY, 2016)

Technologie	Anzahl	Kapazität Mg TS/h	Kommentar	Bewertung
Verbrennung				
Wirbelschicht	22	1 - 12	Stand der Technik	bewährt, betriebs-sicher, marktgängig
Etagenofen	1	(4,8)		für kommunalen KS nicht bewährt
Etagenwirbler	4	2	Unikat, in Deutschland nur in Frankfurt noch in Betrieb	veraltet
Rostfeuerung	1	7,5	wird im Hausmüllbereich eingesetzt	für KS-Monoverbrennung nicht bewährt
Drehrohrfeuerung	0		wird im Sonderabfallbereich eingesetzt	für KS-Monoverbrennung nicht bewährt
Zykloidfeuerung	1			für KS-Monoverbrennung nicht bewährt
Vergasung				
Kopf-Sülzle	1 + 4	0,8	Anlage Mannheim noch nicht abgenommen	im Entwicklungsstadium
Sonstige			nicht vorhanden	
Pyrolyse				
Pyrobustor	1	0,5	für Kleinanlagen entwickelt	nicht ausreichend erprobt
Pyreg	2	k.A.	für Kleinanlagen entwickelt	für geplante Größe nicht passend

FRANCK, 2015 empfiehlt für die wirtschaftliche Umsetzung der KS-Monoverbrennung unter Einbeziehung ökologischer Aspekte eine Kapazität von mindestens 4.000 t TM/a (bezogen auf die oben dargestellte Tabelle: ca. 0,5 Mg/h TS).

7.2 Trocknung

Die Trocknung von Klärschlamm besteht im Wesentlichen aus:

- Einsatz eines Energieträgers (Dampf, Niedertemperaturwärme, Strom) bzw. der Sonne als Energiequelle und einer geschlossenen Anlage (Geruchsproblem) zur Verdampfung des Wassers

- Kondensation des Wasserdampfes („Brüdenkondensation“ genannt)
- Entsorgung/Behandlung des Brüdenkondensates
- Bei Direkttrocknung (Trockentrommeln und Wirbelschicht-Trocknern) außerdem: Einrichtungen zur Bereitstellung von Stickstoff zur Inertisierung
- Einrichtungen zur Abluftreinigung des nicht kondensierten Dampfes (Eliminierung von Staub und Geruchsminderung)

Gemäß WIECHMANN, 2013 gelangen in der Praxis häufig solare Trocknung oder indirekte Trocknung zur Anwendung.

- Indirekte Trocknung (Kontaktstrockner): Der Wärmeübergang erfolgt hier zwischen einer heißen Trockneroberfläche und dem Schlamm. Wärmeträgermedium und Klärschlamm sind dabei getrennt. Der Vorteil dieser Technik ist, dass es nicht zu einer Vermischung von Wärmeträger und Brüden kommt. Häufig sind hier Scheibentrockner im Einsatz. Als Wärmeträgermedium bietet am Standort von Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen vor allem Dampf an. Temperaturen über 140°C sind erforderlich bzw. die vom jeweiligen Hersteller angegebenen Temperaturbereiche im Dampf sind einzuhalten.
- Direkttrocknung (Konvektionstrockner): Der zu trocknende Klärschlamm kommt unmittelbar mit dem Wärmeträger (häufig: heiße Luft oder heißes Abgas) in Berührung.
- Solare Trocknung (Strahlungstrocknung): Der Schlamm wird in einem verglasten Gebäude, ähnlich einem Gewächshaus, von der Sonne erwärmt und getrocknet. Damit die Verdunstung des Wasser und somit die Trocknung des Klärschlammes optimal ablaufen können, soll der Klärschlamm belüftet und mehrmals gewendet werden. Ein sonniger Standort ist zu wählen. Solare Trocknung kann mit Indirekter Trocknung kombiniert werden, um in trüben Winter-Wochen einen entsprechenden TS-Gehalt des getrockneten Schlammes zu gewährleisten.

Tabelle 12: Charakterisierung der Trocknungstechnik nach GLATZER & FRIEDRICH, 2015.

	Solartrocknung	Bandtrocknung (direkt)	Kontaktstrocknung (indirekt)
Wärmebedarf	groß (ineffizient)	mittel	gering (am effizientesten)
erf. Temp.-niveau	niedrig	niedrig + hoch mögl.	hoch
Geruchsbehandlung	erforderlich	erforderlich	nicht erforderlich
Kondensatmenge	-	gering	hoch
Wärmerückgewinnung	nicht möglich	nicht möglich	möglich
Platzbedarf	groß	mittel (wegen Biof.)	klein
Bsp.: 30.000 t/a (7.500 t TS/a)	>6.000 m ²	rd. 150+100(Biof.) m ²	rd. 150-200 m ² (inkl. Kond.)
Kosten	abh. von Bewertung der Wärme!		

Als Beispiel für eine überwiegend solare Trocknung in Kombination mit der Wirbelschichtfeuerung wird bei KÜGLER ea., 2004 das „KALOGEO“ Verfahren genannt, welches in Österreich in Bad Vöslau erstmals großtechnisch umgesetzt

wurde. Durch das günstige Klima in Bad Vöslau (hohe Sonnenscheindauer) muss nur in den Wintermonaten zusätzlich mit Abwärme getrocknet werden.

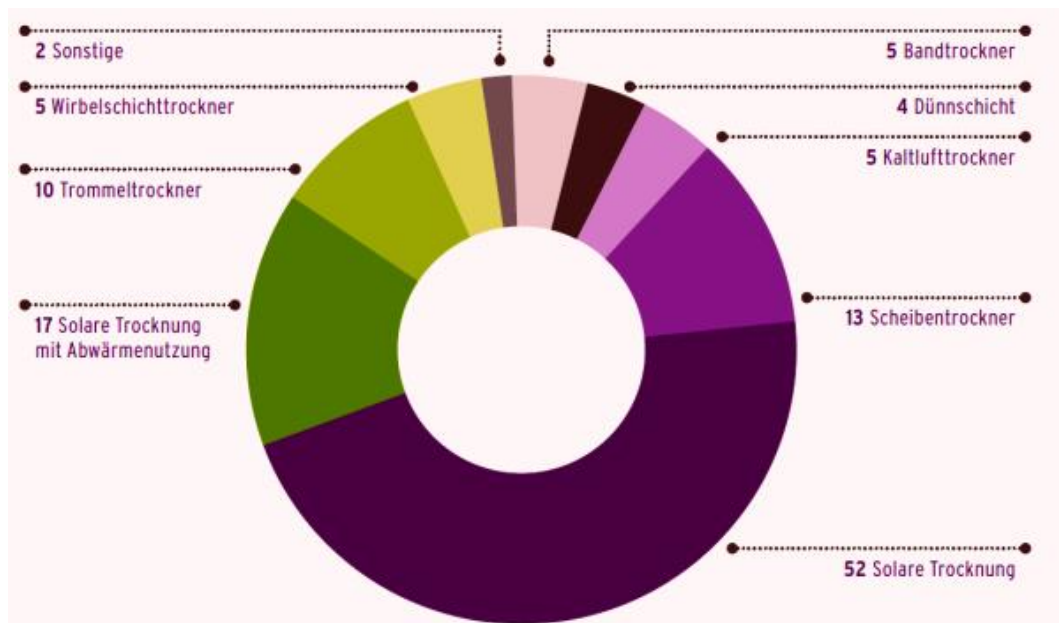


Abbildung 9: Klärschlamm-Trockner in Deutschland (Anzahl), WIECHMANN, 2013

Solare Trocknungsanlagen können einen Teil der für die Trocknung benötigten Wärme ersetzen, jedoch mit dem Nachteil, dass die nutzbare solare Wärme im Winterhalbjahr deutlich geringer ist, also in der gleichen Jahreszeit in der auch im Fernwärmenetz eine erhöhte Nachfrage nach Warmwasser bzw. Dampf besteht.

7.3 Abgasreinigung bei der Klärschlamm-Monoverbrennung

Im Vergleich zu anderen Abfallverbrennungsanlagen ist bei der Klärschlamm-Monoverbrennung zu beachten, dass wesentlich weniger Chlor, aber deutlich mehr Schwefel enthalten ist. Der Schwefelgehalt liegt in der Größenordnung von etwa 1 Masse%, der Chlorgehalt bei weniger als 0,1% (beides bezogen auf TS, GUTJAHR & NIEMANN, 2014). Dadurch entfallen die Probleme mit Chlorkorrosion im Dampferzeuger und Elektrofilter, aber die Aufgabenstellung zur Abscheidung der sauren Abgasbestandteile wird anspruchsvoller. Die Tendenz zur Dioxinbildung ist geringer als in der MVA. Von der Schadstoff-Charakteristik her ist „Klärschlamm eher mit Kohle als mit Abfall zu vergleichen“. (GUTJAHR & NIEMANN, 2014).

Neben der Eliminierung von SO₂ ist auch die Abscheidung von Feinstaub, Quecksilber und Stickoxiden von Bedeutung. NO_x stammt bei der Verbrennung von Klärschlamm teilweise aus der Oxidation der im Klärschlamm enthaltenen organischen Stickstoffverbindungen.

HCl-Wäscher in der Abgasreinigung der Klärschlamm-Verbrennung erfüllen primär die Aufgabe der Kühlung und Wassersättigung für die nachfolgenden Reinigungsschritte, und die Verringerung des HCl-Gehaltes ist nur ein Nebeneffekt. Obwohl jede Anlage eine individuelle Lösung zur Abgasreinigung wählt, kann hier die Aussage getroffen werden, dass Elektrofilter zur Eliminierung von Feinstaub sowie der Einsatz von Kalkhydrat (Ca(OH)₂) in SO₂-Wäschern häufig anzutreffen sind (GUTJAHR & NIEMANN, 2014, PÖRY, 2016, sowie WSF-Anlagen in Wien und Bad

Vöslau). Häufig wird Aktivkoks bzw. eine spezielle Form von Aktivkoks (HOK) als Hilfsmittel/Adsorbens zur Abtrennung von Hg-Dampf eingesetzt.

Berlin	Feuerung und Kessel	Aktivkohlezugabe	E-Filter	SO ₂ -Wäscher, Kalk	Kamin				
Bitterfeld Wolfen	Feuerung und Kessel	E-Filter	HCl-Wäscher	Adsorbenszugabe	Gewebe-filter	SO ₂ -Wäscher, NaOH	Kamin		
Dordrecht	Feuerung und Kessel	E-Filter	HCl-Wäscher	SO ₂ -Wäscher, NaOH	HOK-Festbettfilter	Gewebe-filter	Kamin		
Hamburg	Feuerung und Kessel	E-Filter	HCl-Wäscher	SO ₂ -Wäscher, Kalk	Adsorbenszugabe	Gewebe-filter	Kamin		
Kopenhagen	Feuerung und Kessel	E-Filter	Sprüh-trockner	Zugabe von Ca(OH) ₂ +HOK	Gewebe-filter	SO ₂ -Wäscher, NaOH	Kamin		
Mainz (geplant)	Feuerung und Kessel	E-Filter	Zugabe von Ca(OH) ₂ +HOK	Gewebe-filter	Kamin				
Moerdijk	Feuerung und Kessel	E-Filter	SO ₂ -Wäscher, NaOH	Adsorbenszugabe	Gewebe-filter	Kamin			
Stuttgart, Linie 3	Feuerung und Kessel	E-Filter	Sprüh-trockner	HOK-Zugabe	E-Filter	HCl-Wäscher	SO ₂ -Wäscher, NaOH	Kamin	
Wuppertal	Feuerung und Kessel	E-Filter	HCl-Wäscher	SO ₂ -Wäscher, NaOH	Adsorbenszugabe	Gewebe-filter	Kamin		

Abbildung 10: Beispiele zur Abgasreinigung bei der Klärschlamm-Monoverbrennung in Deutschland und den Niederlanden, aus GUTJAHR & NIEMANN, 2014.

Die Eliminierung von NO_x erfolgt entweder mittels Katalysator oder (z.B. in Dordrecht, NL, in Winterthur, CH) durch Eindüsung von Harnstoff oder Ammoniak in den Feuerraum. Letzteres stellt gemäß GUTJAHR & NIEMANN, 2014 eine kostengünstige und auch für höhere Abscheidegrade ausreichende Technologie dar, mit der 100 mg/m³ NO_x sicher unterschritten werden kann.

Die Abwassermenge aus der Entwässerung der Abgasreinigungsprodukte (v.A.: Gips) ist im Vergleich zur MVA wegen der geringeren Chloridfracht tendentiell geringer.

7.4 Mitverbrennung in Zementwerken

Die Mitverbrennung von Abfall in Zementwerken (Kunststoffe, Reifen) weist in den vergangenen zwei Jahrzehnten eine stetig steigende Entwicklung auf. Klärschlamm kann hier nur im vollgetrockneten Zustand energetisch verwertet werden. Mechanisch entwässelter Klärschlamm oder teilentwässelter Klärschlamm (z.B. 40% bis 45%) würde den Brennprozess des Zementes beeinträchtigen und kann nur in sehr eingeschränktem Umfang eingesetzt werden.

Der Begriff „vollgetrocknet“ wird hierbei nicht einheitlich definiert. Sicherlich ist damit in der Praxis nicht eine 99%-ige bis 100%-ige Trocknung gemeint, weil infolge physikalischer und chemischer Wechselwirkungen zwischen Wasser und dem Feststoff die Entfernung der letzten 5-10% H₂O aus dem Klärschlamm einen spezifischen Energieeinsatz benötigen würde, welcher größer als die Verdampfungsenthalpie des Wassers ist. Die Trocknung auf ca. 90% (manchmal auch weniger) ist Stand der Technik (Standort CHUR, Schweiz; gemäß HOLINGER

AG, 2011). LEHRMANN nennt >90% TS als „am besten“ geeigneten Trockensubstanz-Gehalt.

In Österreich sind jene Zementwerke, die Abfall als Brennstoff übernehmen mit besonderen Einrichtungen zur Eliminierung anorganischer und organischer Schadstoffe im Abgas ausgestattet. Beispielsweise wird eine katalytische Nachverbrennung organischer Spurenstoffe betrieben, um CO und Kohlenwasserstoffe im Abgas zu verringern, auch werden entsprechende Abgaswäscher betrieben. Falls es zu bei der Verbrennung zu einem Transfer des im Klärschlamm enthaltenen Schwefels in das Abgas kommt (in Form von SO₂ oder SO₃), kann somit die Emission saurer Gase vermieden werden.

Klärschlamm kann in Zementwerken fossile Brennstoffe ersetzen. Weiters hat der Einsatz von Klärschlamm in Zementwerken den Vorteil, dass dessen mineralischer Anteil einen Teil der mineralischen Rohstoffe wie Sand oder Eisenerz ersetzt. Die Asche von Klärschlämmen besteht zu einem hohen Anteil aus den Klinkergrundstoffen Quarz bzw. Si-Verbindungen, Ca-Verbindungen, Eisen- und Aluminiumoxiden (siehe Kapitel 5; LEHRMANN, 2013; HERMANN & GOLDAU 2004). Der im Klärschlamm gebundene Phosphor ist dagegen nicht rückholbar.

Gemäß HERMANN UND GOLDAU, 2004, hat der Einsatz von Klärschlamm keine negativen Auswirkungen auf den Zement-Herstellungsprozess und auf die Qualität des Produktes, vorbehaltlich einer Erhöhung der Hg-Fracht im Abgas. Diese Aussage beruht auf der Auswertung eines großtechnischen Tests (10 t/a, 15% der FWL in Form von Klärschlamm).

Limitierende Faktoren können jedoch flüchtige Schwermetalle, Chrom, Alkaliverbindungen und Chlorid sein. Der Alkaligehalt von Zement liegt gemäß den vorliegenden, normierten Produkt-Standards im Bereich von 0,5% bis 2,0%. Je nach Alkaligehalt der Rohstoffe und der übrigen Sekundärbrennstoffe kann der Einsatz von Klärschlamm damit mehr oder minder stark eingeschränkt sein. Nach LEHRMANN, 2010 beeinträchtigen auch zu hohe Phosphorgehalte die Qualität des Zementes.

Revisionen im Winter können bei einigen Zementwerken zu längeren Stillstandzeiten führen (bis zu vier Monaten, nach LEHRMANN, 2010). Diese längeren Stillstandzeiten einiger Anlagen können gegebenenfalls durch trockene Lagerung des getrockneten Klärschlammes, ausreichende Kapazität des Lagers (eventuell Verpackung in BigBags) und erhöhten Durchsatz im Normalbetrieb überbrückt werden. Jedoch sind grundsätzlich geringere Revisionszeiten von z.B. wenigen Wochen – vergleichbar mit den Revisionen einer Monoverbrennung in WSF – anzustreben.

Zur Trocknung des Klärschlammes kann die Abwärme des Zementwerkes genutzt werden (LEHRMANN, 2010). Als Beispiel wird hier der Einsatz eines Bandrockners am Standort des Zementwerkes Karlstadt (Betrieb: Schwenk Zement KG) dargestellt.

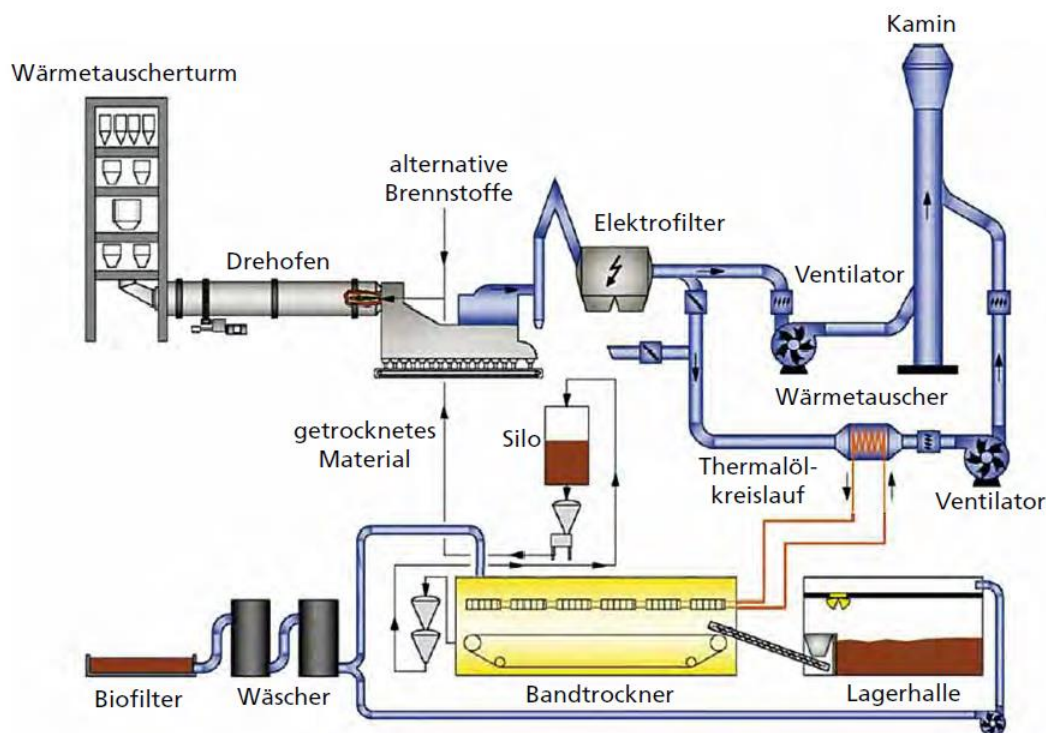


Abbildung 11: Trocknung von Klärschlamm im Zementwerk (aus LEHRMANN, 2013)

Eine andere, bereits großtechnisch umgesetzte Möglichkeit der Volltrocknung vor der thermischen Verwertung im Zementwerk ist gemäß HOLINGER AG., 2011 der kombinierte Einsatz von Erdgas und Klärgas zum Betrieb der Trockner am Standort der Kläranlage.

Die Betrachtung der Energiebilanz für spezifische Szenarien der Trocknung am Standort des Zementwerkes folgt in Abschnitt 12.1.3.

7.5 Exkurs: Pyrolyse und thermochemische Konversion

Neben der Monoverbrennung in WSF-Anlagen bestehen auch noch andere technische Lösungen zur thermischen Behandlung bzw. Verwertung von biogenen Stoffen. Aktuelle Themen sind hierbei vor allem Pyrolyse („Verkohlung“), thermochemische Konversion und Bioraffinerie.

Konversion oder thermochemische Konversion wird in der vorliegenden Studie als die thermochemische Umwandlung des Kohlenstoffgerüsts zu stofflich nutzbaren kleineren C-Verbindungen verstanden.

Eine **Bioraffinerie** zeichnet sich durch ein „explizit integratives, multifunktionelles Gesamtkonzept aus, das Biomasse als vielfältige Rohstoffquelle für die nachhaltige Erzeugung eines Spektrums unterschiedlicher Zwischenprodukte und Produkte (Chemikalien, Werkstoffe, Bioenergie inkl. Biokraftstoffe) unter möglichst vollständiger Verwendung aller Rohstoffkomponenten nutzt; als Koppelprodukte können ggf. auch Nahrungs- und/oder Futtermittel anfallen. Hierfür erfolgt die *Integration unterschiedlicher Verfahren und Technologien*.“ (Roadmap Bioraffinerien, BMELV, 2014). In einer Bioraffinerie werden thermische, physikalisch-chemische (z.B. nasschemische) und vor allem biochemische Prozesse verwendet.

MÜLLER & HOFBAUER, 2017 verwenden den Begriff „Konversion“ synonym zur „Bioraffinerie“, und stellen den nun folgenden Überblick über die Möglichkeiten der „Konversion“ dar. In der vorliegenden Studie soll jedoch der Bioraffinerie-Begriff aus dem Roadmap Bioraffinerien, BMELV verwendet werden.

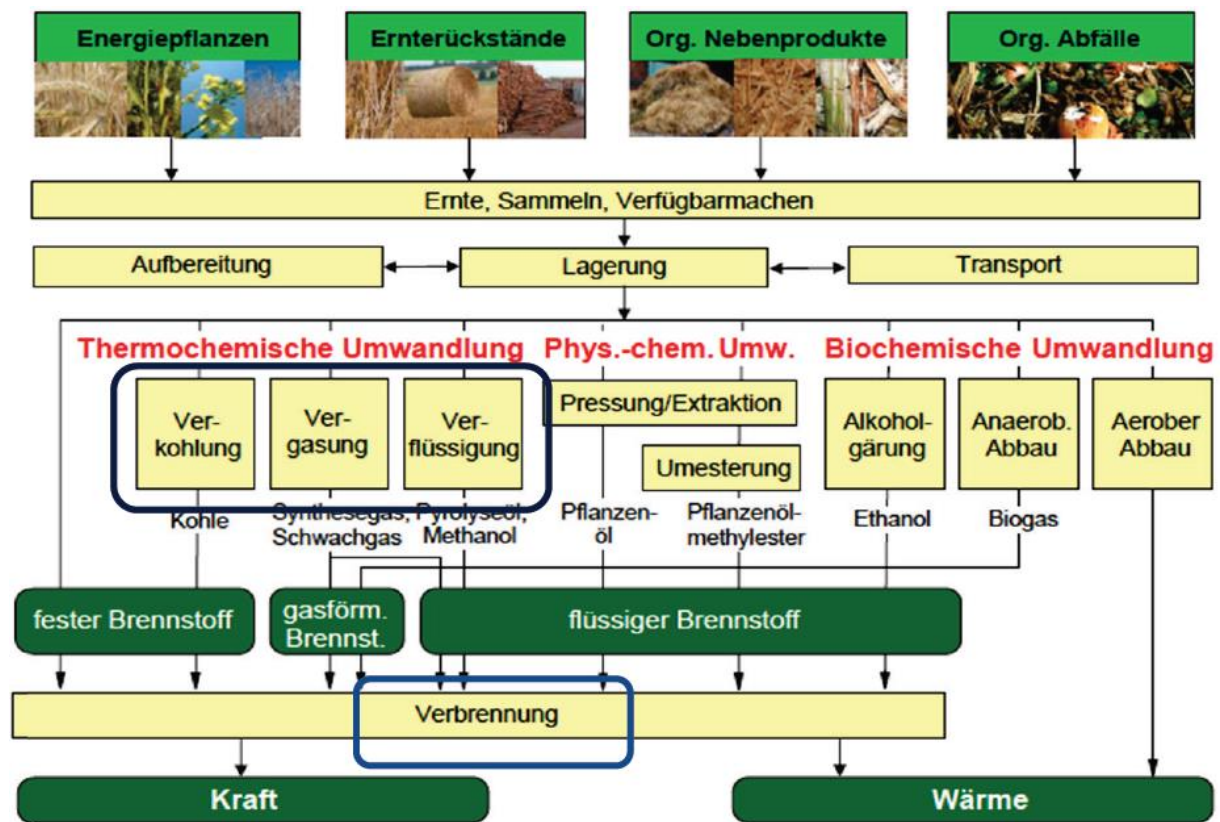


Abbildung 12: Möglichkeiten der Konversion (MÜLLER & HOFBAUER, 2017)

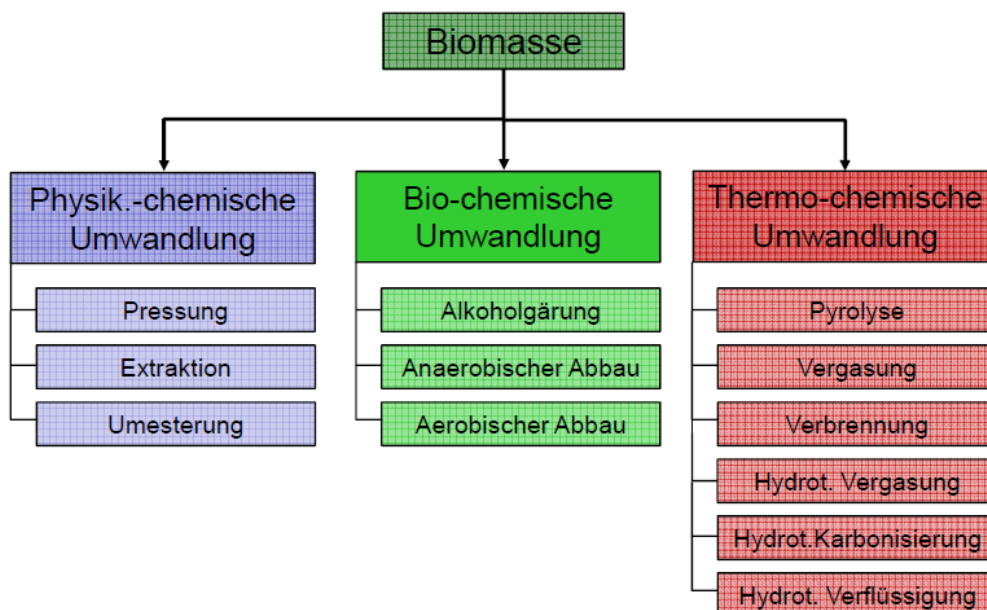


Abbildung 13: Biomasse Umwandlungsverfahren gemäß PFEIFER, 2013

Der anaerobe Abbau von Klärschlamm ist bereits etabliert und wird bei fast allen Kläranlagen in Südtirol durchgeführt (Faulung). Bei der Anwendung sonstiger biochemischer Umwandlung (z.B. Alkohol-Gärung, Gärungsvorgänge die Plattform-Chemikalien erzeugen) werden vor allem Kohlehydrat-reiche Stoffe mit hohem C/N-Verhältnis eingesetzt. Ausgefaulter Klärschlamm ist hier wegen seines hohen N-Gehaltes und der vorherigen Faulung nicht geeignet. Die Thermochemische Konversion von mechanisch entwässertem Klärschlamm und anschließende nasschemische Anreicherung bzw. Reinigung von Phosphat kann dagegen Bestandteil eines Bioraffinerie-Konzeptes sein.

Die Pyrolyse von Klärschlamm ist Stand der Technik und entspricht dem Prinzip der „Verkohlung“. Aus dem Pyrolyserückstand kann grundsätzlich Phosphat rückgewonnen werden.

Die thermochemische Umwandlung/Konversion (Vergasung, Verflüssigung) kann z.B. Synthesegas bereitstellen, welches überwiegend aus CO und CH₄ besteht. Dieses Synthesegas kann nach entsprechenden Reinigungsschritten für die katalytische Herstellung von Methanol verwendet werden. Andere Wege der thermochemischen Konversion führen zur Herstellung von flüssigen Kohlenwasserstoffen. Man spricht daher in diesem Fall auch von „Verflüssigung“.

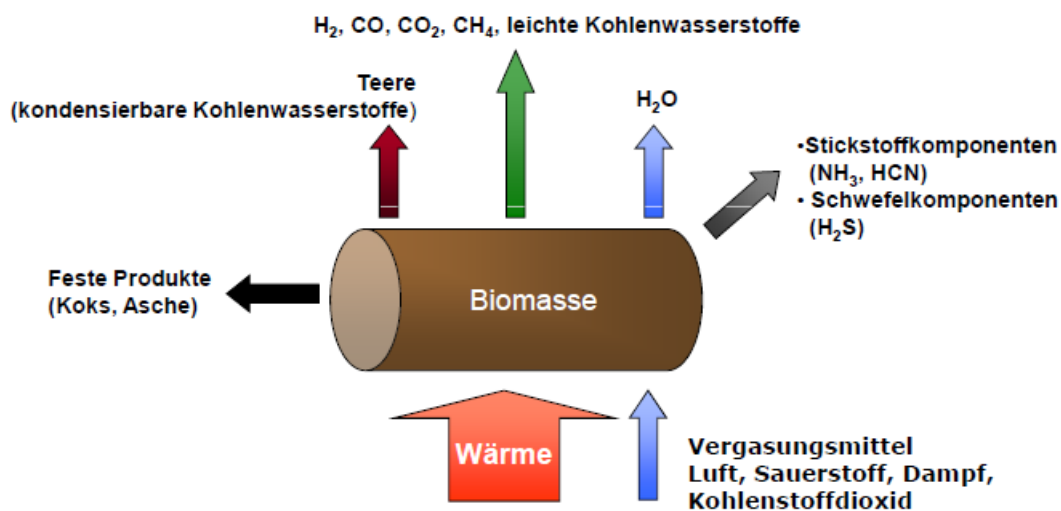


Abbildung 14: Produkte, Nebenprodukte der Biomassevergasung (PFEIFER, 2013)

Die Reinigung von Synthesegas ist eine technische Herausforderung, weil immer Teere (kondensierbare Kohlenwasserstoffe), PAK's, Phenole, NH₃, COS, HCN und H₂S entstehen. Je höher der Heteroatom-Anteil und/oder Halogenidgehalt ist (S, N, Cl), desto schwieriger wird diese Reinigung. Gewöhnlich wird eine mehrstufige und anspruchsvolle Abgasreinigung erforderlich sein, um das Synthesegas stofflich zu nutzen.

Der Pyrolysereststoff weist im Vergleich zu anderen P-Sekundärdüngern einen höheren PAK-Gehalt und einen höheren PCB-Gehalt auf (MAYER ea., 2017). Ob dieser Nachteil (organische Schadstoffbelastung des Düngers durch persistente organische Stoffe) durch weitere Entwicklung der Pyrolyse- oder Konversionstechnik überwunden werden kann, ist derzeit unklar.

In der vorliegenden Studie kann nicht die gesamte verfahrenstechnische Vielfalt der Konversionsprozesse dargestellt werden. Es werden daher jene zwei Beispiele zur Pyrolyse dargestellt, bei dem die Verfahren auf die Behandlung von Klärschlamm ausgerichtet sind, und wo in Folge auch eine P-Rückgewinnung erfolgt bzw. erfolgen kann.

7.5.1 Beispiel 1 zur Pyrolyse

Das von der PYREG GmbH, ELIQUO STULZ GmbH und der GELSENWASSER AG entwickelte PYREG-Verfahren ist vor allem für den Einsatz vor Ort auf kleineren und mittleren Kläranlagen ausgelegt. Das Produkt aus der Pyreg-Anlage soll als Wertstoff in der Düngemittelproduktion eingesetzt werden (GELSENWASSER, 2016).

Der entwässerte Klärschlamm wird über einen Niedertemperatur-Bandrockner von ca. 25 % TR (Trockenrückstand) auf in der Regel 75 - 90 % TR getrocknet. Die Trocknung erfolgt unter Nutzung der Abwärme der PYREG®-Anlage, die Abluft des Trockners wird auf die Grenzwerte der TA-Luft gereinigt. Der getrocknete Klärschlamm wird über eine Zellenradschleuse kontinuierlich dem PYREG®-Reaktor zugeführt. Die PYREG®-Technologie arbeitet nach dem Prinzip der gestuften Verbrennung: Der getrocknete Klärschlamm wird im PYREG®-Reaktor auf rund 650°C erhitzt, dabei jedoch nicht komplett verbrannt, sondern zunächst entgast und anschließend unter gezielter Luftzugabe verascht. Die im Reaktor entstehenden Schwelgase werden in der zweiten Prozessstufe, der Brennkammer, bei ca. 1.250 °C komplett verbrannt.

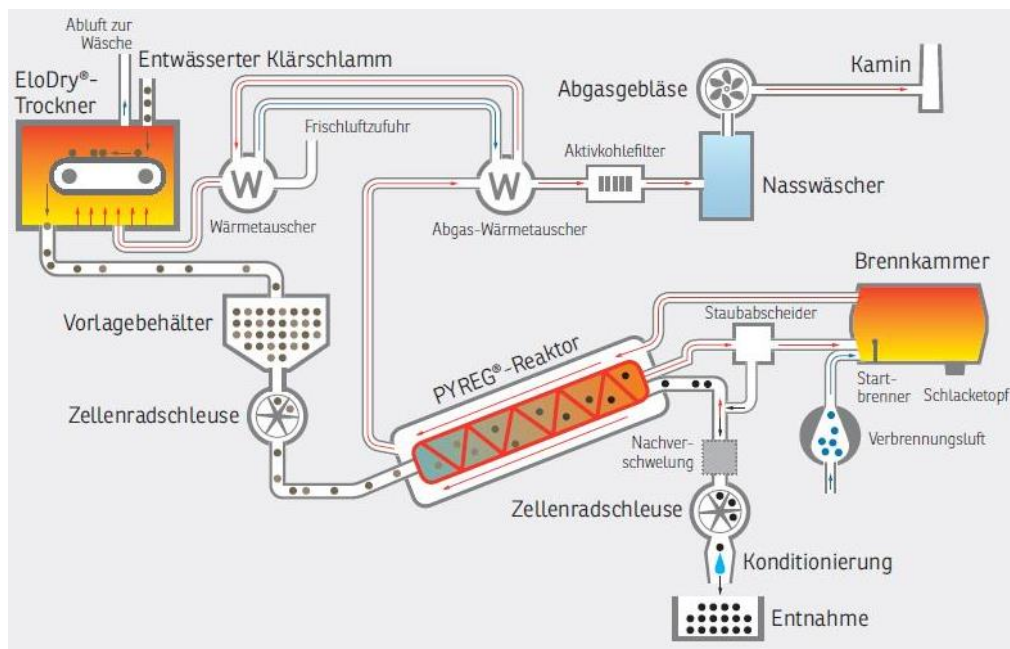


Abbildung 15: PYREG® -Technologie (ELIQUO STULZ, 2017)

Die entstehende Wärme wird für die Erhitzung des PYREG®-Reaktors und für die Klärschlamm-trocknung genutzt. Die Abgasreinigung erfolgt durch einen Aktivkohlefilter in Kombination mit einem Nasswäscher (ELIQUO STULZ, 2017).

7.5.2 Beispiel 2 zur Pyrolyse

Das deutsche Unternehmen EuPhoRe in Altenberge entwickelte mit „RedOx“ ein zweistufiges thermisches Behandlungsverfahren, welche als auch elektrische Energie zur Einspeisung in das Stromnetz zur Verfügung stellen soll (www.euphore.de). Nach der Trocknung des angelieferten Klärschlamm auf einen TS-Gehalt von 90% erfolgt die erste Behandlung in der Pyrolysestufe (in der Abbildung „Stufe 1 – Reduktionsverfahren“).

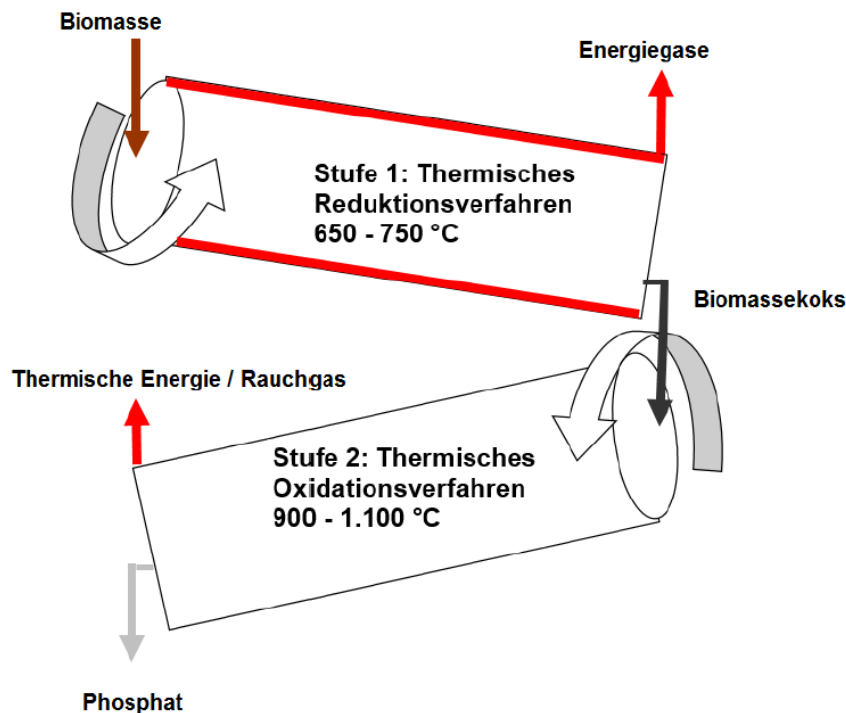


Abbildung 16: Der EuPhoRe RedOx Prozess (KLOSE, 2015)

Das Technische Konzept vom Oktober 2015 stellt die folgenden sechs Prozess-Schritte dar (KLOSE, 2015):

- Mechanische Zerkleinerung auf < 10 mm falls erforderlich
- Zusatz von Additiven für die Schwermetallreduzierung (Hinweis: In Labortest wurde dazu von EuPhoRe Magnesiumchlorid MgCl_2 verwendet)
- Im Reduktionsreaktor (Pyrolysereaktor) werden bei Temperaturen zwischen 700 und 900°C Synthesegas und Biomassekoks gebildet. Schwermetalle werden „in die Gasphase überführt“.
- Oxidative Nachverbrennung des Biomassekoks. Hierbei erfolgt eine weitere Reduktion der Schwermetallfrachten.
- Nutzung des „Energiegases“ für: Trocknung, Heizung (oder Kühlung), Stromerzeugung
- Mineralisches Phosphat „z.B. Herstellung von Düngemitteln“

In dem bei KLOSE, 2015 dargestellten technischen Konzept wird das Pyrolysegas nicht zur Synthese von Chemikalien, sondern in eine Brennkammer geleitet und als Energiequelle genutzt.

Als Abgasreinigung ist ein Gewebefilter und Wäsche vorgesehen, dessen Verfahrensprinzip und nähere technische Spezifikationen derzeit nicht bekannt sind.

Das Feststoff-Produkt des RedOx Prozesses weist gemäß KLOSE, 2015 einen Gesamtphosphat gehalt von 21,2% P_2O_5 bis 21,6% P_2O_5 sowie bei den „flüchtigen“ Schwermetallen As, Pb, Cd, Hg und Tl einen geringen Schadstoffgehalt auf.

8 Vorauswahl geeigneter Verfahren und Szenarien

In der vorliegenden Studie wird eine Vor-Selektion von Verfahren und Szenarien des Klärschlamm-Managements vorgenommen, weil

- Die Anzahl der am Markt verfügbaren und in Entwicklung befindlichen Verfahren bereits groß ist, viele Parameter die ökologische, technische und ökonomische Bewertung einfließen (z.B. auch sogenannte „Vorketten“ für Chemikalien die eingesetzt werden). Die Anzahl der Daten, die auf Belastbarkeit hin zu prüfen wären und die möglichst aktuell sein sollen, ergibt sich aus der Multiplikation der Anzahl der bewerteten Verfahren und der Anzahl der relevanten Parameter.
- Einige Verfahren können bereits auf Basis der Kenntnis der Zusammensetzung und Variabilität von Klärschlämmen aus Südtirol und mit dem Kriterium der Erzielung einer mittleren (40% - 70%) bis hohen Recyclingquote (>70%, bezogen jeweils auf die P-Zulauf-Fracht der Kläranlagen) ausgeschlossen werden.
- Einzelne Verfahrensschritte und Rezepturen sind geheim bzw. Gegenstand von Patenten, sodass einige sehr relevante Daten nur nach Kommunikation mit dem Verfahrensanbieter und ausdrücklicher Zustimmung verwendet werden können.

Am Ende der Vor-Selektion steht eine Liste der „Kerngruppe“ der P-Recycling-Verfahren, die in der vorliegenden Studie näher bewertet werden (siehe Kapitel 8.8) und eine Auswahl von Szenarien für ein Klärschlamm-Management, deren Bewertung abschließend erfolgen wird. Es wurden folgende Prinzipien für die Vorauswahl gewählt:

1. Aufgrund der Knappheit der Deponieflächen in Südtirol ist die Reduktion der Abfallvolumina von großer Bedeutung. Daraus folgt, dass Szenarien mit thermischer Behandlung des Klärschlammes bevorzugt werden.
2. Grundsätzlich wird eine mittlere (40%-70%, bezogen auf den P-Input der Kläranlage) oder (besser) hohe (>70%) Recyclingquote für P angestrebt.
3. Extraktionsverfahren für den entwässerten Klärschlamm (z.B. Extraktion von Phosphat mit Schwefelsäure) sollen eine nachfolgende thermische Verwertung nicht verhindern oder erschweren, d.h. das Szenario Klärschlamm-Extraktion + thermische Verwertung soll erhalten bleiben.
4. Der Abfallwirtschaftsplan für Sondermüll aus dem Februar 2017 und im Jahr 2017 bestehende Vorplanungen in Südtirol werden beachtet. Das noch im Jahr 2016 in Südtirol diskutierte Mephrec Verfahren wird jedoch aufgrund erheblicher technischen Schwierigkeiten, die beim Betrieb der Pilotanlage in Nürnberg beobachtet wurden (der Abstich des Kupolofens misslingt) und wegen des großen Energiebedarfes des Verfahrens **nicht** in die Kerngruppe aufgenommen.

5. Verfahren welche ausschließlich bei dem (eher hypothetischen) Szenario einer Al-Fällung von P in allen Kläranlagen umgesetzt werden können werden ausgeschlossen.
6. Verfahren mit geringer Inputflexibilität und gleichzeitig geringer Recyclingquote (<40% bezogen auf den P-Zulauf der Kläranlagen) werden ausgeschlossen.
7. Verfahren, welche in ihrem Entwicklungskonzept viele – auch phosphorarme – Inputmaterialien vorsehen werden ausgeschlossen.
8. Verfahren die stillgelegt wurden (z.B. Konkurs des Anbieters) werden ausgeschlossen.
9. Verfahren in frühem Entwicklungsstadium sind in der praktischen Umsetzung – wenn diese bereits in den nächsten Jahren erfolgen sollte – mit technischen Risiken verbunden. Weiters können diese Verfahren aufgrund fehlender Sachbilanzen und fehlender bzw. sehr unsicheren ökonomischer Daten nicht vollständig bewertet werden.
10. Das EcoPhos Verfahren: Dieses kann derzeit nicht im Detail bewertet werden weil publizierte Verfahrensschemata widersprüchlich sind, Massenbilanzen nicht verfügbar sind und wichtige ökologische Kennwerte fehlen.
11. Verfahren mit Pyrolysestufe (PYREG, EuPhoRe ReDox).

Details zu dieser Vorauswahl bzw. Begründungen werden in den folgenden Unterkapiteln dargestellt.

8.1 Abfallwirtschaftsplan für Sondermüll 2017 und Vorplanungen zur Klärschlamm-Behandlung/Verwertung in Südtirol

Im „Abfallwirtschaftsplan für Sondermüll“, Feb.2017, werden folgende Ziele für die zukünftige Bewirtschaftung von Klärschlamm genannt:

- Zukünftige Behandlung von Klärschlamm im Landesgebiet
- Ein P-Recycling ist anzustreben
- Keine landwirtschaftliche Verwertung und keine Kompostierung von Klärschlamm mit Ausnahme von peripherer solarer Trocknung

Mit Stand vom Januar 2017 liegen aus der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol folgende Vorschläge vor, welche im Abfallwirtschaftsplan für Sondermüll im Feb. 2017 veröffentlicht wurden (Amt für Abfallwirtschaft, 2017):

- **Vorschlag der Ecocenter AG:** Phosphorrückgewinnung nach dem **ExtraPhos (Budenheim)** Verfahren. Für den verbleibenden, P-abgereicherten Klärschlamm ist eine thermische Trocknung und anschließende Mitverbrennung in der MVA Bozen vorgesehen. Der getrocknete Klärschlamm kann gemäß Ecocenter AG auch in Zementwerken thermisch verwertet werden. Der zementtechnologisch unerwünschte Phosphatanteil wird durch das ExtraPhos Verfahren annähernd halbiert.
- **Vorschlag der Ara Pustertal AG:** Am Standort Tobl war im Jahr 2016 eine Phosphorrückgewinnung nach dem **Mephrec**-Verfahren im Gespräch. In der Zwischenzeit sind jedoch bei der Mephrec-Pilotanlage in Nürnberg erhebliche technische Probleme aufgetaucht. Der Abstich gelingt nicht – vermutlich liegen trotz hoher Temperaturen nach dem Prozess nicht nur flüssige Stoffe (Schlacke, flüssiges Metall) vor sondern auch Feststoffe mit sehr hohem Schmelzpunkt. Da nicht absehbar ist, ob diese Probleme des Mephrec-Verfahrens gelöst werden können, empfiehlt die Ara Pustertal AG derzeit für

die zukünftige Verwertung von Klärschlamm in Südtirol die Errichtung einer **Wirbelschicht-Verbrennungsanlage**. Das P-Recycling aus der Asche könnte anschließend auch im Ausland erfolgen (ENGL, 2017b).

In einem persönlichen Gespräch mit Gen.Dir.Ing. Palmitano (PALMITANO, 2017), ECO CENTER S.p.A., konnten folgende Daten zur Vorplanung erhoben werden:

- Die Mitverbrennung von getrocknetem Klärschlamm könnte mit oder ohne Anwendung des Budenheim ExtraPhos Verfahrens erfolgen.
- Schlamm bunker $3 \times 100 \text{ m}^3$. Abgesaugte Luft kann der Primärluft der MVA zugeleitet werden.
- Auslegung der Trocknung: 32.000 t/a mechanisch entwässerter Klärschlamm, 20%TM, nach Trocknung ca. 7.000 bis 8.000 t/a, 90%TM.
- Eine Mitverbrennung von Klärschlamm ist gemäß Brennstoffdiagramm ab ca.65%TM möglich.
- Abluft aus der Trocknung kann ebenfalls der Primärluft zugeführt werden.
- Bei 100% Auslastung liefert die MVA eine Wärmemenge von $30 \text{ MW}_{\text{th}}$. Zusätzliche $3,2 \text{ MW}_{\text{th}}$ stammen aus der Kühlung des Reingases nach dem DENOX-Katalysator um die erforderliche Kamintemperatur zu erreichen (Kühlung von 180°C auf 140°C). Bereits diese Wärmemenge reicht gemäß Vorplanung aus, die oben genannte Klärschlamm-Trocknung für 32.000 t/a zu erreichen. Der Auslegungswert für den Wärmebedarf der Trocknung (basierend auf technischen Kennwerten im Angebot für den Trockner) beträgt $2,64 \text{ MW}_{\text{th}}$.
- Getrockneter Klärschlamm kann auch an Zementwerke in Südtirol geliefert werden.
- Eine Abschätzung der Behandlungskosten für den Input (mechanisch entwässerten Klärschlamm) wurde bereits durchgeführt.

Zum ExtraPhos Verfahren wird bereits derzeit von Budenheim eine Pilotanlage in Mainz betrieben (siehe auch Kapitel 9.1). Nach anfänglichen technischen Problemen, welche inzwischen bereits überwunden sind, werden Ergebnisse z.B. Massen- und Energiebilanzen voraussichtlich im Jahr 2018 vorliegen (STÖSSEL, 2016, OPITZ 2017).

Die von der Ara Pustertal AG vorgeschlagene Verbrennungstechnologie (WSF) ist in zahlreichen Varianten in Europa bereits großtechnisch umgesetzt und bewährt.

LADURNER s.r.l., Bozen/Sinich, hat im Jahr 2016 eine Technologiebetrachtung verschiedener Konzepte zur Gärrest- und Klärschlammverwertung erstellt (VIEIDER, 2016). Für das Jahr 2018 ist die Anmietung einer in Deutschland bei TerraNova vorhandenen Pilotanlage zur HTC-Behandlung (Carbonisierung) von Klärschlamm und Gärrest geplant. Nach Aufstellung und Adaptierung dieser Pilotanlage (Kapazität $0,2 \text{ m}^3$ Klärschlamm pro Stunde, ca. 25%TM) sollen in Südtirol auch Tests zur Rückgewinnung von Phosphor/Phosphat-Sekundärdünger aus dem Prozesswasser durchgeführt werden, eventuell auch zur Rückgewinnung aus dem entwässerten HTC-Produkt. Das HTC-Produkt wird einen geringeren Wassergehalt und höheren Heizwert aufweisen (im Vergleich zu mechanisch entwässertem Klärschlamm) und kann sich somit als Brennstoff für die Zementindustrie oder für andere Feuerungsanlagen eignen. Weiters kann mit dem HTC-Produkt aus der Pilotanlage allenfalls auch der Weg der Co-Kompostierung beschritten werden (KLOTZ, 2017).

8.2 Klärschlamm-Extraktion mit Mineralsäuren

Laugungsverfahren für entwässerten Klärschlamm, welche Mineralsäuren zur Extraktion von Phosphat aus dem Klärschlamm einsetzen (Schwefelsäure, Salzsäure) erreichen eine mittlere Recyclingquote (38 - 50%, bezogen auf den P-Input der Kläranlage, EGLE ea., 2014, SPÖRRI ea., 2017), hinterlassen jedoch die organische Masse des Klärschlammes angereichert mit Elementen welche bei der Verbrennung unerwünscht sind (Cl, S). Man beachte hierbei, dass der SO_2 -Gehalt des Rohgases der Monoverbrennung auch ohne Anwendung eines P-Recyclingverfahrens um ein Vielfaches höher ist als der SO_2 -Gehalt des Rohgases der Müllverbrennung (GLATZER & FRIEDRICH, 2015). Im Gegensatz dazu kann das geeignete pH-Niveau zur Extraktion von Phosphaten beim BUDENHEIM ExtraPhos Verfahren ohne großen Chemikalieneinsatz und ohne Belastung des Rest-Schlammes mit Cl oder S erreicht werden. Weiters liegt im Abwasser im Fall von ExtraPhos voraussichtlich eine deutlich geringere Salzfracht vor. Aus diesem qualitativen Vergleich – und unter Einbeziehung einer bereits vorliegenden Verfahrens-Bewertung durch das Schweizer Bundesamt für Umweltschutz BAFU (SPÖRRI ea., 2017) - wird abgeleitet dass in der Gruppe der Klärschlamm-Extraktionsverfahren das BUDENHEIM ExtraPhos Verfahren zu bevorzugen ist, insbesondere wenn das Deponievolumen geschont werden soll und die energetische Nutzung der organischen Substanz des Klärschlammes angestrebt wird. Weiters wurden auch bei EGLE ea., 2014a Bedenken bezüglich der Entsorgungssicherheit des mit Säure versetzten Klärschlammes geäußert, wenn das Seaborne oder Gifhorn Verfahren zur Anwendung kommen soll.

Hinweise: 1) Im Zwischenbericht der vorliegenden Studie, in einer Studie des Bayrischen LfU (2015) und bei EGLE ea. 2014 wurde bereits das Seaborne- und Gifhorn-Verfahren sowie das Stuttgarter Verfahren beschrieben (basierend auf H_2SO_4 -Extraktion, zwei Pilotanlagen sind vorhanden). Diese Verfahrensbeschreibungen werden hier nicht wiederholt. Die HCl-Extraktion wurde bisher nur im Labor-Maßstab untersucht und erreichte in Labor-Tests höhere Recyclingquoten als andere Extraktionsmethoden. 2) Die Extraktion von P mittels Phosphorsäure wird noch später in dieser Studie beschrieben (Kapitel 9.3.2, TetraPhos Verfahren). Edukt ist bei TetraPhos jedoch Klärschlammasche.

8.3 Verfahren die eine Al-Fällung in der Kläranlage voraussetzen

Die Verfahren SESAL-Phos und Thermphos, welche KS-Aschen als Input verwenden benötigen eine Auswahl von Klärschlämmen vor der Verbrennung weil bei diesen Verfahren ein höherer Eisengehalt den Recyclingprozess stört. Dies bedeutet, dass die Phosphateliminierung in der Kläranlage entweder vollbiologisch erfolgen soll, oder auch durch Fällung unter Einsatz von Al-Verbindungen.

In den Niederlanden wurden im Umfeld der Thermphos Anlage die Betreiber der Kläranlagen dazu angehalten von Fe-Fällung auf Al-Fällung umzustellen. Diese Umstellung ist jedoch insofern problematisch, als

1. Sie deutlich höhere Kosten für das Fällungsmittel nach sich zieht
2. Im Kläranlagenzulauf Fe enthalten ist und somit die Klärschlammasche trotz Umstellung auf Al-Fällung die Zielwerte für den Eisengehalt des Inputs in die P-Recyclinganlage überschreiten kann.

3. Für den Kläranlagenbetrieb nachteilige Auswirkungen auf die H_2S -Eliminierung und auf das Absetz- und Entwässerungsverhalten des Schlammes zu erwarten sind.

Einige Details zu den oben genannten Punkten folgen hier:

1. Eine Umfrage der Marktpreise für Fällungsmittel hat ergeben dass die Kosten nicht nur pro t Fällungsmittel-Trockensubstanz sondern auch pro Mol reaktiver Substanz bei Al^{3+} höher sind. Marktpreise waren im Jahr 2012 (Angaben in Schweizer Franken) annähernd 0,05 CHF/Mol für Fe^{+2} , 0,09 CHF/Mol für Fe^{+3} und 0,12 CHF/Mol für Al^{+3} . Insgesamt wurden die spezifischen Mehrkosten, bezogen auf 1 kg eliminierte P-Fracht, auf 10 CHF/kgP geschätzt, was umgerechnet die Jahresbetriebskosten einer Kläranlage um ca. 5% erhöhen kann (HAUETER, 2013).
2. Der von Thermphos angegebene Zielwert für den Fe-Gehalt, bezogen auf die Klärschlamm-Trockensubstanz vor der Verbrennung, war 5 gFe/kgTR. Für Kläranlagen ohne P-Eliminierung wird dieser Zielwert jedoch bereits überschritten und es werden ca. 15 bis 20 gFe/kgTR erreicht. Als Quellen für den Fe-Eintrag sind Haushalte, Korrosion von Leitungen und Industrie/Gewerbe zu nennen (HAUETER, 2013).
3. Al-Verbindungen sind spezifisch leichter als Fe-Verbindungen. Damit wird die Absetzgeschwindigkeit herabgesetzt. Es wird ein geringerer Trockensubstanz-Gehalt des entwässerten Klärschlammes erreicht (im Vergleich zur Fe-Fällung von Phosphor).
4. Der Fe-Überschuss, der im Fall einer Phosphatfällung mit Fe-Salzen gewählt wird um die Abwassergrenzwerte mit Sicherheit zu erreichen bindet im Faulturm H_2S . Beim Einsatz von Al-Verbindungen ist dies nicht der Fall, und es kann zur verstärkten Bildung von H_2S und den damit verbundenen Korrosionserscheinungen im Faulturm-Bereich und bei der Verwertung des Faulgases kommen (z.B. Korrosion von Gasmotoren).
5. Auch eine Trübung des bereits geklärten Abwassers kann im Fall einer Al-basierten Phosphorfällung nicht ausgeschlossen werden.

Obwohl die Al-Fällung bezüglich Effizienz der Phosphat-Eliminierung mit der Fe-Fällung durchwegs vergleichbar ist überwiegen für den Kläranlagen-Betreiber die Nachteile einer theoretischen Umstellung auf Al-Salze. Ein Szenario der Umstellung aller Anlagen in einer gesamten Region wurde daher in der Schweiz als „nicht umsetzbar“ eingestuft (HAUETER, 2013). Weiters hat die Fa. Thermphos, Vlissingen, im Mai 2013 Insolvenz angemeldet (Abwicklung der Insolvenz bis inklusive Mai 2017). Eine P-Recyclinganlage wird vom Nachfolger, der Israel Chemicals Ltd. (ICL) bzw. seiner Tochter ICL Performance Products (ICL-PP) nicht betrieben.

8.4 Verfahren mit vielen Abfall-Inputströmen

Verfahren, welche in ihrem Entwicklungskonzept viele – auch phosphorarme – Inputmaterialien vorsehen wurden nicht berücksichtigt, weil dadurch die Gewinnung eines Sekundärdüngers mit hohem P-Gehalt und geringem Schadstoffgehalt erheblich erschwert wird. Ein Beispiel ist der ATZ Eisenbadreaktor. Aufgrund der Ähnlichkeit mit dem Mephrec Verfahren wären hier auch eventuell ähnliche technische Probleme zu erwarten (z.B. ist unklar, ob der Abstich gelingen wird).

8.5 Verfahren mit geringem Rückgewinnungsgrad

In der Vorauswahl wurden auch Verfahren ausgeschieden, die sowohl einen geringen Rückgewinnungsgrad (als „gering“ wird in der vorliegenden Studie <40% eingestuft, bezogen auf den Kläranlagenzulauf) als auch eine geringe Input-Flexibilität aufweisen. Es handelt sich hierbei um die folgenden Kristallisationsverfahren, mit denen ein Teil der P-Fracht aus dem Schlammwasser bzw. bei einigen Verfahren auch aus dem ausgefaulten Dünnschlamm zurückgewonnen wird (Dünnschlamm weist geringe TS-Gehalte auf):

- Airprex
- Ekobalans
- NuReSys
- Crystallactor
- Ostara Pearl-Verfahren
- Struvia

Drei dieser Verfahren sind großtechnisch bewährt, werden zum heutigen Zeitpunkt kommerziell angeboten und weisen inzwischen jeweils über zahlreiche Referenzanlagen auf: Das Pearl-Verfahren von der Firma Ostara, das Airprex-Verfahren und das Verfahren NuReSys. Bei diesen drei Verfahren wird entweder im Faulschlamm oder im Schlammwasser der pH-Wert angehoben und es werden Magnesiumverbindungen zugesetzt, die eine Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat-(MAP) bewirken bzw. diese Fällung optimieren.

Voraussetzung für die Kristallisation- und Fällungsverfahren Airprex, NuReSys und Pearl ist eine biologische Phosphatelimination. Der Rückgewinnungsgrad beträgt gewöhnlich 10 bis 20% (ZETTL & SONCOURT, 2015), bezogen auf den Kläranlagenzulauf, selten bis ca.30%, und wird daher in der vorliegenden Studie als ist „gering“ eingestuft.

Die MAP-Produkte haben eine vergleichbare oder bessere Düngewirkung als konventionelle Dünger und neigen zu einer geringeren Auswaschung. Die Schadstoffgehalte liegen unter denen von konventionellen Düngern.

Gründe für die Ausscheidung dieser Verfahren im Sinne der Auswahl einer P-Recyclingstrategie für Südtirol sind primär die geringe Input-Flexibilität – es ist ein biologisches Prinzip (oder auch überwiegend biologisches Prinzip) der P-Eliminierung erforderlich – und der mengenmäßig geringe Beitrag dieser Verfahren zur P-Versorgung selbst im Fall einer flächendeckenden Anwendung. Man beachte auch, dass in der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol derzeit die chemische Eliminierung, gekennzeichnet durch den Einsatz von Fe- und Al-Salzen eindeutig überwiegt. Nachteilig kann auch der jahreszeitliche Einfluss auf die P-Rücklösung sein. Dies führt zu jahreszeitlichen Schwankungen der P-Konzentration im Schlammwasser.

Demgegenüber im Vergleich zu anderen Verfahren sind der Verfahrensaufwand, der Chemikalieneinsatz und der Energieverbrauch durch den Verzicht auf Aufschluss sehr niedrig. Zusätzlich ergeben sich technische Vorteile durch die Vermeidung von Inkrustationen aus MAP. Auch die Schlammmenge kann verringert werden. Bei einzelnen Kläranlagen kann die Anwendung der drei am weitest entwickelten Verfahren (Airprex, NuReSys, Pearl) bereit aufgrund der Vermeidung von

Inkrustationen und Verringerung der Schlammmenge zweckmäßig sein. Aus der Sicht einer Gesamt-Strategie für die Autonome Provinz Bozen-Südtirol sollten jedoch andere Verfahren – mit höherer Recyclingquote und größerer Input-Flexibilität forciert werden.

8.6 Verfahren mit Pyrolysestufe

Aus der Pyrolysestufe kann sich eine problematische Abgas-Zusammensetzung ergeben. Insbesondere sind hohe Teer-Gehalte, relevante PAK-Gehalte, hohe NH_3 - und Blausäure-Gehalte in der Abluft zu erwarten (PATERSON ea., 2005, PFEIFER, 2013). Weiters ist zu erwarten, dass das Pyrolysegas Schwefelwasserstoff (H_2S) und Kohlenoxisulfid (COS) enthält. Die technischen Konzepte sind derzeit in Bezug auf die Abscheidung dieser Schadstoffe/Schadstoffgruppen nicht ausreichend transparent. Selbst bei nachfolgender thermischer Nutzung des Pyrolysegases (z.B. EuPhoRe ReDox) könnte eventuell ein „Schlupf“ der genannten Schadstoffe in das Reingassystem eintreten. Wenn – wie bei PYREG - keine oxidierende thermische Behandlung durchgeführt wird, dann enthält der P-Sekundärdünger mehr PAK als andere aus Klärschlamm gewonnene P-Sekundärdünger.

Die Zweckmäßigkeit einer zweistufigen Ausführung der Verbrennung mit dem Ziel einer vollständigen Oxidation ist zu hinterfragen, wenn die gleichen Ziele (Aufkonzentrierung von P in der Asche, guter Ausbrand, möglichst vollständige Nutzung des Energieinhaltes) auch mit einem bewährten einstufigen System (z.B. Wirbelschichtfeuerung) erreicht werden können. Bezüglich der Schadstoffentfrachtung könnte weiters von Seiten der bereits entwickelten AshDec Technologie eingewendet werden, dass z.B. bei letzterer (AshDec) eine Entkopplung von Klärschlammverbrennung und thermischer Aschebehandlung möglich ist – allerdings mit dem Nachteil einer ungünstigeren Energiebilanz.

Letzten Endes wurde bei allen pro's und contra's in der vorliegenden Studie entschieden, PYREG und EuPhoRe ReDox nicht in die „Kerngruppe“ der Verfahren aufzunehmen. Begründet wird dies vor allem durch die Schadstoffbelastung der Pyrolyseabluft (bei Pyreg auch: den PAK-Gehalt im Produkt) und den zu erwartenden hohen technischen Aufwand für die Abgasreinigung.

8.7 Vorauswahl von Verfahren nach dem Entwicklungsstand

Diese Vorauswahl erfolgt nach möglichst aktuellem Datenstand, z.B. der Studie von SPÖRRI, 2017 und dem Technologie-Review des Global Water Intelligence Magazin (GWI, 2017) vom Januar 2017. Ergänzt wird die Vorauswahl durch die Internet-Recherche und Gespräche mit den Verfahrensanbietern. Es erfolgt folgende Einstufung in 4 Kategorien:

- Kategorie 4: „Stillgelegt / nicht weiter verfolgt“: Nach der Entwicklung im Labor- oder Pilotmaßstab stillgelegte oder nicht weiter verfolgte Verfahren, inklusive der Verfahren mit sehr geringer Input-Flexibilität die im Rahmen der vorliegenden Studie nicht weiter bewertet werden (also auch falls das Verfahren eine Al-Fällung in der Kläranlage voraussetzt). Auch das Seaborne Verfahren wurde in diese Kategorie eingereiht, jedoch nur weil es verbessert wurde und derzeit unter einem anderen Namen („Gifhorn“) vermarktet wird.
- Kategorie 3: „In Entwicklung“: Konzept, Labormaßstab, oder es existiert bereits eine Pilotanlage jedoch noch kein Bericht über den erfolgreichen Betrieb der Pilotanlage.

- Kategorie 2: „Marktreife erreicht“: Es wurde eine Pilotanlage in großem Maßstab betrieben, es liegt auch ein Bericht über den erfolgreichen Betrieb der Pilotanlage vor, der die technische Eignung dokumentiert und die Planung einer großtechnischen Anlage ermöglicht. Umweltrelevante Daten und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen basierend auf diesen Pilotbetrieb liegen ebenfalls vor.
- Kategorie 1: „Großtechnisch umgesetzt“: Eine oder mehrere Anlagen sind in Betrieb.

Tabelle 13: Entwicklungsstand der Verfahren

Grundprinzip bzw. Punkt des P-Recyclings	Stillgelegt / nicht weiter verfolgt/ modifiziert	In Entwicklung	Marktreife erreicht	Großtechnisch umgesetzt e)
Aus Schlamm- wasser bzw. aus Filtrat nach dem Fermenter			Struvia 1) 2) 4) P-Roc 5) 6) Phosnix 11) PRISA 5) Fix-Phos 28) Ekobalans 22)	Ostara 1) 2) 4) 6) 11) d) NuReSys 1) 2) 6) 11) AirPrex 1) 2) 4) 6) 11) PhosphoGreen 1) Multiform 1) Naskeo 1) Crystallator 1) 2) 6) REM-NUT 5) Phospaq 11)
Extraktion aus entwässertem Klärschlamm	Seaborne 5) 11)	ExtraPhos = Budenheim Verfahren 1) 18) a)	Gifhorn 1) 10) 16) Stuttgarter 1) 10) b)	
Klärschlamm + hydrothormaler Prozess	Hydrothermale Carbonisierung, NNO und hydrothermale Oxidation sind bezüglich P-Recycling immer noch in Entwicklung 1), 13), VIEDER, 2016		Marktreif für die Verbesserung der Entwässerung. P: siehe Anhang 3	Siehe Anhang 3
Extraktion aus Asche bzw. thermischer Prozess	SESAL-Phos 5) ThermphosP4 6) Krepro/Kemira 17) RecoPhos P38 25)	Phos4life 21) 26) 27) RecoPhos P4 1) 8) 21) f) Susteen 2) 14) Mephrec 2) 3) 6) 9) Pasch 5) 20) P-Bac 17) Metawater 7) Parforce 24)	EcoPhos 4) 6) Pyreg 1) 6) g) Euphore ReDox Outotec 2) 5) 6) 10) 11) d) LeachPhos 4) 5) 6) 10) 16) TetraPhos 12) Kubota 19)	
Asche sonstiges	Mitverarbeitung in der Düngemittel- industrie		Seraplant 25)	RecoPhos P38 5) 6) sePura 17)
Literatur	1) GWI, 2017 2) SPÖRRI ea. 2017 3) ENGL, 2017b 4) JOSSA & REMY, 2015 5) EGGLE ea., 2015 6) KABBE, 2016 7) Metawater Homepage, 2017 8) SCHÖNEBERG ea, 2014 9) REINMÖLLER F., 2016, 10) P-REX, 2015a 11) DESMIDT ea., 2015 12) CZARNECKI, 2016 13) BLÖCHER, 2017 14) FRAUENHOFER UMSICHT, 2017 15) BSH, 2016 16) ESEMEN ea. 2012 17) BAYRISCHES LfU, 2015 18) BUDENHEIM, 2016 19) HOSHO ea., 2016 20) MONTAG ea., 2011 21) eigene Einstufung – siehe auch Anhang 2 22) EKOBALANS, 2017 23) KOX & GERAATS, 2016 24) TU-B Freiburg, 2017 25) BOHNDICK, 2017 26) MORF, 2017 27) NOGUEIRA, 2017 28) ISAH, 2016			
Anmerkungen	a) Budenheim = ExtraPhos b) auch Seaborne modifiziertes Verfahren c) früher ASH DEC genannt d) auch Ostara Pearl e) KABBE, 2016 nennt unter "full scale" zusätzlich auch folgende Verfahren für Schlammwasser und Filtrat: Grundfos, Rephos, Anphos und WassTrip. Anphos wird auch bei DESMIDT ea., 2015 als „full scale process“ eingestuft. f) Das RecoPhos P4 Verfahren wird auch nach dem Reaktortyp als „InduCarb“ bezeichnet. Nicht zu verwechseln mit RecoPhos P38. g) Verbrennungsverfahren – nur als Vorstufe zum P-Recycling aus der Asche.			

8.8 Vorauswahl - Kerngruppe der Verfahren

Tabelle 14: Kerngruppe der Verfahren – Phosphor Recycling

Bezeichnung	Anbieter oder Projektträger	Grundprinzip	Referenz-Anlagen
A) Extraktion von P aus Schlamm			
ExtraPhos	Chemische Fabrik Budenheim KG, DE	pH-Senkung durch CO_2 , Filtration, P-Produkt-Fällung	In Betrieb: Pilotanlage Mainz-Mombach, DE
B) Rückgewinnung von P aus der Asche			
LeachPhos	BSH Umweltservice, DE	pH-Senkung durch H_2SO_4 , Filtration, P-Produkt-Fällung	Industrieller Test in Bern, CH abgeschlossen
TetraPhos	REMONDIS, DE	pH-Senkung durch H_3PO_4 , Filtration, Ca-Fällung mittels H_2SO_4 , Ionen-austausch, Eindickung $\rightarrow \text{H}_3\text{PO}_4$	Pilotanlage Kohlbrandhöf, DE
Kubota	Kubota Corporation, JP	Schmelzreaktor, P-Schlacke als Dünger	Pilotanlage Osaka, JP
ASH DEC bzw. Outotec	Outotec, FI	Drehrohrofen = Thermischer Prozess, Zusätze, Schwermetalle verdampfen	Pilotanlage Leoben, AT, P-REX Pilotanlage
C) Weitere Asche-Verfahren – z.B. Herstellen von Düngefabrikaten			
Seraplant	Seraplant GmbH, DE	Mischen von Asche und Säuren (HNO_3 oder H_3PO_4), Granulierung der Suspension	Großtechnische Anlage in Sachsen-Anhalt geplant, DE
sePura	sePura, DE	Mischen von Kalk, Dolomit oder Wasser mit Asche, es entsteht ein Ca-P-Dünger	Großtechnisch: Würzburg, DE
D) Hydrothermale Carbonisierung (HTC) zur Verbesserung der Entwässerbarkeit von Klärschlamm Dieses Verfahren wird in der vorliegenden Studie vorwiegend unter dem Aspekt der Erhöhung des Heizwertes und C-Gehaltes von Klärschlamm betrachtet.			Siehe Anhang 3

9 Technische Beschreibung, Entwicklungsstand und Sachbilanz ausgewählter P-Recyclingverfahren

9.1 ExtraPhos®

Das ExtraPhos Verfahren wurde von der Chemischen Fabrik Budenheim, unterstützt von der Bundesstiftung Umwelt entwickelt (DBU, 2015). Das Verfahren wurde zwischenzeitlich auch als „Carbonic Acid Process“ (also Kohlensäureprozess) bezeichnet. Die Idee wurde 2010 geboren und im Technikums-Maßstab in zwei Versuchsanlagen (Pfinztal, Budenheim) erprobt. Ein Übergang zur kontinuierlichen Verfahrensweise wird in der neuen Pilotanlage am Standort der Kläranlage Mainz-Mombach demnächst (wahrscheinlich noch im Jahr 2017) erfolgen. Der Durchsatz der Pilotanlage beträgt ca. 2 m^3 Faulschlamm pro Stunde. Am Standort Mainz-

Mombach befindet sich eine Kläranlage mit ca. 360.000 Einwohnerwerten und chemischer Phosphor-Elimination mittels FeCl_2 . Damit kann ein Teilstrom (Dünnschlamm, TS-Gehalt z.B. 3,5%) abgezweigt werden und es können großtechnische Bedingungen gut simuliert werden.

Das Verfahren wird von Budenheim (BUDENHEIM, 2016, UMWELTMINISTERIUM HESSEN, 2016) wie folgt beschrieben: Zur Extraktion der Phosphate wird ausschließlich CO_2 verwendet, welches im Prozess im Kreis geführt wird. Der Prozess lässt sich grob in drei Prozessschritte gliedern. Diese sind

- Kohlensäure-Extraktion,
- Fest-/Flüssig-Trennung (Entwässerung des CO_2 -behandelten Dünnschlammes) und
- Phosphatfällung im Filtrat
- Trocknung und Granulierung des gewonnenen Fällungsproduktes

Bei der Kohlensäure-Extraktion wird die Klärschlamm-Wasser-Suspension unter einem Druck von ca. 10 bar mit Kohlenstoffdioxid versetzt. Bei dieser Behandlung sinkt der pH-Wert auf einen Wert zwischen 4,5 und 5,5 ab und ein Teil der an die Klärschlammatrix gebundenen Phosphate geht in Lösung. Bei der anschließenden Fest-/Flüssig-Trennung werden die Klärschlammteilchen von der flüssigen Phase getrennt. Hierzu werden Klärschlamm-Entwässerungs-Aggregate nach dem Stand der Technik eingesetzt. Der dabei verbleibende, entwässerte Klärschlamm kann der weiteren Verwertung oder Beseitigung zugeführt werden.

Mehr als zwei Drittel der Kohlendioxid-Gasmenge, welches zur pH-Wert-Absenkung eingesetzt wird, geht nach der Entspannung in die gasförmige Phase über und wird der Flüssigkeit entzogen. Dieses CO_2 -Gas wird aufgefangen und verdichtet dem Prozess wieder zugeführt. Das Schlammwasser wird dem dritten Prozessschritt, der Phosphatfällung zugeführt. Hierbei werden die gelösten Phosphate als Calciumphosphat (CaP) ausgefällt. Um den Vorgang der Fällung zu ermöglichen und den pH-Wert für eine möglichst schwermetallarme, jedoch auch möglichst vollständige Fällung der Ca-Phosphate einzustellen, wird im Fällungsreaktor eine geringe Menge an Kalkmilch zugegeben. Nach Abtrennung und Trocknung und Granulierung werden die Calciumphosphate als Düngemittel eingesetzt. Derzeit beträgt die Rückgewinnungsquote ca. 50 %, bezogen auf den eingesetzten Klärschlamm.

Das Verfahren kann unabhängig von der Art der Phosphorelimination, biologisch oder chemisch, an Kläranlagen installiert werden (BUDENHEIM, 2016). Es wurde ein Patent mit dem Namen "PHOSPHATE RECOVERY FROM SLUDGE" unter der Nummer DE20091020745 20090511 angemeldet.

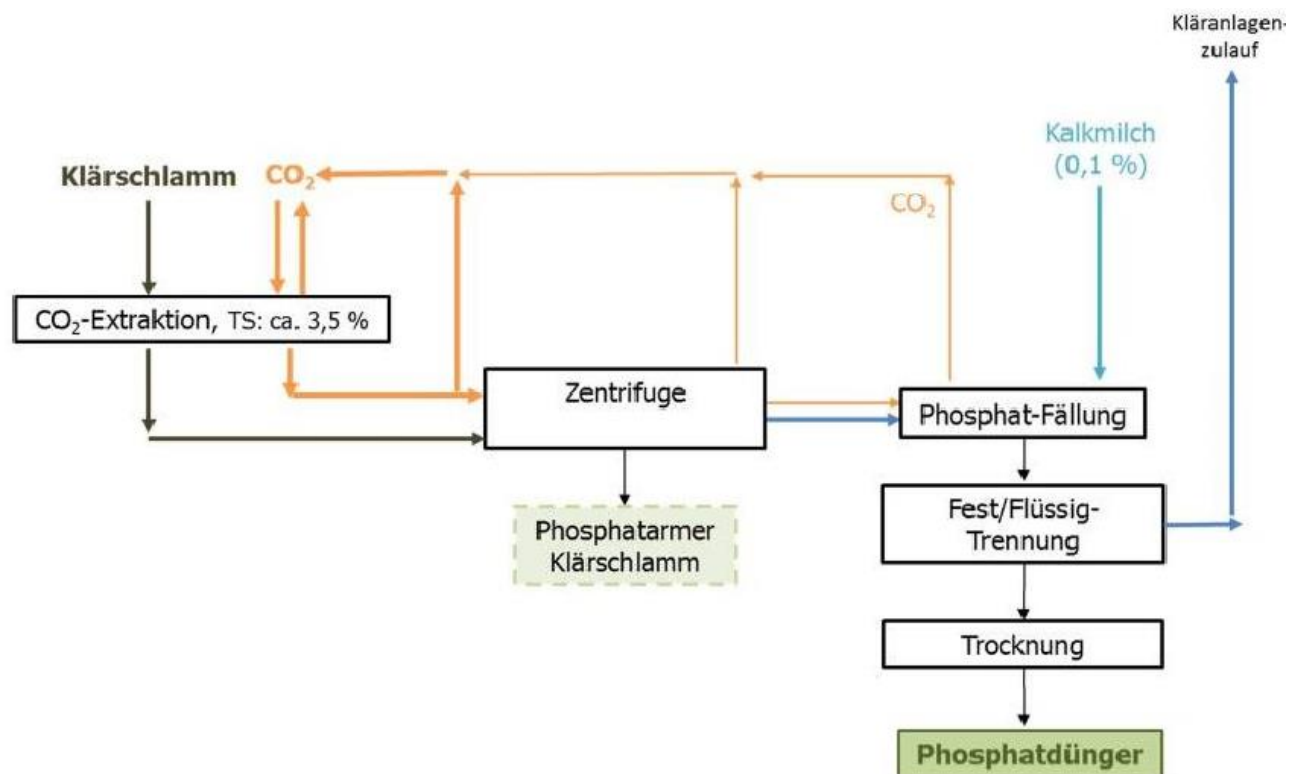


Abbildung 17: Schema ExtraPhos (Budenheim) Verfahren

Die folgende Tabelle stellt den Gehalt des ExtraPhos Sekundärdüngers an organischen Spurenstoffen und einen Vergleich mit Grenzwerten aus Deutschland dar.

Tabelle 15: Organische Spurenstoffe im ExtraPhos Produkt

Parameter [mg/kg Schlamm-Trockenmasse]	ExtraPhos® Recycling-DCP ^{1) 2)} [mg/kg]	Klärschlamm- verordnung ab 2015*	Düngemittel- verordnung ab 2015*
Σ der Dioxine & dl-PCB dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle	3,3 ³⁾ + 0,69 ³⁾	-	30 ¹⁾
PFT perfluorierte Tenside	< 0,01	-	0,1
PCB polychlorierte Biphenyle	0,001	0,1	-
AOX adsorbierbare organisch gebundene Halogene	13,2	400	-
B(a)P Benzo(a)pyren	< 0,05	1	-

Schwermetall-Gehalte des ExtraPhos Sekundärdüngers werden im Kontext der Bewertung der Schwermetalleinträge in Böden in Tabelle 18 dargestellt. Angaben zum Element Cr sind nicht verfügbar. Der P₂O₅-Gehalt beträgt gemäß BUDENHEIM, 2017 ca. 21,7%.

9.2 Thermische Aschebehandlung

9.2.1 Kubota

Das Japanische Unternehmen KUBOTA Corporation hat bereits vor einigen Jahren großtechnische Erfahrungen mit der thermischen Schmelz-Behandlung von Abfällen aus Altlasten gesammelt. Das Kernelement dieser ursprünglich für Altlasten entwickelten Schmelz-Technologie (KSMF, Kubota surface melting furnace) wurde in kleinerem Maßstab (Input: 3,6 t Klärschlamm-TM/d) in einer Pilotanlage in Osaka für den Zweck des P-Recyclings aus getrocknetem Klärschlamm erprobt und wissenschaftlich begleitet (HOSHO ea., 2016). Durch die hohen Temperaturen (1.280 bis 1.350°C) und unter Zusatz von anorganischen Additiven entsteht eine geschmolzene Schlacke, die einen hohen P_2O_5 -Gehalt aufweist.

Zunächst ermittelte die KUBOTA Corporation im Labor in mehreren Veraschungs- und Schmelzversuchen mit welchen Prozessbedingungen flüchtige Schwermetalle so abgetrennt werden können, dass nur geringe P-Verluste ins Abgas eintreten. Trennprinzip ist die Verdampfung von Schwermetallverbindungen bzw. elementaren Schwermetallen bei hoher Temperatur. Mit Zugabe von zusätzlichem Fe_2O_3 (Klärschlamm enthält ebenfalls Fe-Verbindungen) konnte im Labor eine Recyclingquote von über 90% erreicht werden (bezogen auf den im Klärschlamm enthaltenen P). Gleichzeitig wird eine deutliche Verringerung des Zn-, Pb- und Cd-Gehaltes, bezogen auf die Klärschlamm-Asche erreicht.

Danach wurden in der Pilotanlage drei Testläufe mit unterschiedlicher Luftzufuhr bzw. unterschiedlicher Rezeptur des Input-Materials durchgeführt. Das Kernstück der Anlage, ein Schmelzreaktor mit einem Innendurchmesser von 1,8 m wurde unter Verwendung des Energieinhaltes des getrockneten Klärschlammes und unter zusätzlichem Einsatz von Kerosin als Brennstoff betrieben. Kerosin wird auch für die Nachverbrennung des Schwelgases verwendet.

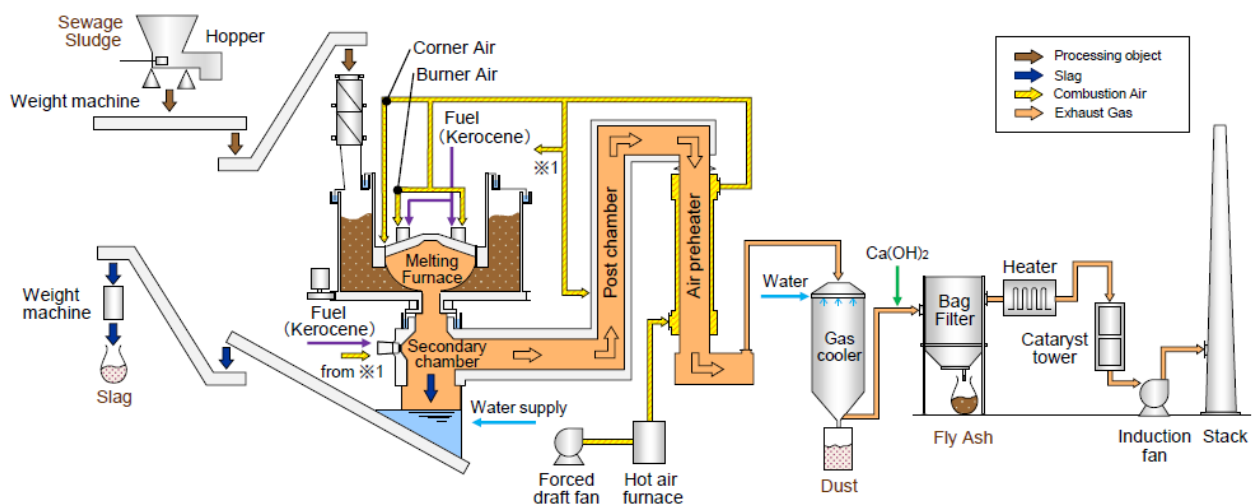


Abbildung 18: Kubota Pilotanlage in Osaka

P_2O_5 liegt im Produkt überwiegend in zitronensäurelöslicher Form vor, die von HOSHO ea., 2016 als „pflanzenverfügbar“ eingestuft wurde. Die Düngewirksamkeit wurde in Topf-Versuchen mit Reis als Testpflanze untersucht und entspricht annähernd der von Tripelsuperphosphat (TSP).

Durch die hohen Temperaturen wird Cd fast vollständig abgetrennt. Der Transfer der Elemente Pb und Zn in das Rohgas beträgt in der Pilotanlage zwischen 89% und 95% der Input-Fracht.

Die von HOSHO ea., 2016 angegebene Recyclingquote für Phosphor RC_{KS} beträgt 89,6% und stimmt mit früheren Labor-Versuchen überein. Verluste von ca. 9,1% wurden der Bildung von FeP und Fe-Metallpartikeln welche P in der Metallmatrix binden zugeordnet. Der P-Austrag im Rohgas beträgt ca. 1,3% der P-Fracht im getrockneten Klärschlamm. Durch Umrechnung erhält man eine Recyclingquote RC_{ZUL} von knapp über 80%, bezogen auf den P-Input der Kläranlagen.

Um die Bildung von FeP zu unterdrücken und eine gute Pflanzenverfügbarkeit zu erreichen wird die im dritten Testlauf gewählte Rezeptur empfohlen. Bei diesem Testlauf wurden der trockenen Asche 2,7% Fe_2O_3 und eine nicht näher bekannte Menge an $Ca(OH)_2$ zugegeben. $Ca(OH)_2$ wird auch in der an die Nachbrennkammer anschließende Abgasreinigung benötigt.

Die Energiebilanz wurde nicht publiziert. Als Zusatzbrennstoff wird Kerosin eingesetzt.

9.2.2 Outotec / Ash Dec

Literaturquellen: EGGLE et al., 2014b, P-REX, 2015a, HERMANN, 2013, HERMANN, 2015

Beim Ash Dec-Verfahren wird Klärschlammasche aus Monoverbrennungsanlagen durch einen thermochemischen Prozess von Schwermetallen entfrachtet. Der Dampfdruck der Schwermetallverbindungen und der Phosphor-Aufschluss in der KSA werden durch gezielte Zugabe von anorganischen Additiven (Chloride, Sulfate, Sulfite) erhöht. In WSF-Monoverbrennungsanlagen kann die Asche noch heiß aus dem Zyklon übernommen werden (HERMANN, 2013, HERMANN, 2015). Der thermische Trennprozess wird in einem Drehrohr (ähnlich einem Kurztrommelofen) durchgeführt.

Das Ash Dec Verfahren wurde in den Jahren 2004 bis 2007 von der Firma Ash Dec Umwelt AG entwickelt und 2006/2007 in einer Pilotanlage in Leoben (Kapazität 7 t Asche/d) getestet. Mittlerweile wurde das Verfahren in modifizierter Form von der finnischen Firma OUTOTEC übernommen, und es wird als integraler Bestandteil von thermischen Schlammbehandlungsanlagen angeboten.

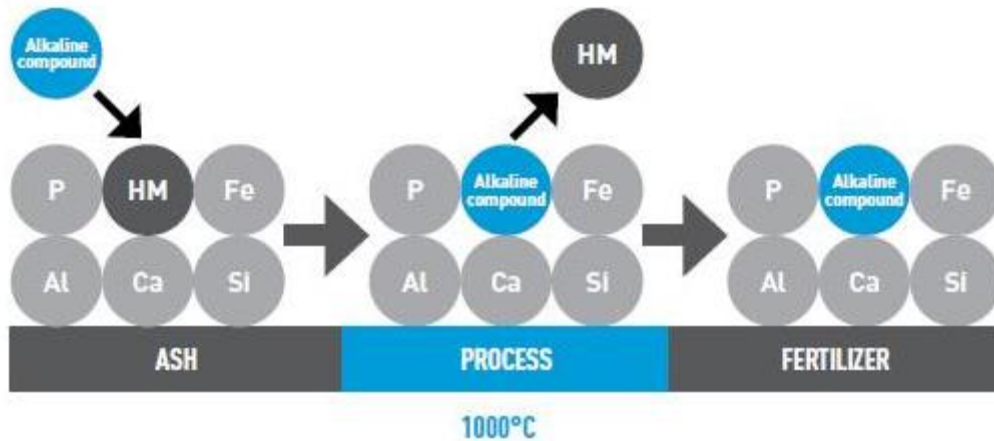


Abbildung 19: Wirkungsprinzip thermochemischer Prozess

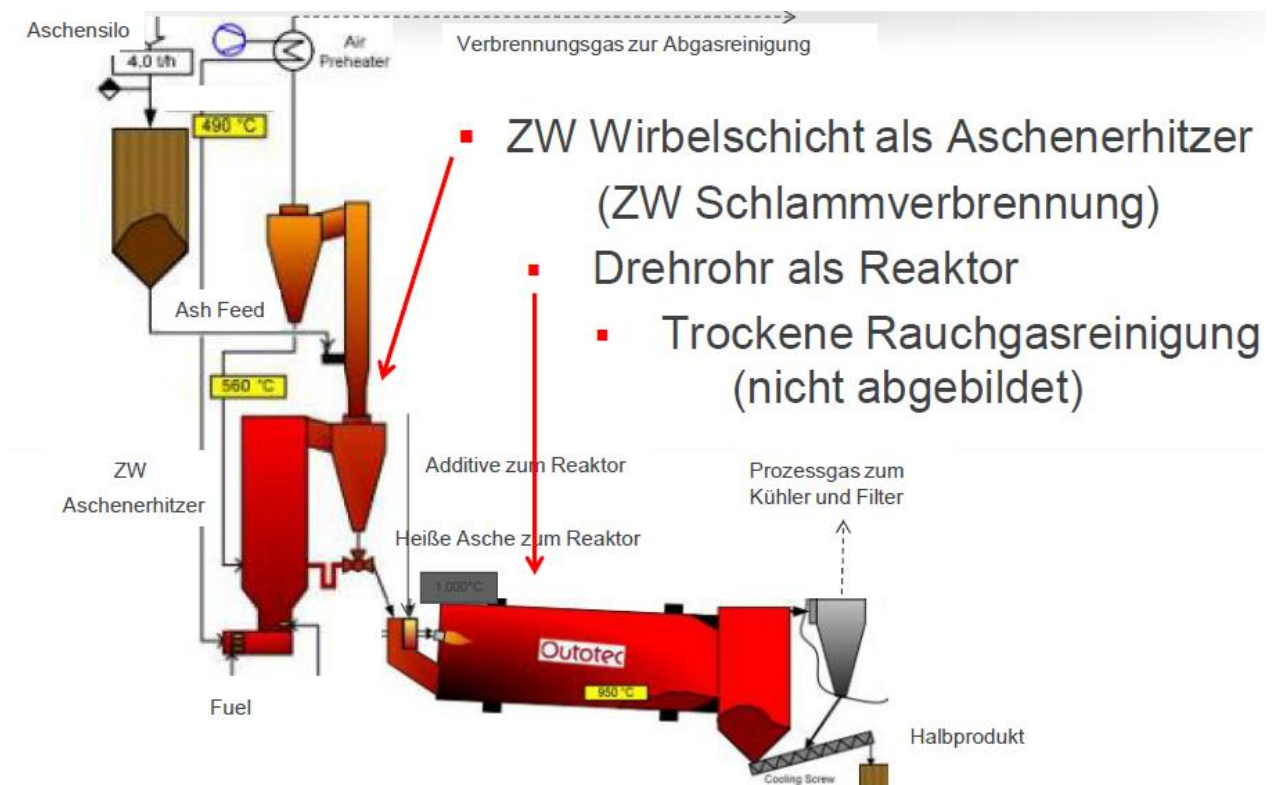


Abbildung 20: OUTOTEC Prozessschema (aus: HERMANN, 2013)

HERMANN, 2013 gibt hierbei einen Temperaturbereich von ca. 950°C an. Im Rahmen des im EU-Projektes „P-REX“ publizierten Factsheet (P-Rex 2015a) wird ein Temperaturbereich von 900 - 1000°C angegeben. Als Brennstoff kann eine Kombination aus getrocknetem Klärschlamm und Erdgas zum Einsatz kommen.

Als Additive wurden in der ersten, historischen Verfahrensvariante insbesondere Magnesiumchlorid (MgCl_2) oder – in der zweiten Variante der ASH DEC Prozesses - Soda (Na_2CO_3), Natriumsulfat (Na_2SO_4) und/oder Natriumsulfit (Na_2SO_3) genannt.

Variante 1 (historisch): Durch die Zugabe von Chlorid (z.B. MgCl_2) wird die Verdampfungstemperatur einiger Schwermetalle (z.B. Cd, Pb) deutlich verringert. Flüchtige Schwermetalle werden in einem Filter erfasst.

Variante 2a: Durch die Zugabe von Soda (Na_2CO_3) kann die Umwandlung des in Asche vorhandenen, schwer verfügbaren Ca-P in Ca-Na-Phosphat (Buchwaldit) erreicht werden. Diese thermische Behandlung mit Soda ist auch für den Aufschluss von Ca-P-reichem Erzkonzentrat bereits seit Jahrzehnten in Verwendung („Rhenania-Verfahren“).

Variante 2b: Es wird trockenes Natriumsulfat und ein Reduktionsmittel in das Drehrohr zugegeben. STEMANN ea., 2015, haben aufgezeigt dass Soda durch das kostengünstigere Natriumsulfat ersetzt werden kann. Es ist stets ein stöchiometrischer Überschuss des Na-Reagens erforderlich (mehr als 2 facher Überschuss), weil Soda oder Natriumsulfat in einer Nebenreaktion auch mit SiO_2 bzw. Silikaten reagiert.

Variante 2c: Es wird trockenes Natriumsulfit und eine geringe Menge an $\text{Ca}(\text{OH})_2$ sowie getrockneter Klärschlamm zugegeben (HERMANN, 2013). Bei Verwendung eines Na-hydrogencarbonat-Wäschers am Standort der Verbrennungsanlage (zur Eliminierung von SO_2 aus dem Rohgas der Klärschlammverbrennung) kann aus dem Waschwasser Na_2SO_3 gewonnen werden und damit einen Teil des primären Na_2SO_3 ersetzen (HERMANN, 2013).

Die Verfahrensvariante mit Na_2SO_4 als Zusatz und getrocknetem Klärschlamm als Reduktionsmittel wurde in einem zweiwöchigen Demonstrationsversuch (20-30 kg/h) in Kooperation mit der Firma „IBU-tec advanced materials AG“ in Weimar erprobt. Es wurden hierbei im Jahr 2014 ca. 2 t P-Dünger hergestellt (P-REX, 2015a).

Hinsichtlich des Energie- sowie Hilfsmittelbedarfes liegen zum ASH DEC Prozess bei HERMANN, 2013, EGGLE ea., 2014 und P-REX, 2015a deutlich unterschiedliche, teilweise auch widersprüchliche Daten vor.

EGGLE ea., 2014 gibt für die AshDec Variante 1 und einem Szenario, genannt „SUSAN“, in dem die AshDec Variante 1 mit der Herstellung eines NPK-Sekundär-Düngers kombiniert wird, folgenden Energiebedarf an:

- Gas: von kalter Asche ausgehend: 580 kWh/t
Von heißer Asche ausgehend: 310 kWh/t
SUSAN Szenario: 930 kWh/t
- Strom: von kalter Asche ausgehend: 80 kWh/t
Von heißer Asche ausgehend: 107 kWh/t (ca. $\frac{1}{4}$ der Gesamt-Energie)
SUSAN Szenario: 192 kWh/t

Bei „SUSAN“ ist zusätzlich ein Mischvorgang, eine Granulierung und Trocknung des NPK-Sekundärdüngers erforderlich.

Für AshDec Variante 2b gemäß P-REX, 2015a, bezogen auf die recycelte P-Masse:

- Gas: 5,2 (kWh/kg P_{RC}) (getrennt von der Verbrennung)
3,5 (kWh/kg P_{RC}) (integriert in die Verbrennung)

- Strom: 0,8 bis 0,9 kWh/kg P_{RC})
- Hilfsmittel: 3,3 (kg Na_2SO_4 /kg P_{RC})
1,3 (kg/dried sludge/kg P_{RC})
0,1 (kg $Ca(OH)_2$ /kg P_{RC})
0,1 (kgNaOH/kg P_{RC})

Für AshDec Variante 2c, gemäß HERMANN, 2013:

- Energiebedarf gesamt: 400 bis 850 kWh/t Asche
- Hilfsmittel: 371 kg Na_2SO_3 /t Asche
137 kg getrockneter Schlamm/t Asche
13,7 kg trockenes $Ca(OH)_2$ /t Asche

Hinweis: Der Hilfsmiteileinsatz und Asche-Input wird bei HERMANN, 2013 in der Dimension [kg/h] bezogen auf 13.800 t Asche pro Jahr, angegeben. Diese Angaben werden hier in die Dimension [kg Hilfsmittel-TS/t Asche] und nachfolgend in Kapitel 12.1.8 auch in die Dimension [kg Hilfsmittel/t Klärschlamm FS] umgerechnet.

Da in Südtirol Erfahrungen mit dem Betrieb von Abgasreinigungssystemen vorliegen, welche Na_2SO_3 -Lösungen generieren (MVA Bozen – Na_2HCO_3 -System), wurde in der vorliegenden Studie entschieden, die Variante 2c des AshDec-Verfahrens zu modellieren, welche Na_2SO_3 als Hilfsmittel für die thermische Aschebehandlung einsetzt.

Folgende Aktivitäten der OUTOTEC sind ebenfalls im Kontext des P-Recyclings von Interesse (OUTOEC, 2017):

- Die Fa. OUTOTEC hat gemeinsam mit dem finnischen Unternehmen Ecolan (Suomen Ekolannoite) ein Klärschlamm-Behandlungskonzept für die Finnische Stadt Nokia entwickelt. Dabei bringt Ecolan ihr technische Sparte „Granulierung“ in das Projekt mit ein.
- Es besteht bei OUTOTEC seit 2016 eine Kooperation mit der Fa. Thermo-System GmbH, welche Trockner für Klärschlamm vertreibt.
- Für die DESMET BALLESTRA S.p.A., Mailand wird eine Solventextraktions-Anlage zur Reinigung von Phosphorsäure geplant und geliefert. Diese Anlage soll in Ägypten zur Aufbereitung von Roh-Phosphorsäure eingesetzt werden, welche dort aus minderwertigerem Erzkonzentrat gewonnen wird.
- Die Erzeugung eines NPK-Düngers aus dem AshDec-Produkt und Nitraten sowie K-Salzen wurde in einer Pilotanlage der LONZA AG in Visp (CH) erprobt.

9.3 Klärschlammasche - Extraktionsverfahren

9.3.1 Leachphos

Das Leachphos®-Verfahren wurde von der BSH Umweltservice GmbH entwickelt. In einer Demonstrations-Anlage (EWB Bern) wurde die nasschemische P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche in Anlehnung an das FLUWA-Verfahren (saure Flugaschenwaschung) in Zusammenarbeit mit ZAR AWEL in einer Demo Anlage (EWB Bern) verifiziert.

Der BSH-Leachphos-Prozess besteht aus:

- Nasschemischer Extraktion der Asche mit verdünnter Mineralsäure

- Gezielter Schwermetallabtrennung durch reduktive Ausfällung
- Gezielter Fällung des Phosphor-Produktes bei idealen pH-Werten
- Allfälliger Verwertung des ausgewaschenen Klärschlammmasche-Filterkuchens.

In der Demonstrations-Anlage wurden rund 5 t Phosphor produziert, deren Düngewirksamkeit mit Feldversuchen bestätigt wurde. Anstelle eines Einsatzes des Phosphors als Dünger wäre eine Herstellung von Phosphorsäure ebenfalls machbar. Zurzeit werden verschiedene technische und kommerzielle Abklärungen unter der Leitung des ZAR gemacht (BSH, 2016).

Abbildung 21 zeigt den Verfahrensablauf gemäß P-REX, 2015a. Phosphor wird durch Zugabe von Schwefelsäure aus Klärschlammmasche extrahiert. Dabei werden 80-95% des Phosphors in die Lösung überführt. Anschließend wird der pH-Wert mithilfe von Natronlauge oder Kalk erhöht bis die geplante Phosphorfällung erreicht ist. Schwermetalle wie Cadmium, Kupfer und Zink werden nur teilweise gelöst und ausgefällt. Die verbleibenden Schwermetalle im Filtrat werden bei einem pH-Wert > 9 abgeschieden, Kalziumphosphate oder MAP werden gewonnen.

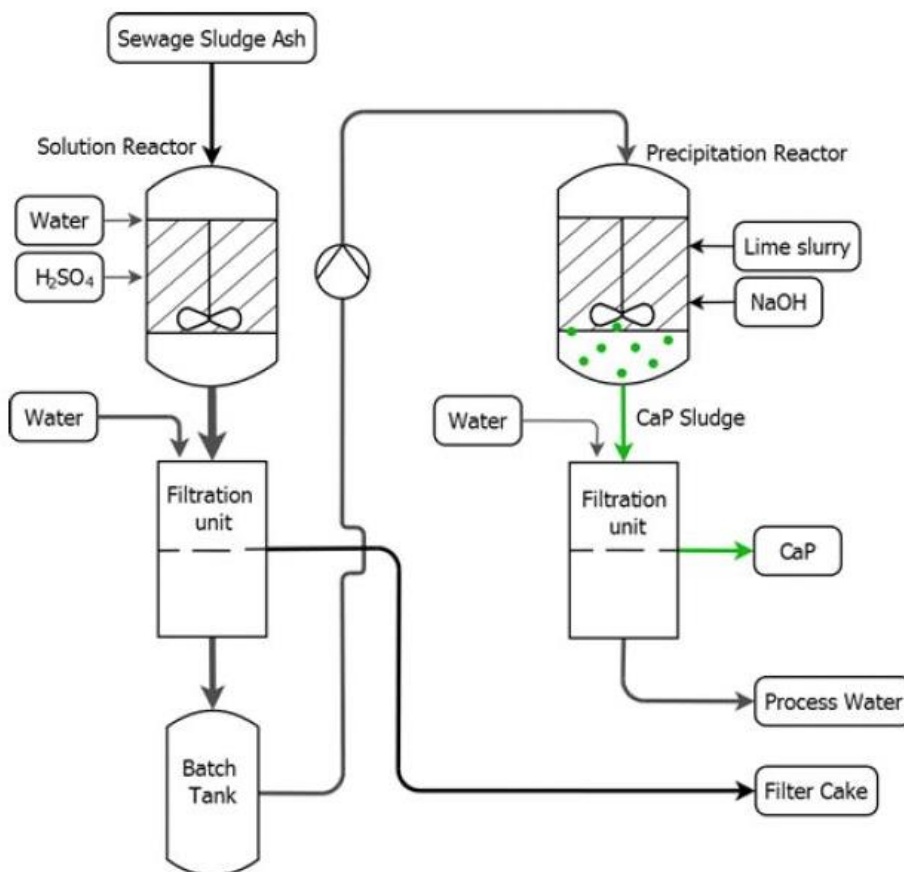


Abbildung 21:Verfahrensschema (Quelle: P-REX, 2015a)

P-Konzentration im Produkt: 20 – 40% P_2O_5 bezogen auf TM
P-Rückgewinnungsrate: 70% (bezogen auf KSA)

Energiebedarf (Strom): 1,6 kWh/kg $P_{\text{zurückgewonnen}}$
Chemikalienbedarf: 5,6 kg H_2SO_4 /kg $P_{\text{zurückgewonnen}}$
(100% Konzentrat) 0,6 kg NaOH/kg $P_{\text{zurückgewonnen}}$
3,9 kg $Ca(OH)_2$ /kg $P_{\text{zurückgewonnen}}$

9.3.2 TetraPhos®

Das REMONDIS TetraPhos®-Verfahren wurde gemeinsam mit der Schwestergesellschaft UCL entwickelt und in der Rostocker Kläranlage von EURAWASSER Nord optimiert (REMONDIS, 2014, REMONDIS, 2015). Seit Juli 2015 ist eine Pilotanlage in Hamburg (HAMBURG WASSER) in Betrieb, die den Nachweis erbracht hat, dass sich Phosphorsäure in einem industriellen Maßstab aus Klärschlammasche gewinnen lässt (CZARNECKI, 2016, LEBEK, 2017).

Für den Standort der Hamburger Klärschlammverbrennungsanlage „VERA“ läuft derzeit ein Genehmigungsverfahren zur Errichtung einer großtechnischen TetraPhos Anlage. Das Genehmigungsverfahren wird voraussichtlich Ende 2017 abgeschlossen sein (LEBEK, 2017).

Das Verfahren beruht auf einer Behandlung von Klärschlammasche mit verdünnter Phosphorsäure. Die Phosphorsäurelösung reichert sich dabei mit dem Phosphatanteil der Asche an und wird anschließend in vier Stufen gereinigt (unter anderem: Ionenaustausch). Mit der gewonnenen RePacid®-Phosphorsäure können durch Kreislaufführung wieder neue Asche-Chargen behandelt werden (Abbildung 22). Gemäß REMONDIS wird keine neue, konventionell hergestellte Phosphorsäure zum Auflösen benötigt.

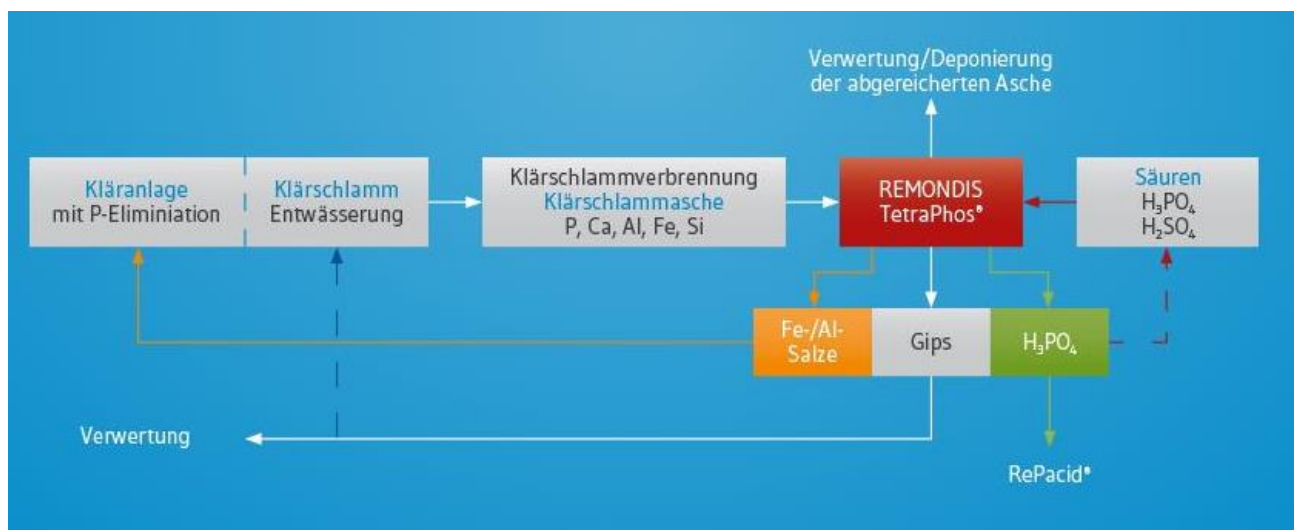


Abbildung 22: TetraPhos®-Verfahren – Einbindung in bestehende Infrastruktur

Die TetraPhos® Ausbeute wird von der eingesetzten Asche beeinflusst und beträgt auf der Pilotanlage mehr als 80% (87 bis 95%) (CZARNECKI, 2016).

Angaben über Energiebedarf und Hilfsmiteileinsatz wurden unserem Institut im Juni 2017 von Hr. Prok. Dr. M. LEBEK telefonisch übermittelt. Dabei ist zu beachten, dass sowohl der Energiebedarf als auch der Hilfsmiteileinsatz von der Zusammensetzung der jeweiligen Asche, insbesondere von deren Ca- und P-Gehalt abhängen, sowie vom Zielwert für die Konzentration des gewonnenen H_3PO_4 -Produktes. Die von LEBEK für einen P-Gehalt der Asche von 8,5% P geschätzten Mengen sind (LEBEK, 2017):

- 3 bis 6 MWh_{TH}/t Asche
- 150 bis 250 kWh_{EL}/t Asche
- ca. 200 kg H_2SO_4 (96%-ig) pro t Asche

- HCl zur Regenerierung des Ionenaustauschers „weniger als H_2SO_4 “

Die thermische Energie wird für die Vakuum-Verdampfung des Wassers zur Rückgewinnung der wieder eingesetzten H_3PO_4 und auch für die Gewinnung der Produkt- H_3PO_4 (genannt „RePacid“) benötigt. Das REMONDIS Konzept sieht hierbei vor Niedertemperaturwärme am Standort einer WSF-Monoverbrennung zu nutzen, insbesondere Abwärme aus der Dampfturbine. Die Technik der Vakuum-Verdampfung ermöglicht die Nutzung von Niedertemperaturwärme. Um die oben genannte Energieversorgung des TetraPhos Prozesses (3 bis 6 MWh_{TH} pro t Asche) zu gewährleisten, kann am Standort der Verbrennungsanlage „VERA“ in Hamburg z.B. der Sekundärdruck der Dampfturbine etwas erhöht werden. Dies wäre dann mit einem etwas geringeren Stromertrag der Turbine verbunden. Für einen H_3PO_4 -Gehalt des Produktes „RePacid“ von ca. 50% ist der Energiebedarf moderat bzw. vergleichsweise gering. Besteht jedoch eine verstärkte Nachfrage nach höher konzentrierter H_3PO_4 (z.B. 70%, 80%), dann steigt damit der Energiebedarf.

Es werden keine Hilfsstoffe eingesetzt, die neben den für Säuren typischen Gefährlichkeitskriterien (ätzend, reizend) andere Gefahrenmerkmale aufweisen (LEBEK, 2017).

Die Funktion der eingesetzten HCl ist die Regenerierung des Ionenaustauschers und die Rückgewinnung von Al- bzw. Fe-haltigen Chemikalien, die erneut zur chemischen Phosphatfällung in Kläranlagen eingesetzt werden können. Aus der Zusammensetzung von Klärschlammasche und der Stöchiometrie der Reaktionen kann abgeschätzt werden, dass für 1 t Asche ca. $0,8 \text{ m}^3$ 30%-ige Salzsäure benötigt werden. Da es sich hierbei nur um die Abschätzung der Größenordnung handelt und der Einsatz von HCl teilweise der Rückgewinnung von Fällungschemikalien (und nicht dem P-Recycling) zuzuordnen ist, wird diese Salzsäure-Menge in der vorliegenden Studie bei der weiteren Bewertung des Verfahrens nur indirekt (nicht quantitativ) berücksichtigt.

Die Menge des Reststoffes „Gips“ beträgt ca. 500 kg pro t Asche. Eine stoffliche Verwertung in der Baustoffindustrie wird angestrebt, ist jedoch nicht sicher.

9.4 Herstellung sonstiger Düngemittelfabrikate aus KS-Asche

Gemeinsame Merkmale der hier beschriebenen Verfahren sind:

- Marktreife erreicht bzw. schon großtechnisch umgesetzt
- Die Verfahrensanbieter haben Erfahrung am Mineraldünger-Markt
- Es erfolgt keine extraktive Abtrennung von Phosphor/Phosphat
- Schwermetalle verbleiben im Produkt – es kann jedoch aufgrund der Zugabe anderer Düngemittelkomponenten zu einer Verdünnung (Herabsetzung der Konzentration) kommen.

9.4.1 RecoPhos P38-Prozess und Seraplant

Hinweis RecoPhos P38: Dieses Verfahren ist nicht zu verwechseln mit dem InduCarb bzw. RecoPhos P4 Prozess.

Das **RecoPhos® Verfahren** ist ein von Reco-Phos Consult GmbH entwickeltes und patentiertes Verfahren (Zulassung 2013) zur Aufbereitung von Klärschlammaschen. Mit einem jährlichen Durchsatz von 10.000 t Asche wurde das Verfahren in Deutschland bereits großtechnisch umgesetzt (EGLE ea., 2014b).

Um den in Klärschlammmaschen gebundenen, nicht pflanzenverfügbaren Phosphor aufzuschliessen wird Phosphorsäure (H_3PO_4) zugemischt (Abbildung 23). Nach einer intensiven Mischphase wird das Produkt granuliert getrocknet und mittels Sieben klassifiziert. Das Endprodukt „RecoPHos® P38“ ist ein zertifiziertes und zugelassenes Düngeprodukt in Pelletform. Dieser Prozess entspricht vom Prinzip her der Herstellung von herkömmlichen Triplesuperphosphat aus Phosphaterzen.

Für die Herstellung des „RecoPHos® P38“-Endproduktes sind 1,25 t H_3PO_4 sowie 1,33 t Zuschlagstoffe je t Asche nötig. Nur rund ein Drittel des im Endprodukt enthaltenen Phosphors stammt also aus der Klärschlammmasche (EGLE ea., 2014b sowie Patent DE 10 2010 034 042 B4 vom 17.01.2013). Im soeben genannten Patent werden folgende Zuschlagstoffe genannt:

- Erdalkalisalze, insbesondere Kaliumsulfat K_2SO_4
- Ammoniumsulfat $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$

Als düngewirksame Komponenten im P38-Produkt werden Magnesium-Dihydrogen-Phosphat und Kaliumsulfat genannt (Patent DE 10 2010 034 042 B4, 17.01.2013).

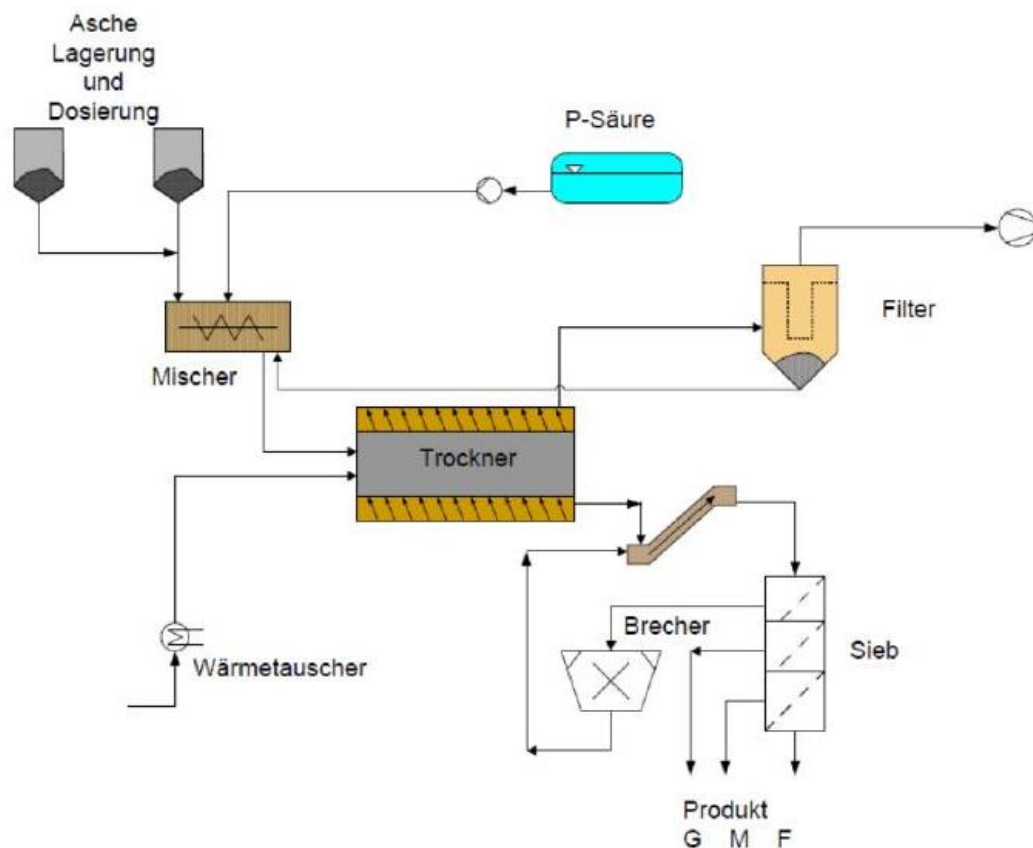


Abbildung 23: Ursprüngliches RecoPhos Verfahren

Seraplant: Technische Schwierigkeiten im Mischer und Trockner wurden beim RecoPhos Verfahren vor allem durch Zementationsvorgänge verursacht, die im Mischgut eintreten. Dies hat zu einer Weiterentwicklung des Verfahrens geführt. Das neue Verfahren „Seraplant“ sieht ebenfalls einen Aufschluss der Asche durch Säure vor, und es besteht technisch gesehen aus (BOHNDICK, 2017):

- Herstellen einer Suspension aus Asche und Säure (Salpetersäure oder Phosphorsäure), allfällig unter Zusatz von anderen Nährstoffen

- Herstellen von Dünge-Granulaten aus der Suspension durch Sprühgranulation, wobei das Wasser verdampft wird

Das heutige Verfahren, gemeinsam von Seraplant GmbH, Jävenitz, DE, mit der Fa. Glattingenieurtechnik Glatt, DE entwickelt soll an einem Standort, der sich zwischen Hannover und Berlin befindet, ab Herbst 2018/Frühjahr 2019 jährlich ca. 60.000 t Dünger (Mono- oder Mehrnährstoffdünger) produzieren. Die geplante Produktionsleistung beträgt von 8-10 t/h. Auch eine Umsetzung in der Schweiz – gemeinsam mit dem Zweckverband Abfallverwertung Bazenheid (Kanton Thurgau, in der Nähe von Zürich) ist in Planung (BOHNDICK, 2017).

Der SERAPLANT Prozess besteht aus:

1. Aufschluss der Asche entweder mit HNO_3 oder H_3PO_4 oder auch mit einem Gemisch dieser beiden Mineralsäuren. Dieser Aufschluss wird so durchgeführt, dass die entstehende Suspension nicht mehr stark sauer reagiert.
2. Granulation und Trocknung dieser Suspension im Sprühgranulator.

Der Energiebedarf des Prozesses beruht vor allem auf dem 2.Verfahrensschritt und beträgt ca. 120 kWh pro t Granulat. Wenn thermische Energie am Standort verfügbar ist, kann diese genutzt werden, oder auch elektrische Energie. Nähere Angaben zum Chemikalienbedarf und zur Prozesstechnik liegen derzeit noch nicht vor.

Die hierbei entstehenden Dünger sind in der Zusammensetzung und Korngröße flexibel. Es können z.B. Granulate der Korngröße 1-2 mm oder auch der Korngröße 2-5 mm hergestellt werden. Es kann sich hierbei um folgende Düngemitteltypen handeln:

- Ca-P Dünger
- Ca-N-P Dünger
- N-P-K (Ca-) Dünger

BOHNDICK, 2017 geht davon aus, dass gemäß den vorliegenden, Voruntersuchungen im Technikumsmaßstab die produzierten Sekundärdünger den aktuellen Anforderungen der deutschen Düngemittelverordnung und auch den perspektivischen Anforderungen der EU-Düngemittelverordnung entsprechen. Die Düngewirksamkeit wurde bereits im Pflanzentest untersucht.

9.4.2 sePura

Die Firma sePura GmbH, Würzburg, vertreibt neben Chemikalien auch Düngemittel aus Primär- und Sekundärrohstoffen. Seit mehreren Jahren werden Klärschlammmaschen (Rostverbrennung) aus mehreren großtechnischen Anlagen, unter anderem der Firma Emter GmbH, Altenstadt, sowie Aschen aus der Klärschlamm-WSF des Zweckverbandes Klärwerk Steinhäule, Neu-Ulm, verarbeitet. Die Aschen werden keinem Aufschlussverfahren unterzogen, sondern durch Additive mit Kalk, Sulfatträgern aus Abfall oder Nährstoffen angereichert (BAYERISCHES LfU, 2015).

Gemäß LEININGER, 2017 ist die derzeitige Praxis (Stand: Juni 2017):

- Variante 1: Meist wird das Phosphat mit handelsüblichem Düngekalk wie Kalkhydrat oder Dolomit gemischt, wobei die Mischung in einem

kontinuierlichen Durchlaufmischer erfolgt. Dadurch wird die notwendige Homogenität erreicht. Das Mischungsverhältnis Kalk zu Klärschlammasche liegt bei ca. 2:1 bis 3:1.

- Variante 2: Besteht die Notwendigkeit, die Klärschlammverbrennungasche pur als Düngemittel auszubringen, muss diese in einem geeigneten Mischer mit ca. 15 bis 25 % Wasser angefeuchtet werden.

Der spezifische Energiebedarf pro t Klärschlammasche liegt im Bereich von 0,3 bis 0,6 kWh/t (LEININGER, 2017).

Die Firma sePura verarbeitet derzeit ca. 20.000 t Klärschlammasche. Die Produkte entsprechen der deutschen Düngemittelverordnung und wurden bereits in einem 2-jährigen Düngeversuch auf phosphatarmen Böden in Thüringen geprüft. Wenn zur Herstellung des Produktes Klärschlamm-Asche aus der Wirbelschichtfeuerung eingesetzt wird, liegt die P-Verfügbarkeit im ersten Jahr ca. 50% bis 70% des in der Asche enthaltenen Phosphors. Die Düngewirkung dauert bis in das zweite Jahr an (LEININGER, 2017).

9.5 Hydrothermale Carbonisierung

Unter hydrothormaler Carbonisierung (HTC) versteht man die Veränderung („Verkohlung“) organischer Materialien in wässriger Phase unter erhöhter Temperatur und erhöhtem Druck. Klärschlamm, Papierschlamm bzw. Biomasse wird in wässriger Suspension unter Druck und Luftabschluss – also in Inertgas-Atmosphäre - bei ca. 160°C bis 240°C (meistens über 200°C) und bei einer festgelegten Verweilzeit, meistens ca. 1h bis ca. 6h lang, erhitzt. Diese Erwärmung unter Druck (bis ca. 25 bar) erhöht im Feststoff die C/O- und C/H-Verhältnisse, wobei Wasser, lösliche organische Stoffe, Ammonium und geringe Gasmengen abgespalten werden. Das Produkt weist einen höheren Kohlenstoffgehalt und Heizwert auf.

Mehrere Verfahrensanbieter betonen, dass die HTC-Produkte deutlich besser entwässerbar sind als die Ausgangsmaterialien. Dies ist auch aufgrund der hydrophoben Grundstruktur des KS-HTC-Produktes (Produkt der HTC wenn Klärschlamm als Ausgangsmaterial verwendet wird) auch zu erwarten.

Pathogene Mikroorganismen werden durch die auftretenden Temperaturen unschädlich gemacht (GLASNER et al, 2011).

Produktnutzungen können sein:

- Verwendung als Brennstoff, da das KS-HTC-Produkt einen geringeren Wassergehalt und höheren Heizwert (sowie höheren Brennwert) aufweist als entwässerter Klärschlamm.
- Bodenverbesserung und Versorgung von Böden mit Nährstoffen, insbesondere P. Dies kann durch Direkt-Aufbringung (bzw. Aufbringung nach Konditionierung) oder auch Indirekt-Aufbringung nach Co-Kompostierung erreicht werden.
- Herstellung von biobasierten Plattformchemikalien, z.B. Produktion von 5-HMF, wenn das Ausgangsmaterial einen hohen Kohlenhydrat-Anteil enthält. KS-HTC-Produkt ist für diesen Zweck wenig geeignet.
- P-Rückgewinnung aus dem Prozesswasser oder dem KS-HTC-Produkt

Die Transferfaktoren für Phosphor (Transfer in den Feststoff und in das Prozesswasser) sind vom Ausgangsmaterial und den Prozessbedingungen abhängig.

Der Prozesstechnische Aufbau besteht (stark vereinfacht) aus:

Vorbehandlung → Erwärmen im Wärmetauscher → HTC Kernprozess → Wärmetauscher → Entwässerung

Als nachgeschaltete Aggregate bzw. Prozesse zur Behandlung/Verwertung des HTC-Produktes können vorhanden sein: Trockner, P-Extraktor, P-Anreicherung/Fällung, Produkt-Konditionierung.

Der Entwicklungsstand der HTC für die Behandlung von Klärschlamm und die unterschiedlichen Optionen HTC für ein P-Recycling einzusetzen werden im Anhang 3 dargestellt.

10 Nachhaltigkeitsbewertung in anderen Studien

In einem eigenen Arbeitsschritt werden die in bestehenden Studien verwendeten Methoden zur ökologischen Bewertung von P-Rückgewinnungsverfahren analysiert, deren Ergebnisse auszugsweise dargestellt und es wurde die von den jeweiligen Autoren gewählte Bewertungsmethodik zur Diskussion gestellt. Es handelt sich hierbei um folgende Studien:

PINNECAMP ea., 2011, LINDERHOLM ea., 2012, EGLE ea., 2014a, EGLE ea., 2016, REMY & JOSSA, 2015, SPÖRRI ea., 2017.

Die Ergebnisse werden im Anhang 4 (eigene Datei) dargestellt und hier in kurzer Form (2 Seiten A4) nochmals zusammengefasst.

Die betrachteten Studien sind alle von hoher Qualität, und die Ökobilanzmethoden werden korrekt und zweckmäßig angewandt. Vor allem in den Projektberichten wird genau auf das methodische Vorgehen eingegangen.

Die Ökobilanzen führen eine systematische Bilanzierung und Bewertung der Stoffflüsse und Wirkungen der Bereitstellung des P-Sekundärdüngers durch. Die Ökobilanzierung bewertet jedoch nicht das Produkt, das produziert wird. Das heißt, wenn die Düngerproduktion bewertet wird, werden die Emissionen, die das Produktionssystem verursacht und die zur Eutrophierung beitragen bewertet, nicht das Eutrophierungspotenzial des Düngers selbst. Das gleiche gilt für Toxizität und andere Umweltauswirkungen. Dieser Umstand muss berücksichtigt werden, wenn die Ergebnisse von Ökobilanzen verwendet werden. In einigen Studien wird daher auf die darauf folgende Verwendung des Phosphors in der Landwirtschaft und deren Auswirkungen zusätzlich eingegangen. Von Bedeutung ist dabei vor allem die Wirkungen auf Böden (insbesondere den durch Schwermetalleintrag verursachte Wirkung).

Allgemein kann festgestellt werden, dass bei komplexen Fragestellung wie der Phosphorrückgewinnung es sich empfiehlt die Ökobilanz mit anderen, qualitativen

und quantitativen methodischen Ansätzen zu ergänzen, um auch Aspekte in die Gesamtbewertung einfließen lassen zu können, die nicht in der Ökobilanz abgebildet werden oder zu denen es derzeit keine solide Datengrundlage gibt.

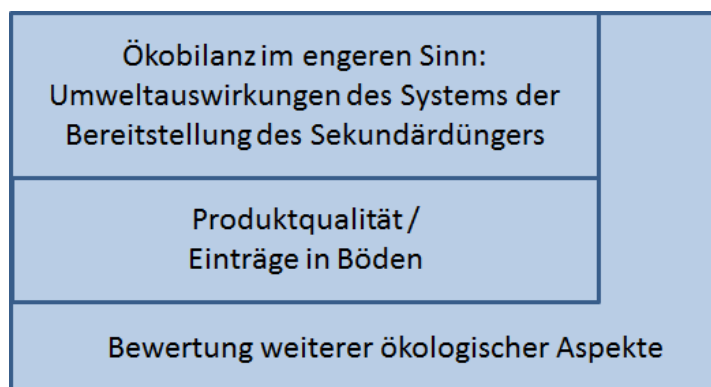


Abbildung 24: Bezug der Ökobilanz zur gesamtheitliche ökologischen Bewertung

Im Allgemeinen handelt es sich bei den bestehenden Studien um ökologische oder gesamthafte Systemvergleiche. Systemdefinition, Jahr der Sachbilanz-Grundlagen („aktueller Stand“), Beurteilungskriterien, Referenzflüsse und Referenzsysteme (falls definiert) sind jedoch unterschiedlich, sodass der direkte Vergleich der Ergebnisse unterschiedlicher Studien schwierig ist.

Der Nutzen eines Phosphor-Recyclings aus Klärschlamm im Sinne der Schonung der natürlichen (geologischen) P-Ressourcen - und der damit verbundenen Verringerung der Emissionen/negativen Auswirkungen der Bereitstellung von Mineraldünger - wird meistens an der P-Masse im Recyclingprodukt gemessen, welches der Düngung in der Landwirtschaft dient. Insofern ist die Masseneinheit Phosphor (kgP bzw. tP) ein zweckmäßiger Referenzfluss der funktionellen Einheit. Alternativ wird der Nutzen auch auf einen Einwohner bezogen werden, der an die Kläranlagen angeschlossen ist (funktionelle Einheit EWG oder EW). Vereinzelt wurden Wirkungen auch auf die Masseneinheit an düngewirksamen Phosphor bezogen. Die Definition der Düngewirksamkeit ist jedoch strittig, und daher wurde bisher in den Ökobilanzen düngewirksamer Phosphor nicht als Einheit für den Referenzfluss verwendet.

Die Nutzung des Sekundärdüngers in der Landwirtschaft, ist nicht immer Teil des betrachteten Systems. Der Nährstoff- und Schadstoffeintrag in Böden wird aber teilweise qualitativ behandelt.

Die meisten Studien verwenden die „P-Recyclingquote“, also eine auf den Kläranlagen-Input oder den Klärschlamm selbst bezogenen Prozentsatz der Rückgewinnung des Phosphors, als Maß für die Produktquantität.

Sachbilanzdaten sind nicht immer vollständig angegeben, was das weiterverwenden für die vorliegende Studie oder für andere Expertisen erschwert. In Summe zeigen die meisten Studien Datenschwachstellen. Dies hängt zum Teil mit dem Pilotcharakter der bewerteten Technologien zusammen. Ein Schwachpunkt einiger Studien ist ferner die nur teilweise Abbildung der Schwermetallgehalte. Das hat einerseits mit der Auswahl der bewerteten Metalle zu tun, teilweise mit dem Setzen der Systemgrenzen. Beispiel: Auf die Verunreinigung primären Phosphors mit Uran wird nur teilweise (also nicht in allen Studien) eingegangen.

11 Methoden der Bilanzierung und Bewertung

11.1 Bewertete Szenarien, Ziel und Methodik der Erstellung der Massen- und Energiebilanzen

Die vorliegende Studie stellt – soweit dies aufgrund des Entwicklungsstandes der P-Recyclingverfahren möglich war - Massen- und Energiebilanzen zur Verfügung, wobei die folgenden Ziele verfolgt werden:

- Bereitstellung von Grundlagen für die Massen- und Energiebilanz innerhalb der matrixbasierten Bewertung (zusammenfassende Bewertung)
- Bereitstellung von Grundlagen für die matrixbasierte Bewertung des Hilfsmittel-Einsatzes („Chemikalieneinsatz“)
- Bilanzdaten für eine mögliche zukünftige Ökobilanz (LCA-Bilanzgrundlagen)
- Möglichkeit der Abschätzung der Kosten für den Chemikalieneinsatz und die Kläranlagen-Rückbelastung durch gelöste, abbaubare Stoffe

Die betrachtete Leistung (funktionelle Einheit) für jede Bilanzierung ist die Bereitstellung von Phosphor für Düngezwecke aus genau 1000 kg (1,0 t) entwässertem Klärschlamm. Gemäß der mittleren Zusammensetzung von Klärschlammasche, der Massebilanz der Verbrennungsanlage in Tobl und den P-Bilanzen der Kläranlagen in Südtirol enthalten 1 t entwässerter Klärschlamm:

- 768 kg Wasser
- 232 kg Trockensubstanz, darin enthalten: 8,0 kg Phosphor (rückgerechnet aus dem Aschegehalt unter Verwendung der Massebilanz einer Wirbelschichtfeuerung, gerundet auf 1 Kommastelle).

Gründe für diese Wahl der funktionellen Einheit (1 t entwässerter Schlamm, und nicht eine Masseinheit recycelter Phosphor) sind:

- Eine Hochrechnung für ganz Südtirol wird erleichtert.
- Dies ist die Form wie Klärschlamm bereits derzeit im Wipptal angeliefert wird.
- In der Vorauswahl der Verfahren als auch in der abschließenden Gesamtbewertung der vorliegenden Studie ist die Recyclingquote für P ein wichtiger Indikator. Falls nun die Stoff- und Energiebilanzen auf die Masseinheit P bezogen werden, dann würde die Recyclingquote gleich dreimal in die zusammenfassende Bewertung einfließen, und zwar direkt als Indikator „Recyclingquote“ und zweimal indirekt durch (scheinbare) Anhebung des Energiebedarfes und der Masseströme an Hilfsmittel. Diese mehrfache Berücksichtigung eines Indikators ist abzulehnen.

Bei der Definition der Szenarien wurde die Vorauswahl der P-Recyclingverfahren (siehe Kapitel 8) berücksichtigt. Als Modell für die Anlagengröße liegt hierbei der Grundgedanke einer Gesamt-Lösung für das Land Südtirol oder auch ein überregionales, viele Kläranlagen umfassendes Phosphor-Verwertungsmodell vor (beispielsweise 2 Anlagen für die gesamte Autonome Provinz Südtirol). Neben einer „effektiven, technisch machbaren und ökologischen Lösung“ für die Rückführung von Phosphor waren bei der Auswahl der zu bewertenden Szenarien auch die Entsorgungssicherheit für die Kläranlagen, die wirtschaftliche Tragfähigkeit, Vermeidung von Dissipation von Schadstoffen, die Schonung des Deponievolumens und die Energieversorgung wichtige Aspekte.

Tabelle 16: Bilanzierte oder bewertete Szenarien

Akronym	Szenario	Beschreibung
1P38	WSF – Seraplant	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, danach Herstellung eines Sekundärdüngers durch Mischen von Asche und Säure, allfällige Zugabe von düngewirksamen Zusätzen, Granulation der Asche-Säure-Suspension
1PCa	WSF – sePURA PCa Dünger	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, danach Herstellung eines Sekundärdüngers durch Mischen von Asche mit Kalk, Dolomit oder Wasser
1HTC+ a)	HTC – WSF – sePURA PCa Dünger b)	Wie 1PCa, zusätzlich wird eine HTC mit dem Ziel der Verringerung des Wassergehaltes und Erhöhung des Heizwertes vorgeschaltet. Durch Mischen der Asche mit Kalk, Dolomit oder Wasser wird ein P-Sekundärdünger hergestellt b)
2LP	WSF – LeachPhos	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, Extraktion der Asche durch pH-Senkung mittels H_2SO_4 , Filtration, P-Produkt-Fällung
2TP	WSF – TetraPhos	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, Extraktion der Asche mittels H_3PO_4 , danach Filtration, Ca-Fällung mittels H_2SO_4 , Ionenaustausch, Eindickung $\rightarrow H_3PO_4$
3AD	WSF – AshDec Na_2SO_3 -Variante (Variante 2c) c)	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, danach Zusatz von Na_2SO_3 und thermische Behandlung der Asche zur Verringerung der Schwermetallgehalte
3KUB	Kubota	Thermische Behandlung des getrockneten Klärschlammes im KUBOTA Reaktor; Schlacke als P-Sekundärdünger
4WSF	ExtraPhos – WSF	Extraktion von P aus Dünnschlamm unter Einsatz von Druck und CO_2 , danach Entwässerung, anschließend Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, <u>keine</u> P-Rückgewinnung aus der eher P-armen Asche d)
4ZEM	ExtraPhos Zementwerk	Extraktion von P aus Dünnschlamm unter Einsatz von Druck und CO_2 , danach Entwässerung, Trocknung (>85% TS), Verwertung als Brennstoff im Zementwerk
4MVA a)	ExtraPhos – Mitverbrennung in MVA	Extraktion von P aus Dünnschlamm unter Einsatz von Druck und CO_2 , danach Entwässerung, anschließend Trocknung und Verbrennung in MVA-Anlage
5MVA a)	Mitverbrennung in MVA	Trocknung und Verbrennung von KS in MVA-Anlage
6KS	Direktaufbringung	Landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes (KS)
a) Diese drei Szenarien wurden ebenfalls bewertet – es liegen aber keine vollständigen Massen- und Energiebilanzen vor. b) Grundsätzlich ist auch eine P-Rückgewinnung aus dem HTC-Prozesswasser oder HTC-Produkt möglich, jedoch noch in einem eher frühen Entwicklungsstadium. Das hier betrachtete Szenario setzt bei der Rückgewinnung aus der WSF-Asche an. c) Die Erläuterung dieser AshDec Variante erfolgt in Kapitel 9.2.2. d) Aus der Asche könnte ebenfalls P rückgewonnen werden, doch ist anzustreben die Recyclingrate RC_{ZUL} im ExtraPhos Prozess zu erhöhen wobei die Asche eher P-arm sein wird. Erweiterte Szenarien z.B. ExtraPhos – WSF – sePURA wurden daher nicht modelliert.		

Für die WSF wird eine Teiltrocknung des entwässerten Schlammes am Standort der WSF auf einen TS-Gehalt von 42% (WG: 58%) als Modell angenommen, um eine selbstgängige Verbrennung des Klärschlammes zu erreichen. Die Trocknung am Standort der WSF hat gegenüber einer Trocknung am Standort der Kläranlage (falls WSF und Kläranlage unterschiedliche Standorte aufweisen) den Vorteil einer günstigeren Energiebilanz. Dies ergibt sich gemäß BAUMANN ea., 2002 aus der besseren Energienutzung der Brüdenwärme am Standort der Verbrennungsanlage. Szenarien der Trocknung bei der Kläranlage (Trocknung mittels Faulgasverbrennung und Zusatzfeuerung, Trocknung mittels Faulgasverbrennung und Einsatz elektrischer Energie) werden aus diesem Grund - und weiters um die Anzahl der Szenarien überschaubar zu halten – hier nicht dargestellt.

Die Methodik der Bilanzierung wird in Abbildung 25 dargestellt. Als Input wird in jedem Szenario die gleiche Menge an mechanisch entwässertem Klärschlamm verwendet. Die Kennwerte des Klärschlammes (Wassergehalt 23,2%, Heizwert 11,5 MJ/kg, enthaltene P-Masse: 8 kg P) werden modellhaft für die gesamte Region Südtirol konstant gehalten.

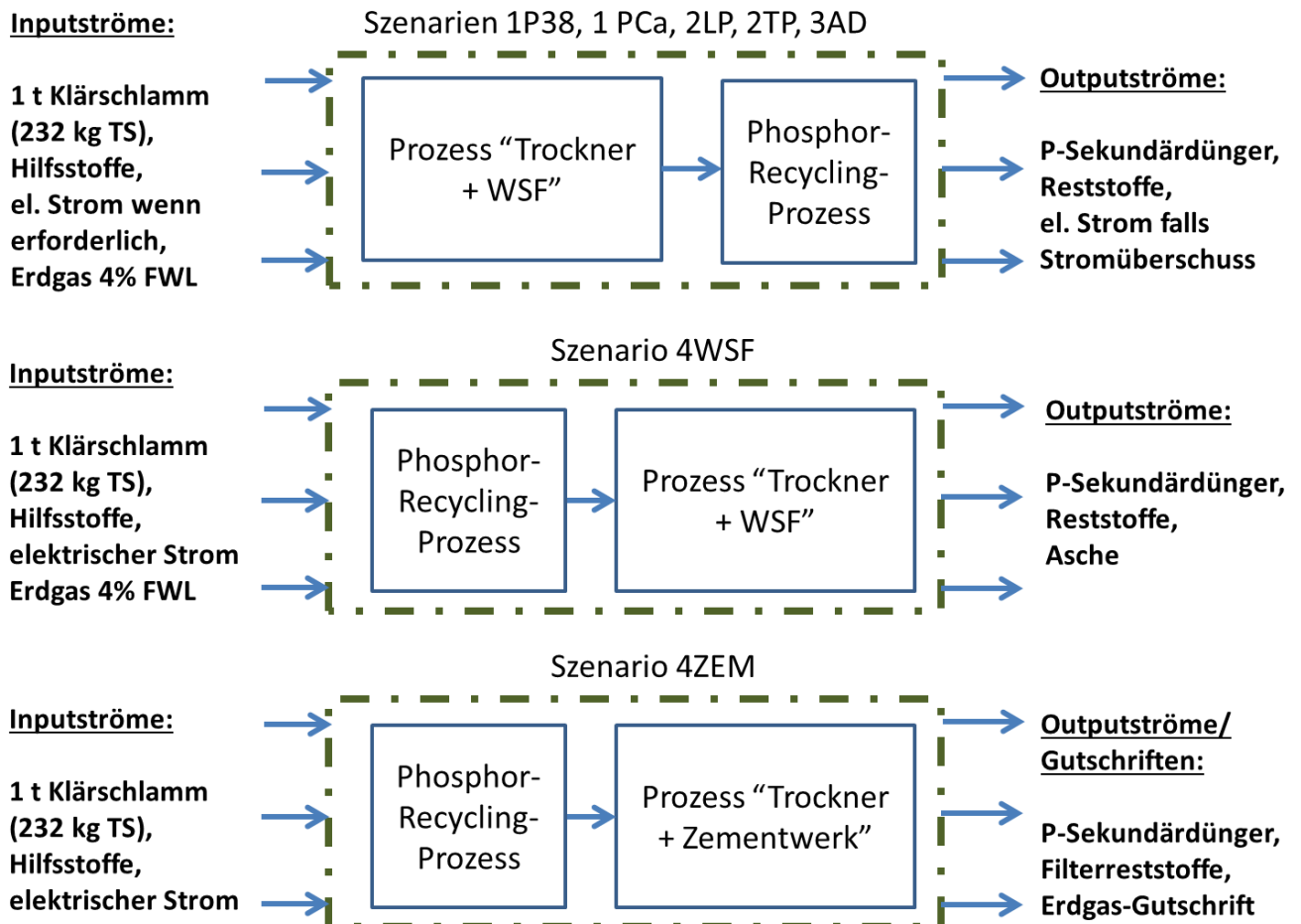


Abbildung 25: Methodik der Bilanzierung (gilt für 7 der insgesamt 8 Szenarien)

Der Bilanzrahmen umspannt im Allgemeinen den komplexen Prozess „Trockner + WSF“ und den Prozess, der aus dem Stoffstrom den P-Sekundärdünger abtrennt (genannt Phosphor-Recycling-Prozess). Ziel der Bilanzierung ist die Ermittlung der Energieflüsse (Bedarf bzw. Gutschriften) und der wichtigsten Masseströme für die

In der Literatur vorhandene, auf den rückgewonnenen Phosphor bezogene Bilanzdaten wurden jeweils so umgerechnet, dass sämtliche Masse- und Energieflüsse für genau für 1 t Klärschlamm-Feuchtsubstanz (23,2%TS) ermittelt wurden. Beispielsweise erfolgte die Umrechnung bei den Bilanzen 2LP und 3AD in folgender Weise:

$$B_{KSFS} = B_{LIT} * P_{RC}$$

B_{LIT} In der Literatur genannter Bilanzwert, bezogen auf die Masseinheit recycelten Phosphor [kg/kgP] bzw. [kWh/kgP]

B_{KSFS}In der vorliegenden Studie verwendeter Bilanzwert [kg/tFS] bzw. [kWh/tFS]

P_{RC}Im gewonnenen Sekundärdünger enthaltene P-Masse, wenn genau 1 t (1.000 kg) Klärschlamm-FS (23,2%TS) verarbeitet wird [kg].

Unterschiedliche Bilanzdaten aus der Literatur wurden verglichen und bewertet, und es wurde in einzelnen Fällen auch eine chemisch-physikalische Plausibilitäts-Betrachtung durchgeführt.

11.2 Komplexität des P-Recyclingverfahrens

In der vorliegenden Studie wird nicht die Komplexität des Gesamt-Systems der Klärschlammbehandlung, sondern nur die Komplexität des eingesetzten P-Recyclingverfahrens bewertet. „Komplexität“ wird in bestehenden Bewertungsstudien (PINNECAMP ea., 2011, EGGLE ea., 2014, BAFU, 2017) vor allem als Grad des technischen Aufwandes verstanden. Bei geringerer Komplexität wird eine höhere Zuverlässigkeit und Robustheit erwartet (PINNECAMP ea., 2011). Sicherheitstechnische Aspekte wurden in bisherigen Studien nicht angesprochen, sollten jedoch bei der Einstufung der Komplexität ebenfalls (zumindest indirekt) beachtet werden.

In der vorliegenden Studie wird eine 4-stufige Skala verwendet.

- Kategorie 1 – geringe Komplexität: Die P-Rückgewinnung erfolgt in wenigen, technisch einfachen Schritten, bei Raumtemperatur oder unterhalb von 100°C und bei Normaldruck bzw. unterhalb von 1,5 bar (150 kPa).
- Kategorie 2 – mittlere Komplexität: Zur P-Rückgewinnung wird zumindest ein technisch anspruchsvoller Schritt verwendet oder es werden viele technisch einfache Schritte aneinander gereiht.
- Kategorie 3 – eher hohe Komplexität. Zur P-Rückgewinnung werden zwei oder mehrere technisch anspruchsvolle Schritte verwendet. Eine Einstufung in die Kategorie 3 erfolgt weiters, wenn zumindest ein Verfahrensschritt hohe Temperaturen zur Abtrennung von Schwermetallverbindungen einsetzt (z.B. >800°C). In diesem Fall ist auch eine Abgasreinigung für das aus dem Trennprozess stammende Rohgas erforderlich.
- Kategorie 4 – hohe Komplexität. Diese Kategorie wurde bereits durch die Vorauswahl der Verfahren eliminiert, z.B. superkritische Oxidation des Klärschlammes, z.B. Mephrec-Verfahren.

Wenn kein Trennverfahren eingesetzt wird, welches den Klärschlamm bzw. die Klärschlammmasche in einen Sekundär-P-dünger und einen Reststoff auftrennt, dann wird die Komplexität der geringsten Stufe – also Kategorie 1 – zugeordnet. In diesem Fall – beispielsweise bei der direkten Ausbringung von Asche oder Herstellung von

NKS-Dünger - ist allfällig ein Mischvorgang, eine Siebung oder eine Granulierung erforderlich. Die zuletzt genannten Prozessschritte werden allesamt als „technisch einfach“ eingestuft wird (entsprechendes technisches Wissen ist jedoch auch hier erforderlich).

11.3 Massenbilanz, Energiebilanz

Betrachtet wird die Massen- und Energiebilanz im Gesamtsystem, bestehend aus Trocknung, einem thermischen Prozess inklusive Abgasreinigung und dem Phosphor-Recyclingprozess.

Die Erstellung der Feststoff- und Wasserbilanz bildet die Grundlage für die weitere Erarbeitung der Energie- und Massenbilanzen. Diese wird zunächst am Beispiel der Szenarien 1P38 und 1PCa erläutert, weil die Prozesskette Trocknung – Wirbelschichtfeuerung auch in den Szenarien 2LP, 2TP und 3AD vorkommt und weil die Szenarien vielschichtiger sind.

11.3.1 Grundlegende Betrachtung der Feststoff-, Wasser- und P-Bilanz

Ausgangspunkt der Behandlung sind 1.000 kg Klärschlamm-FS mit einem Wassergehalt von 23,2% und somit 232 kg Trockensubstanz und 768 kg Wasser. Die in der Klärschlamm-Trockensubstanz enthaltene P-Masse wird mit 8,0 kg P festgelegt, weil sich bei dieser P-Input-Masse nach der WSF ein P-Gehalt von 8,5% ergibt, welcher dem P-Gehalt von Klärschlammasche in Südtirol entspricht ($7,9 / 92,8 = 8,51\%$). Dieser P-Gehalt bzw. diese P-Masse ist auch konsistent mit internationalen Angaben zum P-Gehalt von Klärschlammaschen und Klärschlämmen. Die Wasser-, Feststoff- und Phosphorbilanz wird am Beispiel der Szenarien 2a und 2b dargestellt.

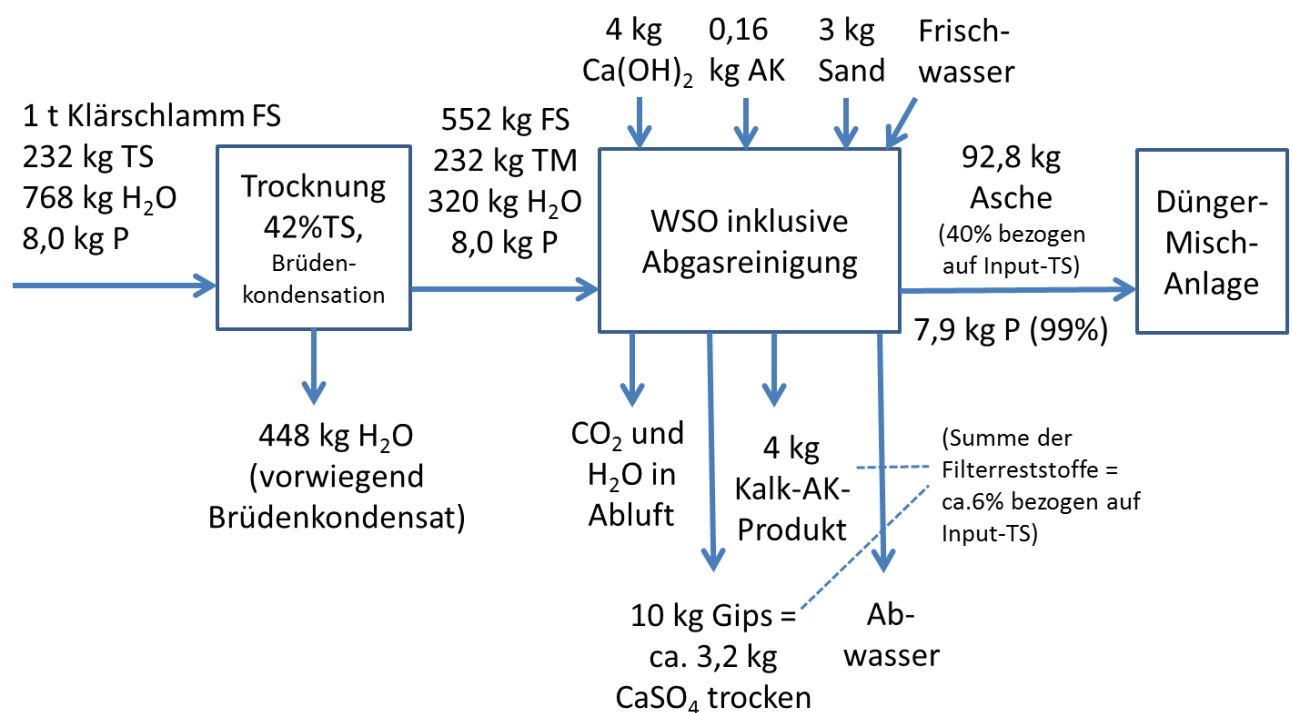


Abbildung 27: Szenarien 2a, 2b: Wasser-, Feststoff- und Phosphorbilanz

Die Trocknung muss eine Wassermasse von 448 kg entfernen, damit ein TS-Gehalt von 42% erreicht wird (angenommener Auslegungs-WG der Wirbelschichtfeuerung = 42%). Die Klärschlamm-Masse nach der Trocknung beträgt 552 kg FS.

Im Brüdenkondensat sind Spuren von P-Verbindungen vorhanden. HOLINGER AG, 2011 geht von einem P-Gehalt der Brüden von ca. 10 mg/l aus. Daraus kann abgeschätzt werden, dass der P-Verlust im Trockner weniger als 0,1% der P-Fracht im Klärschlamm beträgt. Dieser geringe Verlust wird vernachlässigt.

Hilfsstoff-, Aschen- und Reststoffmassen der Wirbelschichtfeuerung wurden aus folgenden Daten hergeleitet:

- KRÜGER & ADAM, 2015, stellten für 23 Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen in Deutschland einen mittleren Ascheanteil von 41% fest, bezogen auf die Input-Trockensubstanz. Die Bandbreite erstreckt sich dabei von 21% bis 67%, wobei die höchsten (z.B. <30%) und geringsten Ascheanteile (z.B. >55%) jedoch durch die Mitverbrennung industrieller Schlämme in wenigen Anlagen geprägt und damit untypisch für kommunalen Klärschlamm sind.
- Erneut auf die Input-Trockensubstanz bezogen geht die Variantenstudie der HOLINGER AG, 2011 von einem Ascheanteil im Klärschlamm von 45% aus.
- Die zur Aufrechterhaltung des Sandbettes nötige Masse (ca. 3 kg Sand für 1 t Klärschlamm-FS bzw. für 232 kg Klärschlamm-TS) wurde aus Güterflüssen von EGLE ea., 2014 berechnet.
- PÖYRY, 2016 gibt bei einem Klärschlamm-Input von 4 tTS/h folgende Reststoffmengen (Filterreststoffe) für den Betrieb einer WSF an: 174 kg/h Gips und 60 kg/h Herdofenkoks-Reaktionsprodukt. Umgerechnet auf 1 t Klärschlamm-TS ergeben sich 58,5 kg/tTS Filterreststoffe. Der Filterreststoff aus dem Elektrofilter ist in dieser Masse noch nicht enthalten.
- Die Münchner Stadtentwässerung gibt als jährliche Reststoffmengen für die WSF-Anlage „Gut Großlappen“ (Kapazität 22.000 t Klärschlamm-TS) an: 450 t Kalk-AK-Produkt und „bis zu 1.000 t Gips“.
- Aschegehalte einzelner Proben von getrocknetem Klärschlamm aus den Kläranlagen Tramin, Meran und Bozen (PALMITANO, 2017) im Labor: 30,5%, 33,7% und 34,7%.

Letztendlich wurde als Annahme für die Massenbilanz der WSF in der vorliegenden Studie ein Gesamt-Reststoffanteil von 46% verwendet, der sich wie folgt auf den als verwertbaren Ascheanteil (welcher beinahe 100% der P-Fracht enthält) und die schwefel- sowie schwermetallhaltigen Filterreststoffe verteilt:

- 40% Für ein P-Recycling verwertbare Asche, bezogen auf die Input-TS
- 14 kg Filterreststoffe (gerundet) pro t Klärschlamm-Feuchtschubstanz, dies sind bezogen auf die Input-TS rund 6%

Nach der Prozesskette Teiltrocknung – WSF ergibt sich eine Aschemenge (verwertbare Asche) von 92,8 kg (9,28%, bezogen auf die Input-Feuchtschubstanz der Prozesskette). Die P-Verluste sind - aufgrund des Verhaltens von P-Verbindungen bei der Verbrennung Ca-haltiger Abfälle - sehr gering und wurden grob mit 1% abgeschätzt (= ca. 0,1 kg). Es wird dabei eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Brennstoffes vorausgesetzt, sodass im Modell die Bildung von elementarem Phosphor (könnte ins Rohgas transferiert werden) verhindert wird.

11.4 Hilfsmiteileinsatz – Allgemeines zur Methode

Betrachtet wird der Hilfsmittel- bzw. Chemikalieneinsatz im Gesamtsystem inklusive der für die Abgasreinigung eingesetzten Chemikalien. Dies bedeutet, dass sich der Hilfsmiteileinsatz (jeweils bezogen auf 1 t Klärschlamm-FS) aus dem Einsatz aus dem ersten Prozessschritt (z.B. WSF) und dem zweiten Prozessschritt (z.B. Laugungsverfahren für Asche) zusammensetzt. Hilfsmiteileinsätze werden in der Fachliteratur oft auf die Masseneinheit rückgewonnenen P bezogen und wurden entsprechend umgerechnet, um die Massen der Hilfsmittel auf 1 t Klärschlamm-FS zu beziehen.

Für die Wirbelschichtfeuerung wird der Einsatz eines auf Kalkhydrat $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ und Aktivkoks AK (bzw. Herdofenkoks HOK) basierenden Systems der Abgasreinigung angenommen. Filterstäube aus der mechanischen oder elektrokinetischen Entstaubung der Abluft werden dem Asche-Hauptstrom zugeordnet und daher nicht gesondert ausgewiesen. Diese Zuordnung erfolgte nicht aus ökologischer Sicht sondern um die Bilanzierung zu vereinfachen. Die Bilanzen für die Hilfsmittel und Reststoffe der Abgasreinigung in der Verbrennung wurden aus der Studie von PÖYRY, 2016 übernommen. Die von PÖYRY, 2016 angegebenen Daten wurden vorher anhand der Reststoffmengen der Wirbelschichtfeuerungsanlage des Klärwerkes „Gut Großlappen“ (München) überprüft. Ein sehr geringer Einsatz von NaOH in der Abgasreinigung ist vorhanden, konnte jedoch vernachlässigt werden. Angaben über AK-Einsatz und Kalkeinsatz aus HOUILLON & JOLLIET, 2005 sind nicht plausibel, weil sie der Bilanz des Klärwerkes „Gut Großlappen“ widersprechen und weiters, weil diese zu unplausibel großen Gips-Reststoffmengen führen würden.

Um eine möglichst vollständige Bilanz der Trockensubstanz zu erhalten, wurde der Gips-Reststoff aus der Abgasreinigung sowohl in der Dimension „kg Gips feucht“ als auch in der Dimension „kg CaSO_4 trocken“ (trockenes CaSO_4 , ohne Kristallwasser) angegeben. Zur Umrechnung von der Gips-Masse wird ein Wassergehalt des Abgasreinigungsproduktes von 60% angenommen und es wird das im Gips enthaltene Kristallwasser berücksichtigt.

11.5 Reststoffmengen der P-Recyclingprozesse

Daten zu Reststoffmengen sind entweder eher ungenau oder diese wurden von den Verfahrensentwicklern noch nicht bekannt gegeben. Die Reststoffmasse wurde daher im Einzelfall aus der Massenbilanz der Prozesse oder unter Verwendung von chemischer Fachkenntnis abgeschätzt. Hindernisse für die Bewertung sind derzeit:

- Die oftmals optimistische Einschätzung der Verfahrensanbieter dass die Reststoffe stofflich oder thermisch verwertbar wären,
- Die mangelnde Bereitschaft zur Quantifizierung von Reststoffmengen

11.6 Abwasser und Abluft

Für die Bewertung in diesem Bereich wird die zukünftige Anwendung einer Midterm-Lebenszyklusanalyse empfohlen. Es ist davon auszugehen, dass die Übertragung von im Labor gewonnenen Sachbilanzdaten für Abwasser- und Abluftfrachten auf großtechnische Verhältnisse mit großen Fehlern verbunden ist. Die direkte Einbeziehung von Abwasser- und Abluftfrachten ist daher eine Aufgabe zukünftiger Ökobilanzen, sobald belastbare Sachbilanzdaten aus einem großtechnischen Betrieb bzw. einem gut dokumentierten Probetrieb vorliegen. In der vorliegenden Studie

wird nur indirekt auf Basis der Art und Zusammensetzung der Chemikalien und auf Basis von Rest-Löslichkeiten und Emissionsstandards auf potentielle Freisetzen in die Umwelt geschlossen, d.h. die Bewertung von Abwasser- und Abluftfrachten wurde in das Bewertungskriterium „Hilfsmittelinsatz“ integriert.

11.7 Recyclingquote

Gleich wie bei EGLE ea., 2014 wird in der vorliegenden Studie die Recyclingquote auf die in die Kläranlagen eingebrachte P-Fracht bezogen. Wenn die Recyclingquote in Publikationen auf den in den Recyclingprozess eingetragenen Klärschlamm (d.h. dessen P-Fracht) bezogen wird, dann erfolgt die Umrechnung in folgender Weise:

$$RC_{ZUL} = RC_{KS} * 0,9$$

RC_{ZUL} Recyclingquote bezogen auf den P-Input in die Kläranlagen

RC_{KS} Recyclingquote bezogen auf den P-Input des Recyclingprozesses

0,9 Umrechnungsfaktor. Dieser Umrechnungsfaktor ergibt sich aus der P-Eliminierungsleistung der Kläranlagen in Südtirol, die häufig ca. 90% beträgt.

Unter Verwendung von RC_{ZUL} wurden schließlich 4 Kategorien gebildet:

Kategorie 1: $RC_{ZUL} > 80\%$

Kategorie 2: RC_{ZUL} 70% bis 80%

Kategorie 3: RC_{ZUL} 40% bis 70%

Kategorie 4: $RC_{ZUL} < 40\%$

Ebenfalls Kategorie 4: $RC_{ZUL} = 0\%$ (im Szenario 5MVA) weil derzeit keine technische Lösung für ein P-Recycling im Fall der Mitverbrennung in MVA-Anlagen verfügbar ist.

Das ExtraPhos Verfahren könnte nach Verfahrensoptimierung (diese wird derzeit durchgeführt) eventuell die Kategorie 2 erreichen. Die Einstufung erfolgte auf Basis der derzeit vorliegenden Ergebnisse (= Kategorie 3).

Wenn die Recyclingquote in der Literatur auf die eingesetzte Asche bezogen wurde (P-Fracht in der Asche = 100%), dann wird diese Recyclingquote im Ergebnis-Teil dieser Studie mit dem Symbol RC_A gekennzeichnet. Für alle Szenarien mit Wirbelschichtfeuerung gilt: $RC_A \approx RC_{KS}$.

11.8 Methode zum anorganischen Schadstoffeintrag in Böden

Wie bei EGLE ea., 2014 wird die Referenzbodenmethode verwendet. Die Grundidee dieser Bewertungsmethode ist die Berechnung der maximal aufbringbaren Sekundärdüngermenge auf einen Hektar definierten Referenzboden (Berücksichtigung 20 cm Bodenmächtigkeit) mit bekanntem Schwermetallgehalt, sodass eine definierte tolerierbare bzw. kritische Schwermetallfracht gerade nicht überschritten wird. Der Boden wird dabei als geschlossenes System ohne Auswaschungs- oder Verdünnungsmechanismen angesehen. Bei vorgegebener jährlicher P-Aufbringung bewertet diese Methode letzten Endes das Verhältnis Schadstoff:Phosphor im jeweils betrachteten Sekundärdünger.

Für die Referenzbodenmethode werden folgende Annahmen hinsichtlich der Eigenschaften des Bodens, der jährlichen P-Düngung als auch der Hintergrundkonzentration des Bodens getroffen:

- Dichte 1,3 g/cm³

- Mächtigkeit 20 cm
- Bodenmasse 260 kg/m² d.h. Bodenmasse 2.600 t/ha
- Jährliche P-Düngung 40 kg/ha
- Vorhandene Hintergrund-Schwermetallkonzentrationen aus Südtirol wie im Text beschrieben
- Vernachlässigung des Massenzuwachses durch Ca-, Si-, Al-Verbindungen

Als Hintergrundkonzentrationen wurden Mittelwerte von Schwermetallanalysen von 98 Obstbau-Standorten in Südtirol verwendet, konkret der Oberboden 0-20 cm (STIMPFL ea., 2006) und die Analysenwerte aus Königswasserauszügen. Eine Ausnahme stellt das Element Kupfer dar (Cu), weil durch die Verwendung von Cu-Salzen im Weinbau bereits höhere Belastungen im Oberboden vorhanden sind und eine starke Streuung der Messwerte aus Weinbauflächen vorliegt. Hier wurde als Hintergrundkonzentration der Mittelwert von Grünlandflächen in Südtirol verwendet (ebenfalls aus STIMPFL ea., 2006). Diese Mittelwerte wurden zusätzlich mit älteren Bodenanalysen verglichen (ARGE-ALP & ARGE ALPEN-ADRIA, 1999), welche auch zusätzlich die Konzentrationsbereiche und den geochemischen Hintergrund für Arsen (As) dokumentieren.

Als Zielwerte, die nicht überschritten werden sollen wurden die Sanierungsziele aus dem Beschluss der Südtiroler Landesregierung vom 4. April 2005, Nr. 1072 „Bestimmungen über Bodensanierung und Wiederherstellung von verunreinigten Flächen“ übernommen, welche für eine weitere Nutzung als Grünfläche vorgesehen sind (z.B. 2 ppm Cadmium). Obwohl in diesem Beschluss die landwirtschaftliche Folgenutzung nicht angesprochen wird, werden diese Sanierungsziele (Grenzwerte) für Böden hier verwendet, weil einerseits die Grenzwerte vergleichbar mit Regeln auf Bundesland-Ebene in Deutschland und Österreich sind, und weil andererseits auch der spezifische geogene Einfluss von Sedimentgestein (z.B. mehr Cr und Ni in ultrabasischen Gesteinen) im Südtiroler Beschluss Nr.1072 indirekt berücksichtigt wird. Im Vergleich zu EGLE ea., 2014 werden damit in der vorliegenden Studie „strengere“ Zielwerte bei den Elementen Cd und Hg vorgegeben.

Das Element Zink (Zn) wurde nicht bewertet, da bei der angenommenen jährlichen P-Düngung und dem molaren Zn/P-Verhältnis der Klärschlamm-Asche aus Südtirol der jährliche Entzug durch Pflanzen im Allgemeinen die jährliche Zufuhr überschreitet.

Die Berechnung der Schadstoffeinträge erfolgt auf Basis der Zusammensetzung der einzelnen, im Recyclingprozess gewonnenen Sekundärdünger-Produkte. Die Schwermetallkonzentrationen wurden jeweils auf die Masseneinheit Phosphor bezogen, also in mg/kgP angegeben. Das Ergebnis der Berechnung (siehe Kapitel 12.3) drückt aus, wie viele Jahre gedüngt werden kann, bis der kritische Stoffeintrag für das erste Element erreicht wird, wenn der Boden als geschlossenes System betrachtet wird und sich die Schwermetalle stetig akkumulieren.

Tabelle 17: Hintergrundkonzentrationen, Zielwerte, kritische Frachten

Element		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb
Hintergrundkonzentration	mg/kgTM	25	0,51	40	33	0,07	31	51
Zielwert für den Boden	mg/kgTM	40	2	150	120	1	120	100
Hintergrundfracht	kg/ha	65	1,33	104	85,8	0,18	80,6	132,6
Grenzfracht	kg/ha	104	5,2	390	312	2,6	312	260
Kritischer Stoffeintrag (kumulativ)	kg/ha	39,0	3,87	286	226	2,42	231	127
Hinweis zum Hintergrund: Cu in Grünlandboden 0-20 cm; bei Cd, Cr, Hg, Ni, Pb Obstbau 0-20 cm								

Tabelle 18: Schwermetallkonzentrationen der Primär- und Sekundärdünger

Element	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Literaturquellen
Dimension	Dimension jeweils: mg/kgP							
Teilaufgeschlossenes Rohphosphat	56,5	368	875	182	0,2	212	23,1	DITTRICH & KLOSE, 2008
Triple Superphosphat TSP	31,4	313	1153	77,0	0,1	105	74,0	DITTRICH & KLOSE, 2008
Klärschlamm-Asche aus Südtirol	168	62,4	1918	6506	14,6	1094	1894	INSAM ea., 2016
ExtraPhos	<40	<5	n.v.	434	1,1	137	72	BUDENHEIM, 2017
Ostara Pearl	8	4	17	549	n.v.	71	n.v.	EGLE ea., 2014
LeachPhos	n.v.	7	185	4444	4	111	93	EGLE ea., 2014
TetraPhos	4,2	4,2	21,1	14,8	n.v.	12,7	12,7	CZERNIECKI, 2016
Kubota ^{*)}	7,9	6,6	1377	10949	n.v.	794	212	HOSHO ea., 2016
Ash Dec	8,5	7,1	1475	11730	n.v.	844	1589	STEMANN ea., 2016
^{*)} Kubota As, Cr, Cu, Ni: Konzentrationen der erzeugten P-Schlacke wurden aus AshDec Produkt abgeschätzt								

11.9 Methode der Bewertung der Düngewirksamkeit

Diese Methode wird gemeinsam mit den Ergebnissen der Literaturrecherche zur Düngewirksamkeit in Kapitel 12.7 beschrieben.

12 Ergebnisse

12.1 Energie- und Stoffbilanzen der Szenarien

12.1.1 Energieinhalt von Klärschlamm, Grundlagen zur Energiebilanz

Nahezu 100% der mittleren und großen Kläranlagen in Südtirol sind mit Anlagen zur Faulung des Schlammes und Nutzung des Faulgases ausgestattet. Damit wird für den Prozess „WSF“, der im Rahmen der vorliegenden Studie betrachtet wird, von einem entwässerten Faulschlamm ausgegangen. Die Rohschlamm-Verbrennung wäre darüber hinaus in ihrer Energiebilanz ungünstiger (BAUMANN ea., 2002), obwohl der Heizwert größer wäre (BAUMANN ea., 2002, FAULSTICH, 1998).

Zwei Faktoren beeinflussen den Energieinhalt von Klärschlamm:

- Der Wassergehalt
- Der oTS-Gehalt (organische Anteil) der Trockensubstanz

Von THOME-KOZMIENSKY, 1998 wird als Bandbreite für den Heizwert H_i der Trockensubstanz der Bereich zwischen 10,4 und 12,7 MJ/kgTS angegeben. WIECHMANN, 2013 nennt nur einen Wert, nämlich 13 MJ/kgTS. Bei der Planung oder Bewertung von thermischen Systemen wird von 10,0 MJ/kgTS bis 13,3 MJ/kgTS ausgegangen (BAUMANN, 2002, BIOS, 2007, PÖYRY, 2016). Wenn allein die oTS betrachtet wird, dann liegt deren Heizwert bei ca. 23 MJ/kgTS (BAUMANN ea., 2002).

Die Möglichkeit der selbstgängigen Verbrennung von Klärschlamm in Abhängigkeit vom Wassergehalt und oTS wurde bei LEHRMANN, 2011 dargestellt (siehe Abbildung 28). Ob eine selbstgängige Verbrennung möglich ist, hängt dabei auch von der Vorerhitzung der Primärluft ab. Dieser Vorerhitzung sind jedoch Grenzen gesetzt, sodass in der Praxis der Wassergehalt des Klärschlammes der entscheidende Faktor ist, wenn die oTS verfahrenstechnisch durch den Kläranlagenbetrieb, durch die Umwelteinflüsse und das häusliche Abwasser vorgegeben ist.

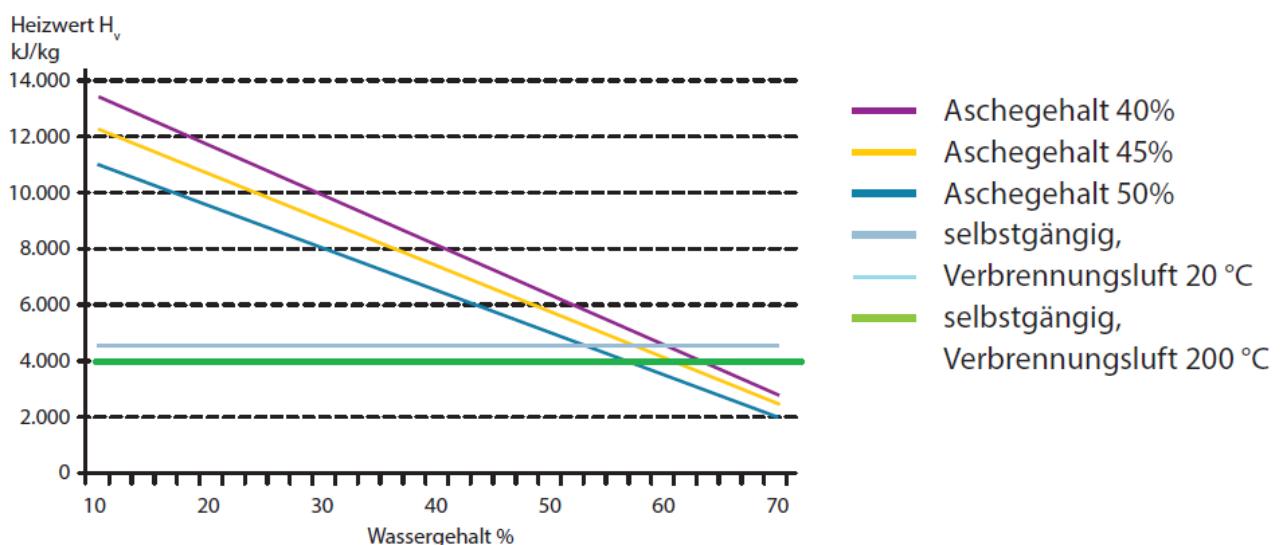


Abbildung 28: Selbstgängige Verbrennung von Klärschlamm (LEHRMANN, 2011, graphisch nachbearbeitet)

Der Heizwert H_i (früher unterer Heizwert H_u , manchmal auch als H_v bezeichnet) ist die bei der Verbrennung maximal nutzbare Wärmemenge, bei der es nicht zu einer Kondensation des im Abgas enthaltenen Wasserdampfes kommt, bezogen auf die Masse des eingesetzten Brennstoffs.

Der Brennwert H_s (früher: kalorischer Brennwert oder oberer Heizwert H_o) ist ein Maß für in einem Stoff enthaltene thermische Energie. Der Brennwert eines Brennstoffes gibt die chemisch gebundene Energie (Reaktionsenthalpie) an, die bei der Verbrennung und anschließender Abkühlung der Verbrennungsgase auf 25°C sowie deren Kondensation freigesetzt wird. Der Brennwert ist identisch mit dem absoluten Betrag der mit negativen Vorzeichen angegebenen Standardverbrennungsenthalpie (thermodynamisch).

Für die technische Planung der Trocknung und der Verbrennung sind jahreszeitliche Schwankungen zu beachten und es sollte ein „Brennstoff-Fenster“ für den Heizwert und den Durchsatz der WSF-Anlage festgelegt werden. Bei dieser Planung sollte auch der Jahresgang des Aschegehaltes des Klärschlammes berücksichtigt werden.

Für die Abschätzung der Energiebilanz der WSF wird in Folge jedoch vereinfacht von Mittelwerten bzw. Medianwerten des Heizwertes und des Durchsatzes der Anlage ausgegangen.

12.1.2 Energiebilanz der Trocknung und stationären Wirbelschichtfeuerung

Die unterschiedlichen Konzepte und standortspezifische Lösungen zur Nutzung der Überschusswärme der Verbrennung von Klärschlamm in stationären WSF-Anlagen lassen sich nicht vereinheitlichen, und es sei vorangestellt dass die Energiebilanz der Prozesskette Trocknung und WSF von folgenden technischen Randbedingungen/Faktoren abhängt:

- Durchsatz der Anlage
- Wahl der Trocknungsmethode (direkt oder indirekt / solar oder nicht-solar)
- Bei solarer Trocknung: Anteil der nutzbaren solaren Wärme am Gesamt-Wärmebedarf der Trocknung
- Einsatz von zusätzlichen Brennstoffen bei der Trocknung
- Art der Brüdenkondensation (Brüden aus der Trocknung),
- Vorhandensein von Einrichtungen zur Auskopplung von Niedertemperaturwärme aus der Brüdenkondensation und Dampf-Kondensation nach der Turbine
- Kondensations-Turbinensystems, Kondensationsparameter
- Nutzungsmöglichkeiten der Niedertemperaturwärme
- Ausschleusung der Überschuss-Energie in Form von Dampf, Wärme oder elektrischem Strom
- Heizwert des Klärschlammes bzw. der Klärschlamm-TS
- Faktoren welche die thermischen Rauchgasverluste und Strahlungsverluste beeinflussen, z.B. Kesselgeometrie, Dampferzeugerfläche, Verweilzeiten, Baumaterialien, gewählte Kondensationspunkte
- Art der Eliminierung von Schadstoffen im Abgas

Dies bedeutet, dass für die Wahl des WSF-Modells Annahmen getroffen werden müssen, die den bewährten Lösungen der Verwertung bzw. Beseitigung von Klärschlamm entsprechen und für die auch Bilanzdaten vorliegen.

Folgende Wärmeverluste im Kessel könnten verringert, aber nie vollständig vermieden werden:

- 1) Thermischer Rauchgasverlust. Dieser ist von Bedeutung und kann mehr als die Hälfte der Wärmeverluste betragen
- 2) Strahlungsverlust
- 3) Chemischer Aschen-Wärmeverlust, z.B. weil Karbonate und Hydroxide thermisch zersetzt werden
- 4) Thermischer Aschen-Wärmeverlust (Wärmeaufnahme der Asche infolge ihrer Masse und Wärmekapazität)

Kleinere Anlagen weisen verhältnismäßig hohe Verlust-Anteile in der Energiebilanz auf, und der Energiebedarf der Einrichtungen (Eigenbedarf) steigt im Vergleich zur Brennstoffwärmeleistung. Somit ist bei Kleinstanlagen nur mehr ein marginaler Energie-Export zu erwarten. Dies wird auch an folgendem Beispiel deutlich, welches vom Ingenieurbüro Friedrich erarbeitet wurde (GLATZER & FRIEDRICH, 2015):

Tabelle 19: Vergleich der Energie-Bilanzen der WSF (+Trocknung) für einen Brennstoff-durchsatz von 30.000 t TS/a und 4.000 t TS/a (aus GLATZER & FRIEDRICH, 2015)

	Zentral	Dezentral	Einheit
Brennstoffdurchsatz	30.000	4.000	t TS/a
Glühverlust	62		%
TS-Gehalt Anlieferung	25		%
TS-Gehalt nach Trocknung	41		%
Heizwert Hu	4.000		MJ/kg OS
Brennstoffwärmeleistung	14.500	1.900	kW
Trocknung	5.200	700	kW
Überschuss Wärmeleistung	6.000	900	kW
Elektrischer Wirkungsgrad	23	13	%
Elektr. Leistung	1.400	120	kW
Stromproduktion	11.000	900	MWh/a
Gestehungskosten gesamt	332.000	56.000	EUR/a
Strombedarf gesamt	6.584	878	MWh/a
Stromeinspeisung	5.000	50	MWh/a

Energiebilanzen für die Klärschlammverbrennung in stationären WSF-Anlagen liegen überwiegend als Planungsdaten vor, und nicht in Form von Energie- oder Umweltberichten bestehender Verbrennungsanlagen. Das Problem einiger Energiebilanzen ist ferner, dass die Klärschlamm-Faulung, Entwässerung und auch die Nutzung des Klärgases im betrachteten System enthalten sind. Infolge schwieriger Allokation (Zuordnung zu Prozessen) der Energieflüsse können Daten aus BAUMANN ea., 2002 sowie die bei OBERMEIER & LEHMANN, 2009 dargestellte Energiebilanz der Klärschlamm- und Faulgasverbrennungsanlage VERA in Hamburg nur bedingt verwendet werden, z.B. zur Abschätzung des elektrischen Eigenbedarfes der WSF (inklusive Strombedarf für die Abgasreinigung). Die bei

DECKER u. MÜLLER, 2014 dargestellte Bilanz ist unvollständig und aufgrund des angenommenen Wassergehaltes des angelieferten Klärschlammes (70%WG) für Südtirol nicht übertragbar.

Tabelle 20: Datenquellen bezüglich Energiebilanz der Klärschlammverbrennung

Daten- quelle	BAUMANN ea., 2002	BIOS, 2007	GLATZER & FRIEDRICH, 2015	DECKER & MÜLLER, 2014	PÖYRY, 2016
Grund- konzept	Entwässerung, Indirekt- trocknung, WSF	40% solare, 60% Abwärme- Trockn., WSF	„Trocknung“ ohne Spezifikation, WSF	Indirekt- trocknung, WSF	Indirekt- trocknung, WSF
Durchsatz	Nicht angegeben ^{*)}	4.000 t TS/a bis 12.000 t TS/a	4.000 t TS/a oder 30.000 t TS/a	100.000 t FS/a, daher 30.000 t TS/a	30.000 t TS/a
Input TS% vor/ nach Trockner	28% / 42% TS	25% / 60% TS	25% / 41% TS	30% / 45% TS	25% / 37% TS (zwei Drittel)
Annahme zum Heizwert H_i	13,3 MJ/kgTS	10 MJ/kgTS	> 10 MJ/kgTS	Nicht dokumentiert	10 MJ/kgTS
BWL Klär- schlamm	Nicht angegeben ^{*)}	1,17 bis 3,5 MW	14,5 MW / 1,9 MW	Nicht dokumentiert	11,1 MW
Energie- überschuss in Form von.....	Elektrische Energie	Nutzwärme	Elektrische Energie	Nutzwärme und elektrische Energie	Elektrische Energie
Anmerkung	^{*)} Die Bilanz wurde auf den Input (auf 1 kgTS) bezogen.	Brüden- kondensation scheint nicht auf	Vermutlich wurde indirekte Trocknung modelliert	30% Input-TS ist verglichen mit der Situation in Südtirol (23,2% TS) deutlich höher	Input der WSF: besteht aus 2/3 teilgetrocknetem Klärs. und 1/3 extern auf 80% TS getrockneter Klärschlamm

Die spezifischen Kosten für kleine Trockner sind darüber hinaus groß, und nur bei größeren Anlagen können zur Erhöhung der Verfügbarkeit zwei Trockner-Linien errichtet werden.

Da die Verdampfungsenthalpie von Wasser und die im entwässerten Klärschlamm enthaltene Wassermenge erheblich sind, muss für die Energiebilanz insbesondere die Energie zur Verdampfung des Wassers genauer als andere Energieterme abgeschätzt werden. Der physikalische Energiebedarf zur Verdampfung von Wasser beträgt rund 720 kWh/tH₂O. Davon zu unterscheiden ist der technische Wärmebedarf, der vom angewendeten Trocknungsverfahren und dessen Wirkungsgrad abhängt.

Der technische Wärmebedarf beträgt, jeweils pro t Wasser (CADUFF & MÜLLER, 2007, BIOS, 2007):

- Hochtemperaturtrocknung (Wirbelschicht-Trockner, Trommel, Dünnschicht kombiniert mit Bandtrocknung): Strom 70 - 90 kWh/t, Wärme 800 - 900 kWh/t
- Mitteltemperatur-Bandtrockner: Strom 130 kWh/t, Wärme 860 - 930 kWh/t
- Niedertemperaturtrocknung ohne solare Trockner (Niedertemperatur-Umluft-trocknung): Strom 95 – 100 kWh/t, Wärme 850 – 1.000 kWh/t
- 100% solare Trocknung Strom 10 – 30 kWh
- „Trocknung“(BIOS, 2007) Strom nicht angegeben, Wärme 1.120 kWh

Gemäß LEHRMANN, 2013 sind die größten Trocknungsanlagen für Klärschlamm in Deutschland indirekte Trockner (konkret: Scheibentrockner zur Teiltrocknung vor den Monoverbrennungsanlagen) mit einer Kapazität von durchschnittlich etwa 14.000 t/a TS. Solartrocknungsanlagen ohne Unterstützung der Trocknung durch Heißdampf sind mit durchschnittlich etwa 380 t/a TS wesentlich kleiner als die thermischen Anlagen.

Das Basismodell zur Trocknung in der vorliegenden Studie ist die eine indirekte Trocknung von 23,2%TS (bzw. 25%TS) auf 42%TS, wobei Heißdruckdampf aus dem Kessel und Niederdruckdampf nach der Turbine kombiniert zum Einsatz kommen. Zusätzlich wird ein vereinfachtes Modell der solaren Trocknung modelliert (50% Wärme für die Trocknung in Form von solarer Wärme). Man beachte jedoch, dass der Anteil der solaren Energie von der Dimensionierung der solaren Trocknungsfläche und von der Meteorologie des Standortes abhängt. Eine standortspezifische Betrachtung der Trocknung wird nicht durchgeführt. Ebenso wäre die Modellierung einer zukünftigen gemeinsamen Verbrennung von Klärgas und teilgetrocknetem Klärschlamm eine Aufgabe für weitere Studien, weil sich dabei energietechnisch vorteilhafte Synergismen ergeben (wie im Fall der Anlage VERA in Hamburg). Voraussetzung wäre hierbei, dass die Monoverbrennung am Standort einer großen Kläranlage errichtet wird.

Trockner-WSF-Modell: Aus den oben dargestellten Überlegungen und Daten wird folgendes Modell, und darauf aufbauend, folgende Energiebilanz der WSF angenommen:

- Stationäre WSF, Kapazität 12.000 tTS/a. Diese Kapazität wurde gewählt weil sie etwa der TS-Menge der Klärschlämme in ganz Südtirol entspricht und weil von BIOS, 2007 vergleichbare Bilanzdaten für die Planung einer Anlage dieser Kapazität vorliegen.
- Ausgangs-TS-Gehalt des angelieferten Klärschlammes ist der derzeitige Mittelwert für Klärschlämme in Südtirol (23,2%). Davon abweichend wird im Sub-Modell „*TS high*“ ein mittlerer TS-Gehalt von 25,0% (somit ein Wassergehalt von 75,0%) angenommen.
- Heizwert H_i der Klärschlamm-Trockensubstanz 11,5 MJ/kgTS, H_i des teilgetrockneten Schlammes vor Aufgabe in den Kessel 3,53 MJ/kg (ohne CH_4).
- Im Sub-Modell „*Hi low*“ wird ein geringer Heizwert H_i von 10,5 MJ/kgTS angenommen, die übrigen Modellparameter bleiben gleich.
- Indirekte Trocknung auf 42%TS, wobei Heißdruckdampf aus dem Kessel und Niederdruckdampf nach der Turbine kombiniert zum Einsatz kommen. Hierbei wird die Verwendung von zwei Dünnschicht-Trocknern mit einem Strombedarf von 80 kWh/tH₂O und einem Wärmebedarf von 880 kWh/tH₂O angenommen. Nur im Modell 50% wird ein kombinierter Einsatz von Scheibentrocknern (vor

allem im Winterhalbjahr) und (vor allem im Sommerhalbjahr) einer solaren Trocknungsanlage angenommen. Der End-Wassergehalt im Trockner ist stets 42%.

- Der bei der Trocknung freigesetzte Wasserdampf (die Brüden) werden in einer nachgeschalteten Stufe kondensiert. Die Kondensation erfolgt in einem Mischkondensator unter Verwendung von z.B. Klärwerksablauf als Kühlmedium. Die kondensierte Wassermenge wird mit dem Kühlwasser in das Klärwerk zurückgeleitet oder separat behandelt. Eine Nutzung der Niedertemperaturwärme (Kondensationswärme aus der Kondensation der Brüden) ist theoretisch möglich, wird jedoch wie bei HOLINGER AG, 2011 nicht berücksichtigt.
- Einsatz von Erdgas für An- und Abfahrvorgänge der WSF und zur Stabilisierung der Dampfleistung für die Trockner: Als Erdgasmenge wird 4% der Feuerungswärmeleistung des Klärschlamm-Inputs in die WSF angenommen.
- Es wird von einer zeitgemäß hohen Wärmeleistung der WSF-Anlage von $\eta \approx 80\%$ der Feuerungswärmeleistung ausgegangen, zeitgemäßen Regelkreisen für das Rezirkulationsgas sowie die Zufuhr der Verbrennungsluft (optimaler Bereich für die Luftüberschusszahl Lambda), sowie Regelung der Verbrennungstemperatur für guten Ausbrand und energieeffizienten Betrieb.
- Der Überschussdampf wird in einer Dampfturbine und im Generator mit moderatem Wirkungsgrad ($\eta_{EL} \approx 24\%$) in elektrische Energie umgewandelt. Dieser relativ geringe Wirkungsgrad erhöht den Sekundärdruck der Turbine (am Turbinenausgang) und stellt damit Niederdruckdampf für die Trocknung zur Verfügung. Der mechanische Energieverlust im Generator η_{MECH} beträgt wenige % (meist ca. 2%) Daher wurde η_{MECH} in die Zahl für den elektrischen Wirkungsgrad integriert ($0,24 \times 0,02 = 0,0048$ ist vernachlässigbar).
- Im Fall der solaren Trocknung steht nach der Turbine noch ausreichend Niederdruckdampf zur Verfügung, sodass bei diesem Szenario der elektrische Wirkungsgrad im Modell auf $\eta_{EL} \approx 32\%$ erhöht wurde und kein Hochdruckdampf für die Trocknung benötigt wird.
- Die erzeugte elektrische Energie dient zur Eigenversorgung der Trocknung und WSF und – sofern ein Energieüberschuss zu erwarten ist - zur Einspeisung in das Stromnetz. Da auch im vorgeschalteten oder nachgelagerten P-Recyclingprozess der Energiebedarf in Form elektrischer Energie angegeben wird, erleichtert diese im Modell enthaltene, wie auch in der in der Praxis oft vorhandene Energieumwandlung die Bilanzierung der gesamten Prozesskette.
- Sofern die im Generator ausgespeiste elektrische Energie abzüglich der für die Trocknung verwendete elektrische Energie für die Eigenversorgung der WSF-Anlage nicht ausreichend ist (negative elektrische Gesamtbilanz), wird zusätzlich zum Generator-Strom auch elektrischer Strom aus dem örtlichen Stromnetz zum Betrieb der WSF verwendet. Dies trifft nur beim Szenario mit verringertem Heizwert der Klärschlamm-Trockensubstanz „Hi low“ zu.

Eine genaue Betrachtung der Dampfparameter, thermodynamisch ausgefeilte Berechnung der Energieströme, und eine genaue Abschätzung der Wärmeverluste in Dampfleitungen und Wärmetauschern liegt nicht vor. Es wird empfohlen, im Planungsfall eine exaktere Schätzung der Stromerzeugung mittels technischer Experten und thermodynamischer Rechenprogramme durchzuführen. Dabei können

dann auch die Dampfparameter des Kessels, der Typ und die Bauart der Turbine und die Kondensationsparameter (Druck und Temperatur hinter der Turbine) berücksichtigt werden.

Für den prozentualen elektrischen Eigenbedarf (PEB) der WSF an elektrischer Energie (inklusive Trocknung) wurden die modellhaften Daten zum elektrischen Eigenbedarf (EEB) aus BIOS, 2007 sowie GLATZER & FRIEDRICH, 2015 und die Energiebilanz der Anlage VERA, Hamburg (aus OBERMEIER & LEHMANN, 2009) so umgerechnet, dass eine einheitliche Bezugsgröße vorhanden ist. Als Bezugsgröße wurde die Feuerungswärmeleistung gewählt.

Es ergibt sich folgender prozentualer elektrischer Eigenbedarf:

5,9% (aus BIOS, 2007, für 12.000 t Klärschlamm-TS/a)

5,8% (aus GLATZER & FRIEDRICH, 2015, für 30.000 t Klärschlamm-TS/a)

5,9% (aus GLATZER & FRIEDRICH, 2015, für 4.000 t Klärschlamm-TS/a)

5,7% (aus Energiebilanz der Anlage VERA, Hamburg)

In Anbetracht steigender Energieeffizienz der in der WSF eingesetzten elektrischen Antriebe wird in der vorliegenden Studie PEB = 5,5% gewählt.

Das Ergebnis der nun vorliegenden Energiebilanz für das „Trockner-WSF-Modell“ lässt sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Mit den gewählten TS-Parametern (23,2% bis 25% im mechanisch entwässerten Schlamm, 42% als Input in die WSF, $H_i=11.500$ MJ/kgTS) ist ein annähernd energieautarker Betrieb möglich. Einem geringer Einsatz von Primärenergie in Form von Erdgas steht ein geringer Stromüberschuss gegenüber.
- Das Ergebnis ist stark sensitiv gegenüber dem Wassergehalt und Heizwert des Schlammes. Bereits bei einem $H_i = 10.500$ MJ/kgTS ist die elektrische Energiebilanz negativ und es wird Strom aus dem örtlichen Stromnetz benötigt. Andererseits wird bereits durch Anlieferung von Klärschlamm mit durchschnittlich 25%TS Trockensubstanz-Gehalt anstatt von 23,2%TS der Ertrag an elektrischer Energie um ein Vielfaches erhöht.
- Einer der entscheidenden Energietermine ist die Trocknung – diese wird durch den Eingangs-WG - und somit durch den Grad der Entwässerung in den Kläranlagen - und den für eine energieautarke Verbrennung erforderlichen Ziel-Wassergehalt entscheidend beeinflusst.
- Eine vor-Ort-Verstromung des überschüssigen Heißdampfes ist stets zweckmäßig. Der gewonnene Strom dient für die Eigenversorgung der Trocknungsanlage und der mit elektrischem Strom betriebenen Komponenten der WSF.
- Bei solarer Trocknung wird das System „Trockner + WSF“ neben einem deutlich höheren Stromertrag auch überschüssigen Heißdruckdampf bereitstellen (ca. 0,4 MW für eine Jahresmenge von 12.000 t Klärschlamm-TS pro Jahr).
- Niedertemperaturwärme könnte standortabhängig genutzt werden, wurde jedoch nicht berücksichtigt, weil unklar ist ob die dafür nötigen zusätzlichen Einrichtungen und der Betrieb wirtschaftlich sinnvoll umsetzbar sind.

Tabelle 21: Energiebilanz für das Trockner-WSF-Modell

Modell	3 Scheibentrockner-WSF-Modelle, 1 semi-solares Modell		standard	Hi low	TS high	50% solar
Input T	Trockensubstanzgehalt vor dem Trockner (T)	%	23,2%	23,2%	25,0%	23,2%
Input T	Wassergehalt vor Trockner (T)	%	76,8%	76,8%	75,0%	76,8%
Output T	Wassergehalt nach Trockner (T)	%	58,0%	58,0%	58,0%	58,0%
	Heizwert Hi der Trockensubstanz	MJ/kgTS	11,5	10,5	11,5	11,5
Input WSF	Klärschlamm-Trockensubstanz pro Jahr	tTS/a	12000	12000	12000	12000
Input T	Klärschlamm-Feuchtsubstanz pro Jahr	tFS/a	51724	51724	48000	51724
Input WSF	Klärschlamm-Feuchtsubstanz pro Jahr	tFS/a	28571	28571	28571	28571
	Jahresbetriebsstunden	h/a	7500	7500	7500	7500
	Leistung für Restwasserverdampfung	MW	1,38	1,38	1,38	1,38
Input WSF	Feuerungswärmeleistung Klärschlamm feucht	MW	3,73	3,29	3,73	3,73
Input WSF	Feuerungswärmeleistung inklusive 4% Erdgas	MW	3,88	3,42	3,88	3,88
Input WSF	Input Erdgas bezogen auf 1 t WSF Input	kW/tFS	0,0052	0,0046	0,0052	0,0052
	Wärmeverluste 20% (Abgas, Asche, Strahlung)	MW	0,78	0,68	0,78	0,78
	Wärmeleistung Kessel (Hochdruckdampf HDD)	MW	3,11	2,74	3,11	3,11
Input T	Zum Trocknen verwendeter HDD	MW	2,11	2,69	1,00	0,00
Input Tu	HDD verfügbar für die Turbine Tu	MW	0,99	0,05	2,11	2,72
	Wassermenge die im T verdampft wird	tH2O/h	3,09	3,09	2,59	3,09
	Spezifischer Wärmebedarf Trocknung T	MWh/tH2O	0,88	0,88	0,88	0,44
Input T	Technischer Wärmebedarf der Trocknung T	MW	2,72	2,72	2,28	1,36
Output Tu	Niederdruckdampf Ausgang Turbine	MW	0,72	0,03	1,54	1,77
Output Tu	Nutzbarer ND-dampf Ausgang Turbine für T	MW	0,60	0,03	1,28	1,36
Input T	Spezifischer Strombedarf T	MWh/tH2O	0,08	0,08	0,08	0,05
Input T	Technischer Strombedarf der Trocknung T	MW	0,25	0,25	0,21	0,15
Hilfsgröße	Elektrischer Wirkungsgrad Generator	ηEL	0,24	0,24	0,24	0,32
	Generator Stromerzeugung	MW	0,24	0,01	0,51	0,87
	Prozentualer elektrischer Eigenbedarf PEB	%	5,50	6,50	7,50	8,50
Input WSF	Elektrischer Eigenbedarf absolut	MW	0,21	0,22	0,29	0,33
El. Total	Gesamtbilanz elektrische Leistung	MW	0,024	-0,21	0,21	0,54
Wärme tot	Gesamtbilanz Überschuss Wärme HDD ca.	MW	Niedertemperaturwärme			ca. 0,40
	Gesamtbilanzen des Systems Trockner + WSF bezogen auf 1t FS-Input in den Trockner:					
	Gesamtbilanz Bedarf Erdgas	kWh/tFS	-21,6	-19,1	-21,6	-21,6
El. Total	Gesamtbilanz el. Energie bezogen auf 1t FS	kWh/tFS	3,5	-30,6	31,1	78,4

12.1.3 Energiebilanz eines Mitverbrennungs-Szenario im Zementwerk

Die Schritte der Zementherstellung sind im Wesentlichen:

1. Rohmaterialgewinnung
2. Rohmaterialaufbereitung und Trocknung
3. Wärmetauscher zur Vorerwärmung des Rohmaterials vor dem Calcinator
4. Erste Stufe des Brennvorgangs: Entsäuerung (Kalkbrennen) im Calcinator
5. Zweite Stufe des Brennvorgangs im Zementdrehrohr. Die weitere Erhitzung der Rohmaterialien führt zur Sinterung der anorganischen Bestandteile. Es entsteht der Zementklinker.
6. Kühlung des Zementklinkers. Der Zementklinker wird in stückiger Form gewonnen.
7. Mahlung des Zementklinkers, oftmals gemeinsam mit Hüttensand aus der Roheisenerzeugung, Flugasche aus Kohlekraftwerken, Kalkstein und Sulfatträgern.
8. Verpackung und Qualitätssicherung

Am Standort des Zementwerks werden bedeutende Energiemengen beim Brennvorgang und bei der Mahlung des Zementklinkers benötigt. Die Trocknung der Rohmaterialien erfolgt üblicherweise unter Verwendung der aus dem heißen Rohgas rückgewonnenen Wärme aus dem Brennvorgang.

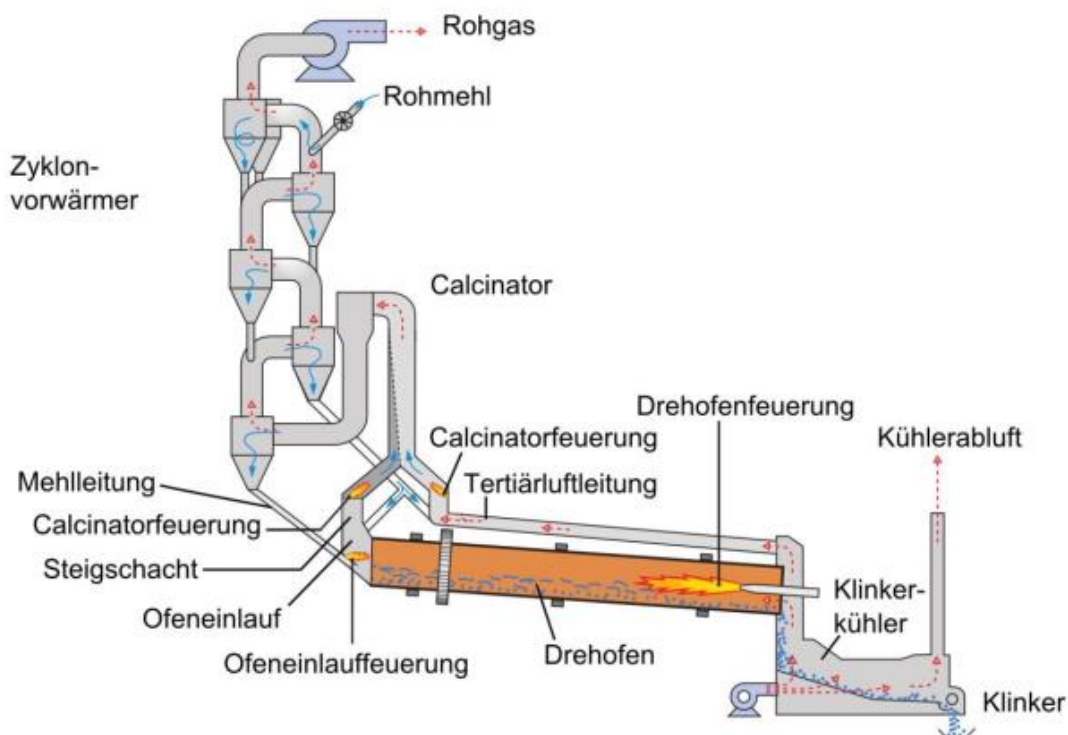


Abbildung 29: Drehrohranlage mit Zyklonvorwärmer, Calcinator und Tertiärluftleitung. Beispiel für eine Ausführung mit zwei Calcinatorfeuerungen und zusätzlicher Ofeneinlauffeuerung, aus HÖNIG ea., 2015.

Als primäre Brennstoffe werden in Zementwerken in Mitteleuropa vor allem Braunkohle, Steinkohle, Petrolkoks und Erdgas verwendet. In Österreich wird aber inzwischen (im Jahr 2015) rund 76% der thermischen Energie in Form von Sekundärbrennstoffen bereitgestellt (Nachhaltigkeitsbericht VÖZ 2015). Hier überwiegen Kunststoffe/Kunststoffverpackungen und Altreifen. Daneben sind auch

getrockneter Klärschlamm, industrieller Klärschlamm, Altöl und Tiermehl von Bedeutung.

Im Jahr 2007 lag in Österreich der Energiebedarf pro kg Zement bei 3,18 MJ_{GES}/kg Zement (BERGER & HÖNIG, 2008). Davon beträgt der Bedarf an elektrischer Energie 0,11 MJ_{EL}/kg Zement. Im Jahr 2015 lag der thermische Energiebedarf gemäß VÖZ-Nachhaltigkeitsbericht 2015 bei nur mehr 2,68 MJ_{TH}/kg Zement.

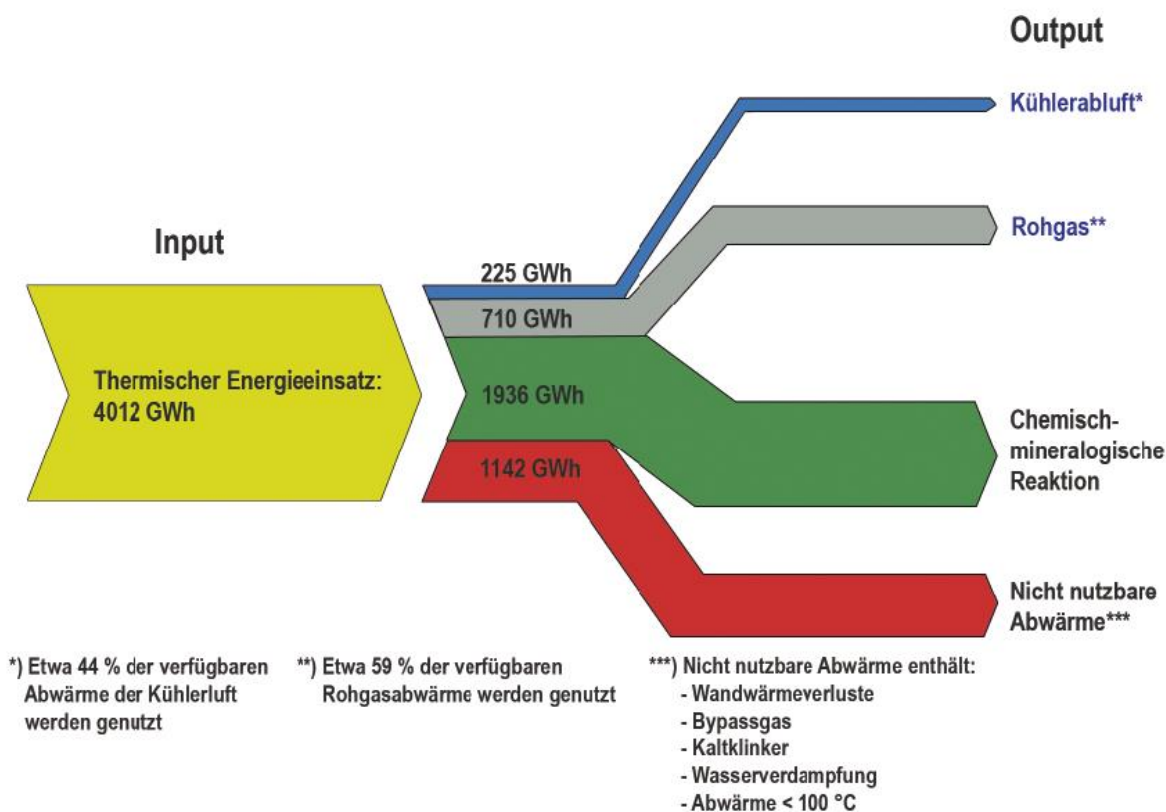


Abbildung 30: Energiebilanz der Österreichischen Zementwerke 2007 (BERGER & HÖNIG, 2008)

Als nutzbare Wärme für die Trocknung der Zement-Rohmaterialien und für eine allfällige Trocknung von Klärschlamm stehen die Wärme des Rohgases und die Kühlerabluft zur Verfügung. Die Temperatur der Abluft aus der Kühlung der Klinkermühle beträgt beispielsweise 160 bis 170°C (Holcim-Zementwerk in Untervaz, CH, gemäß HOLINGER AG, 2011). Unter Verwendung der Energiebilanz aus insgesamt 11 Österreichischen Zementwerken (siehe vorangehende Abbildung) ergibt sich eine auf den thermischen Energieeinsatz bezogene nutzbare Wärme von ca. 23%.

In der Studie der HOLINGER AG., 2011 wird eine Variante der Trocknung (90% TS) und Mitverbrennung von Klärschlamm in einem Zementwerk untersucht. Die von HOLINGER AG., 2011 für eine Klärschlamm-Menge von 15.000 t FS/a (4.500 t TS/a) und einen TS-Gehalt von 30% (mechanisch entwässerter Klärschlamm) ermittelte Energiebilanz wird in der folgenden Abbildung dargestellt. Als End-Trockensubstanzgehalt nach dem Trockner wurde von HOLINGER AG, 2011 hierbei ein TS-Gehalt von 90% angenommen.

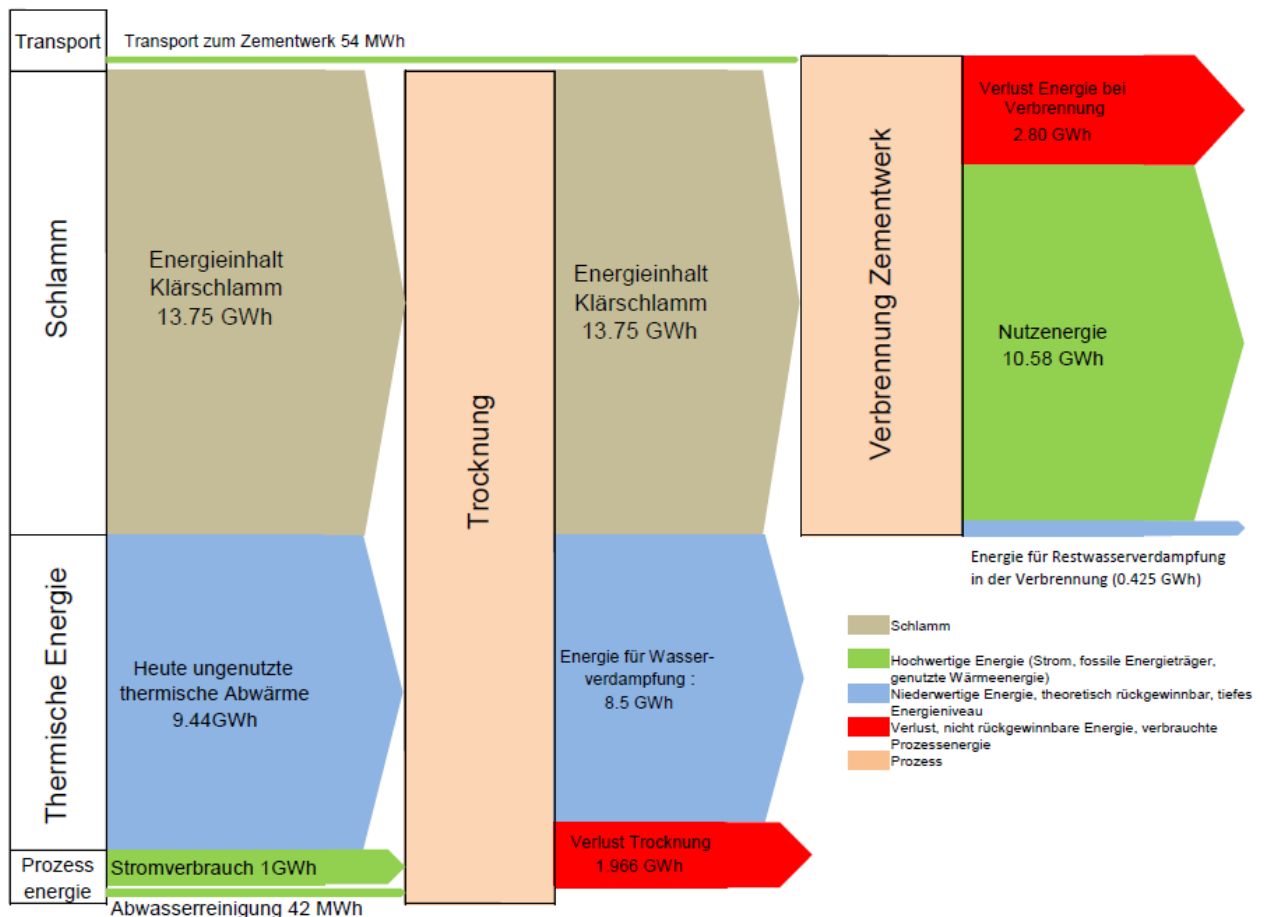


Abbildung 31: Trocknung und Verbrennung im Zementwerk (HOLINGER AG, 2011)

HOLINGER AG, 2011 verwendet hierbei ähnliche Kennziffern für den technischen Energiebedarf des Trockners wie in der vorliegenden Studie, nämlich 850 kWh/tH₂O thermische Energie und 100 kWh/tH₂O elektrische Energie. Die in der vorliegenden Studie abgeleiteten Kennziffern (unter Verwendung von CADUFF & MÜLLER, 2007) für den Trockner sind 880 kWh_{TH}/tH₂O und 80 kWh_{EL}/t H₂O. Zu beachten ist jedoch, dass HOLINGER AG von einer besseren Entwässerung am Standort des Klärwerkes ausgeht (30%TS).

Das in der vorliegenden Studie gewählte Modell geht von einer Volltrocknung des Klärschlammes (Anfangs-TS: 23,2% bzw. 25%, exakt 1 t FS) am Standort des Zementwerkes auf einen End-Wassergehalt von exakt 10% aus (90%TS). Es wird erneut ein Dünnschichttrockner oder Scheibentrockner modelliert. Alternativ dazu könnte aus technischer Sicht eine in Serie geschaltete Kombination aus Dünnschichttrockner und Bandtrockner sinnvoll sein, jedoch liegen für diese Kombination keine exakten Energie-Bedarfsdaten vor. Für die Trocknung von genau 1 t Klärschlamm-Feuchtschubstanz müssen bei den genannten Trocknungsparametern (23,2%TS / 90%TS bzw. 25%TS / 90% TS) 742 kg bzw. 722 kg Wasser verdampft werden, sodass hier im Trockner ein beträchtlicher Wärmebedarf und auch – im Vergleich zu den Trockner-WSF-Szenarien – ein höherer Bedarf an elektrischer Energie besteht. Andererseits ist durch einen Restwassergehalt von nur 10% und die deutliche Verringerung der Masse des Klärschlammes, die Restwassermenge, die anschließend im Zementdrehrohr zu verdampfen ist, nur mehr sehr gering (26 kg bzw. 28 kg).

Die berechnete Energiebilanz zeigt, dass die spezifisch aus Klärschlamm im Zementwerk zur Verfügung gestellte thermische Energie für eine Trocknung des Klärschlammes mehr als ausreichend ist.

Um den Energieüberschuss welcher dem Klärschlamm zuzuordnen ist zu bewerten, wurde im Modell von einer Substitution von Erdgas ausgegangen. Dies ermöglicht eine Angabe des Substitutionseffektes in der Dimension $[\text{kgCH}_4\text{-eq/tFS}]$ und somit einen unmittelbaren Vergleich mit den Monoverbrennungsszenarien (den WSF-Modellen), bei denen geringe Mengen von Erdgas als Zusatzbrennstoff eingesetzt werden. Hierzu wurde die thermische Überschussenergie berechnet, die sich nach Abzug des technischen Wärmebedarfes für die Trocknung und der theoretischen Verdampfungswärme zur Verdampfung des Restwassers ergibt. Da auch beim theoretischen Einsatz von mehr Erdgas Wärmeverluste im Abgas und Klinker auftreten, fließen in diesem Fall die Abgasverluste in die Berechnung der Erdgas-Gutschrift nicht mit ein (diese heben sich in der Berechnung gegenseitig auf).

Bei den betrachteten Szenarien ergeben sich am Standort des Zementwerkes insgesamt eine Erdgas-Gutschrift von $38 \text{ kgCH}_4\text{-eq/tFS}$ bis $46 \text{ kgCH}_4\text{-eq/tFS}$ und ein elektrischer Energiebedarf (dem Indirekt-Trockner zugeordnet) von ca. 14 kWh/tFS .

Unterschiedliche Varianten der Ausführung der Calcinierung, des Brennstoff-Mix und der Aufgaborte für Sekundärbrennstoffe werden in der vorliegenden Studie nicht betrachtet, weil die Betrachtung spezifisch auf den Energieinhalt und die Energiebilanz des Klärschlamm-Inputs beschränkt wurde, wodurch modellhafte Vereinfachungen nötig waren.

Eine Verstromung der thermischen Überschussenergie in Zementwerken erfolgt voraussichtlich mit höherem elektrischem Wirkungsgrad, weil die dabei eingesetzten Dampfturbinen größer und energieeffizienter sind als die im Anschluss an eine Monoverbrennung in WSF-Anlagen eingesetzten Dampfturbinen mittlerer Größe. So werden z.B. Turbinen mit doppelter Zwischenüberhitzung des Dampfes oder auch ORC-Systeme in Zementwerken eingesetzt. Es war jedoch hier nicht nötig, sich auf ein bestimmtes System der Energieumwandlung (thermisch $\rightarrow$ elektrisch) festzulegen oder diesen elektrischen Wirkungsgrad anzugeben, weil eine „Stromgutschrift“ aus der Energieumwandlung eine doppelte Anrechnung des Energieinhaltes von getrocknetem Klärschlamm bedeuten würde und diese doppelte Anrechnung des „Bonus“ im Lebenszyklusdenken nicht zulässig ist.

In Zementwerken sind mehrere Stromabnehmer (z.B. Zementmühle, Mechanik des Drehrohres) vorhanden die eine Betrachtung der elektrischen Energieflüsse kompliziert machen. Die Annahmen über die Art und den Wirkungsgrad der Dampfturbine haben hier einen entscheidenden Einfluss. Zu Vereinfachung des Systems wird daher im vorliegenden Bericht vereinfachend und modellhaft angenommen, dass der Strom für die Trocknung aus dem örtlichen Stromnetz stammt bzw. bei der Einspeisung eines allfälligen Stromüberschusses - dieser Stromüberschuss ist aufgrund des Brennstoffmixes im Wesentlichen anderen Sekundär-Brennstoffen zuzuordnen - die eingespeiste elektrische Energie entsprechend verringert wird.

Bezogen auf 1 t Feuchtsubstanz, einen TS-Gehalt des Klärschlammes von $23,2\%$, einen Heizwert H_i von $11,5 \text{ MJ/kg}$ und einem Input-Trockensubstanz-Gehalt (vor

thermischer Verwertung) von 90%TS ergibt sich ein Erdgas-Bonus von 42 kg CH₄-eq/tFS und ein elektrischer Energiebedarf von 14 kWh/tFS. Wenn der TS-Gehalt des angelieferten Klärschlammes auf 25% angehoben (Sub-Szenario „TS high“) wird erhöht sich dieser Bonus auf 46 kg CH₄-eq/tFS. Bei verringertem Heizwert ergibt sich ein Bonus von 38 kg CH₄-eq/tFS.

Modell	Dim.	standard	Hi low	TS high
Klärschlammmenge	tTS	0,232	0,232	0,250
Wasser im Klärschlamm vor T	tFS	0,768	0,768	0,750
Wasser im Klärschlamm nach T (Restwassergehalt vor Verbrennung)	t	0,026	0,026	0,028
Wasserverdampfung im T	t	0,742	0,742	0,722
Heizwert der Trockensubstanz: Hi(KS-TS)	MJ/tTS	11500	10500	11500
Spezifischer Wärmebedarf T	MWh/tH ₂ O	0,88	0,88	0,88
Wärmebedarf Trocknung	MWh/tTS	0,653	0,653	0,636
WBD Wärmebedarf Trocknung	MJ/tTS	2351	2351	2288
RWV Restwasser-Verdampfungswärme	MJ/tTS	58	58	62
Überschussenergie ÜE bezogen auf 1 t TS-Input ÜE = Hi - WBD - RWV	MJ/tTS	9091	8091	9150
Erdgas-Gutschrift: $M(\text{CH}_4) = \text{ÜE} / \text{Hi}(\text{CH}_4)$	kgCH ₄ -eq/tTS	182	162	183
Erdgas-Gutschrift bezogen auf 1 t Klärs.-FS	kgCH ₄ -eq/tFS	42	38	46
Spezifischer Strombedarf T	MWh/tH ₂ O	0,08	0,08	0,08
Strombedarf Trocknung	MJ/tTS	214	214	208
Strombedarf Trocknung als kWh	kWh/tTS	59	59	58
Strombedarf Trocknung bezogen auf 1 t FS	kWh/tFS	14	14	14

Tabelle 22: Energiebilanz des Modells „Zementwerk“

Eine offene Frage ist noch die Entsorgung des Brüdenkondensates, da die Standorte von Zementwerken selten mit den Standorten von Kläranlagen übereinstimmen. Aufgrund der überwiegend organischen Belastung des Brüdenkondensates ist eine biologische Behandlung vor Ort oder die Indirekt-Einleitung in eine naheliegende Kläranlage zu empfehlen. Dies kann die Energiebilanz erneut beeinflussen. Wie beim Trockner-WSF-Szenario liegen hierfür jedoch noch keine ausreichenden Basisdaten zur Zusammensetzung der Brüdenkondensate und zur BSB- und Ammonium-Rückbelastung der Kläranlage(n) vor.

Hinweis: Die in Tabelle 21 und Tabelle 22 dargestellten Ergebnisse zum Energiebedarf bzw. zu den Energie-Gutschriften werden abschließend für die Bewertung der Szenarien des P-Recyclings verwendet. Eine kumulierte, tabellarische Darstellung der Energiebilanzen erfolgt in Anhang 1. Die nun folgenden Kapitel betrachten die Sachbilanz der in Kapitel 8.8 definierten Szenarien, speziell die Energie- und (sofern verfügbar) Massenbilanz bezüglich Hilfsmiteileinsatz.

12.1.4 Bilanz WSF – Seraplant

Als Energiebedarf wurde von BOHNDICK, 2017 ein Wert von „ca. 120 kWh pro t erzeugtes Düngegranulat“ angegeben. Wenn thermische Energie am Standort verfügbar ist, kann diese bei der Granulation genutzt werden.

In der vorliegenden Studie wird der Energiebedarf einheitlich auf 1 t Klärschlamm (bei 23,2% TM und einem mittleren Phosphorgehalt von 8,0 kgP/tFS) bezogen. Die Umrechnung des von BOHNDICK, 2017 telefonisch übermittelten Wertes (120 kWh) ist vom erzeugten Produkt und dessen P-Gehalt abhängig. Unter der Annahme von 22% Phosphat (7,18% P) im Granulat und einer Prozess-Ausbeute von nahezu 100% für P beträgt der geschätzte Energiebedarf ca. 133 kWh pro t Klärschlamm-Feuchtsubstanz. Diese Schätzung ist jedoch derzeit mit großer Unschärfe verbunden. Im Anhang 1 wird als Form der Energie vorläufig „elektrische Energie“ gewählt, weil die Nutzung thermischer Energie standortabhängig ist.

Chemikalienbedarf (HNO_3 bzw. H_3PO_4) und Reststoffmengen: Diese Daten sind derzeit nicht verfügbar. Nach EGLE ea., 2014b kann der Säurebedarf bei dem ähnlichen RecoPhos P38 Verfahren stark variieren, womit auch für das SERAPLANT Verfahren eine erhebliche Daten-Unschärfe vorhanden ist.

12.1.5 Bilanz WSF – sePURA PCa Dünger

Für die Bilanz der Herstellung von PCa Dünger aus Klärschlamm-Asche gab LEININGER, 2017 einen Energiebedarf von 0,3 bis 0,6 kWh/t (pro t Asche) an. Umgerechnet auf die in der vorliegenden Studie gewählte Bezugsgröße von 1 t Klärschlamm (Feuchtsubstanz vor der Trocknung) ergibt sich daraus ein Energiebedarf von 0,025 kWh/t bis 0,05 kWh/t. Die Stoffbilanz der Herstellung des sePURA PCa Düngers unterscheidet sich je nach Variante:

- Variante 1 sieht eine Wasserzugabe von ca.15% bis 20% vor.
- Variante 2 (in der Abbildung: V.2) sieht die Zugabe größerer Mengen an Kalkhydrat oder Dolomit vor. In der Abbildung wird vereinfacht nur die Dolomit-Zugabe dargestellt und aus den von sePURA übermittelten Angaben ein mittleres Mischungsverhältnis gewählt.

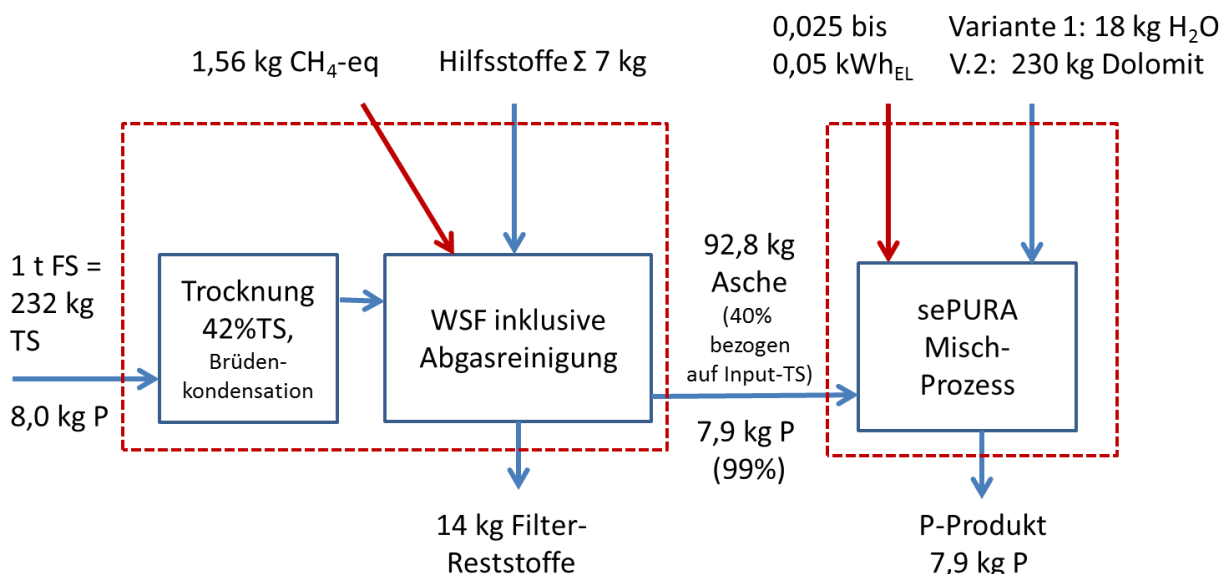


Abbildung 32: Bilanz WSF – SePURA PCa-Dünger

12.1.6 Bilanz WSF – LeachPhos

Datenquelle für den Energiebedarf, den Hilfsmiteileinsatz und für die Menge des P-Recyclingproduktes ist P-REX, 2015a. Es erfolgte eine Umrechnung auf 1 t Klärschlamm-Input aus Südtirol und eine eigene Abschätzung der Reststoffmenge aus der Stoffbilanz.

Um den spezifischen Energiebedarf in der Dimension kWh/tFS (bezogen auf 1 t Klärschlamm-Feuchtsubstanz) zu erhalten, wurde der auf die rezyklierte P-Masse bezogene Energiebedarf (1,6 kWh/kg P) mit der aus der P-Bilanz ermittelten P-Masse für 1 t Klärschlamm-FS (5,5 kgP) multipliziert, welche im Sekundärdünger enthalten ist.

Beim Einsatz von Extraktionsverfahren für Asche, welche direkt oder indirekt Schwefelsäure verwenden wird von einem geringen Massenzuwachs ausgegangen, da die alkalischen und gleichzeitig Ca-haltigen Aschebestandteile bei den Reaktionen Gips bilden und dieser Gips die abzulagernde Reststoffmasse erhöht. Für das LeachPhos Verfahren wurde die Minimalmasse des abzulagernden Reststoffes der Input-Aschenmasse (92,8 kg) gleich gesetzt. Die Maximalmasse der Reststoffe (128 kg) wurde aus der Massenbilanz (Stoffinputs minus P-Produkt) abgeschätzt. Geringe Anteile der Inhaltsstoffe verlassen den Prozess vermutlich als gelöste Stoffe im Abwasser.

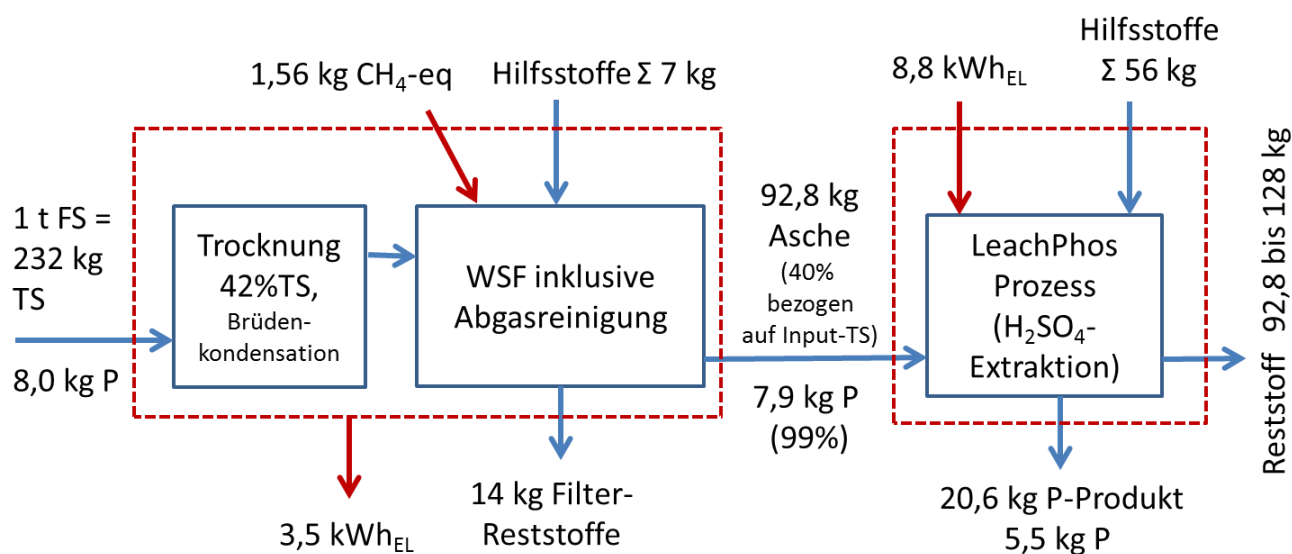


Abbildung 33: Bilanz WSF – LeachPhos

12.1.7 Bilanz WSF - TetraPhos

Für einen P-Gehalt der Asche von 8,5% P wurden von LEBEK, 2017 folgende geschätzten Bilanzdaten angegeben:

- 3 bis 6 MWh_{TH}/t Asche
- 150 bis 250 kWh_{EL}/t Asche
- ca. 200 kg H₂SO₄ (96%-ig) pro t Asche

Umgerechnet auf 1 t Klärschlamm-Feuchtsubstanz (23,2%) ergeben sich:

- 250 bis 500 kWh_{TH}/t Klärschlamm FS
- 13 bis 21 kWh_{EL}/t Klärschlamm FS
- ca. 17 kg H₂SO₄ (96%-ig) pro t Klärschlamm FS

Gemäß CZARNIECKI, 2016 verteilt sich der in den Prozess eingebrachte Phosphor (Input-P=100%) etwa in folgender Weise auf die Produkte und Outputs des Prozesses:

- 80% im Phosphorsäure-Produkt
- 14% im „Asche-Rest“
- 3% im Gips und ebenfalls 3% im Waschwasser

Eine vollständige Massenbilanz ist jedoch nicht verfügbar.

Erneut ist zu erwähnen, dass die Konzentration des hergestellten Phosphorsäure-Produktes den Energiebedarf stark beeinflusst. Diese Konzentration ist jedoch von der Nachfrage auf dem Phosphorsäure-Markt abhängig.

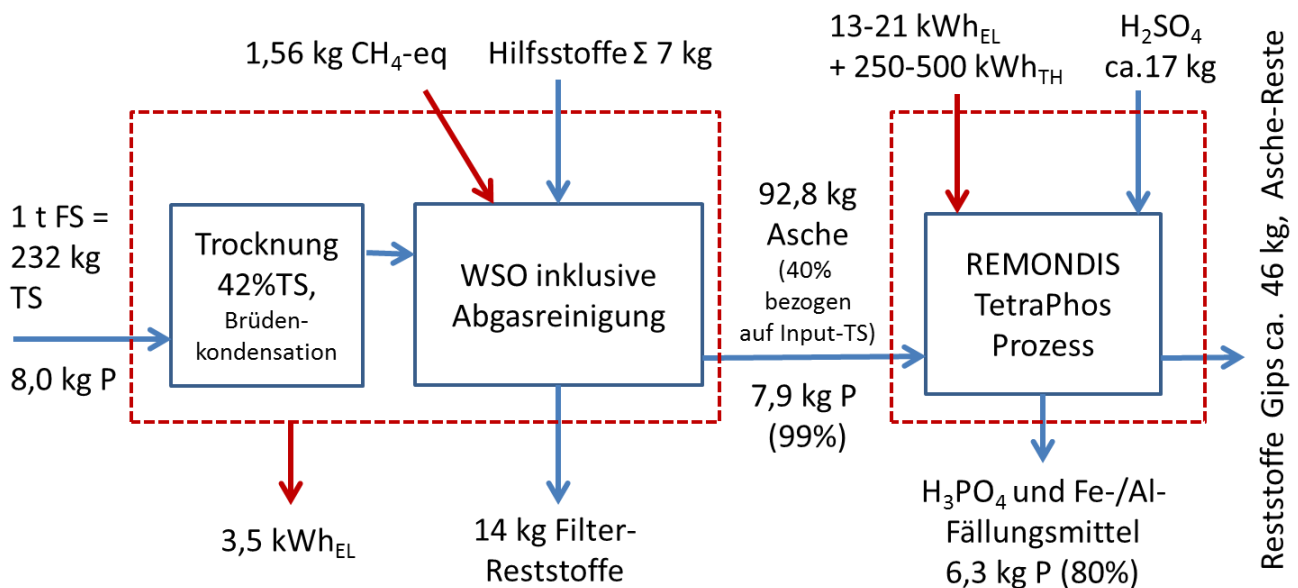


Abbildung 34: Bilanz WSF – TetraPhos

Im Vergleich mit der Energiebilanz der Prozesskette „Trocknung + WSF“ kann abgeschätzt werden dass nach Abzug der für die Teil-Trocknung des Klärschlammes benötigten thermischen Energie der Restbetrag an thermischer Energie (der Dampfüberschuss) im Fall eines Eingang-Trockensubstanzgehaltes von 23,2%, eines Brennstoff-Wassergehaltes von 58% und eines Heizwertes der Trockensubstanz von 10,5 MJ/kgTS bis 12,5 MJ/kgTS für den Betrieb einer TetraPhos Anlage nicht ausreichend ist.

12.1.8 Bilanz WSF – AshDec

Wie bereits früher in dieser Studie beschrieben (siehe Kapitel 9.2.2) stehen verschiedene Verfahrensvarianten zur Diskussion:

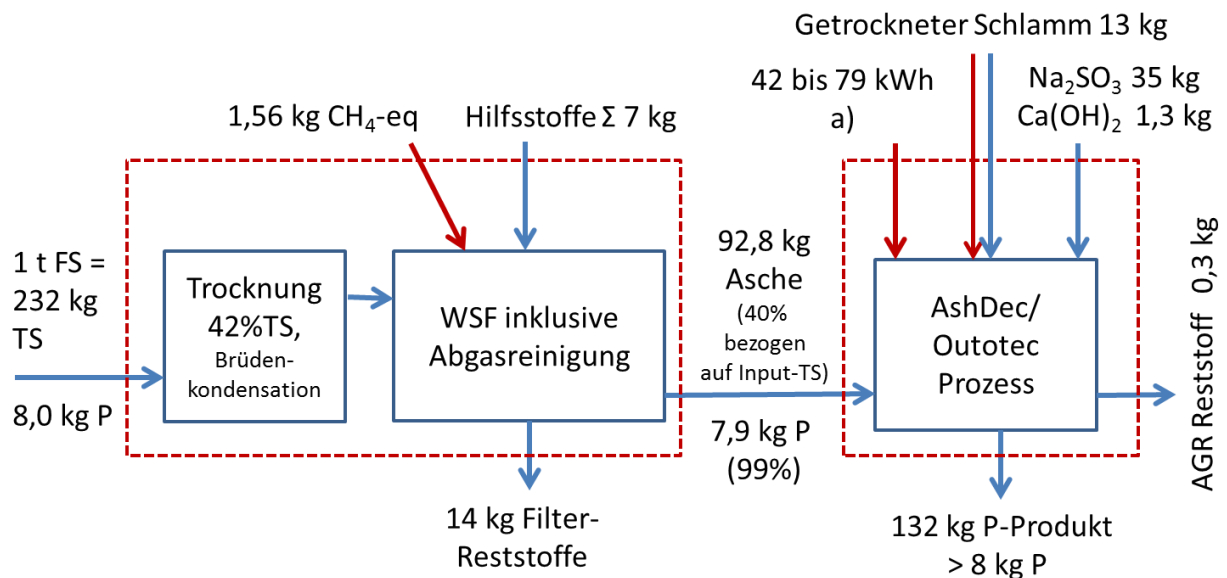
- Variante 1 (historisch): Basiert auf der Zugabe von Chlorid (z.B. MgCl_2)
- Variante 2a: Als Additiv wird Soda verwendet (Na_2CO_3)
- Variante 2b: Trockenes Natriumsulfat (Na_2SO_4) und ein Reduktionsmittel als Additive, ggf. auch alkalisierende Stoffe.
- Variante 2c: Natriumsulfit (Na_2SO_3) und geringe Mengen an $\text{Ca}(\text{OH})_2$ als Additive, wie bei HERMANN, 2013 (Fa. Outotec) beschrieben wurde.

Da in Südtirol Erfahrungen mit dem Betrieb von Abgasreinigungssystemen vorliegen, welche Na_2SO_3 -Lösungen generieren (MVA Bozen – NaHCO_3 -System), wurde in der vorliegenden Studie entschieden, die Variante 2c des AshDec-Verfahrens zu modellieren, welche Na_2SO_3 als Hilfsmittel für die thermische Aschebehandlung einsetzt.

Für AshDec Variante 2c, wurden aus der bei HERMANN, 2013 angegebenen Bilanz folgender Energiebedarf und Hilfsmittelbedarf, bezogen aus 1 t Klärschlamm-FS als Input in das System „Trocknung + WSF“ ermittelt:

- Energiebedarf total: 42 bis 79 kWh/tFS (Erdgas, getrocknetem Schlamm, Strom)
- Hilfsmittel (gerundet): 35 kg Na_2SO_3 /t Asche
13 kg getrockneter Schlamm/t Asche
1,3 kg trockenes $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /t Asche

Zur Erwärmung der KSA wird überwiegend thermische Energie benötigt. Jedoch geben EGLE ea., 2014 und die P-REX-Factsheets, 2015 an dass auch elektrische Energie benötigt wird. Gemäß EGLE ea., 2014 beträgt der Bedarf an elektrischer Energie beim integrierten, direkt an die WSF angeschlossenen AshDec-Prozess ca. $\frac{1}{4}$ des Gesamt-Energiebedarfes. Diese Unterscheidung (Strom/Gas) wird in Abbildung 35 nicht explizit dargestellt, jedoch abschließend in den Tabellen in Anhang 1 berücksichtigt. Für Anhang 1 wurde der Bedarf an thermischer Energie auch in Methan-Äquivalente (CH_4 -eq) umgerechnet, um den Vergleich mit anderen Szenarien zu ermöglichen.



a) AshDec Variante 2c, Gesamt-Primärenergiebedarf. Davon ca. $\frac{1}{4}$ elektrische Energie.

Abbildung 35: Bilanz WSF – AshDec Variante 2c (basierend auf Na_2SO_3 als Additiv)

Im hier dargestellten Szenario ist keine Herstellung von NPK-Dünger durch Mischen der im AshDec Prozess thermisch behandelten Klärschlammasche mit herkömmlichen N- und K-Düngern enthalten. Gemäß EGLE ea., 2014 ist bei der Herstellung von NPK-Sekundärdünger (Dünger „SUSAN“) im Vergleich zum integrierten AshDec Prozess mit einem deutlich höheren Energieeinsatzes zu rechnen (Erdgas: ca. 3-fach Energiemenge).

Die Reststoff- und Produktmengen wurden aus den bei HERMANN, 2013 dargestellten Daten abgeleitet. Diese sind, wiederum umgerechnet auf 1 t Klärschlamm-FS (23,2% WG): ca. 0,3 kg Abgasreinigungsprodukt und 131,5 kg P-Sekundärdünger, welcher ca. 8 kg P enthält. Da die von HERMANN, 2013 angegebene Reststoffmenge (AGR Reststoff nur ca. 0,35% der eingesetzten Aschemenge) als optimistische Schätzung eingestuft wird und das Rohgas aus der AshDec-Behandlungstrommel durch entsprechende Maßnahmen zur Verringerung des Schwermetall- und Staubaustrages gereinigt werden muss, könnte die AGR-Reststoffmenge auch deutlich höher ausfallen. In Ermangelung von konkreten Daten aus einer großtechnischen Anlage wird für die obenstehende Abbildung jedoch die von HERMANN, 2013 angegebene Reststoffmenge verwendet.

12.1.9 Bilanz KUBOTA

Für die Stoff- und Energiebilanz des KUBOTA Verfahrens liegen nur spärliche Informationen vor. Der Energiebedarf beträgt gemäß EGGLE ea., 2014:

- 250 kWh/t Asche in Form von elektrischer Energie
- 32.700 kWh/t Asche in Form von Koks

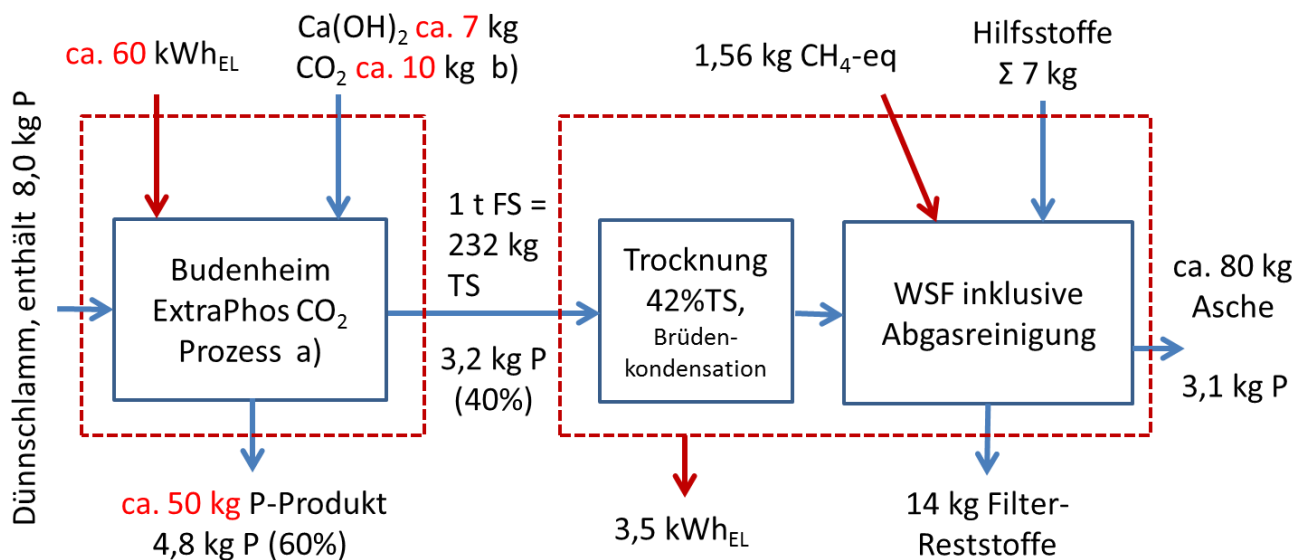
In der Versuchsanlage in Osaka wurde das Rohgas aus der Verbrennung nur zur Vorerwärmung der Verbrennungszuluft verwendet (gemäß Prozess-Schema bei HOSHO ea., 2016). Für eine großtechnische Umsetzung ist die Möglichkeit der Dampferzeugung vorhanden, diese kann aber derzeit nicht quantifiziert werden. Aufgrund des hohen Energiebedarfes in Form von Koks oder Kerosin wird das Verfahren in der vorliegenden Studie als energetisch nicht vorteilhaft eingestuft. Es erfolgte somit eine Bewertung „Kategorie 4“ in der Spalte „Energiebilanz: Koks, thermisch, CH_4 -eq“ im Kapitel Zusammenfassung/Schlussfolgerungen.

12.1.10 Bilanz ExtraPhos – WSF

In einem Telefonat mit Fr. Eva Opitz, BUDENHEIM (Sept. 2017) wurde in Erfahrung gebracht dass derzeit in der Pilotanlage Mainz-Mombach noch kein kontinuierlicher Betrieb erreicht wurde. Die hier und im folgenden Abschnitt dargestellten Bilanzdaten sind Schätzungen unseres Institutes, welche aus der chemisch-physikalischen und technischen Betrachtung des Systems abgeleitet werden, und zwar in folgender Weise:

- Der CO_2 -Verlust wird aus der Löslichkeit von CO_2 in Wasser bei 1 bar abgeschätzt (+ Aufschlag 20%).
- Der gesamte CO_2 -Einsatz wird aus der Löslichkeit von CO_2 in Wasser bei 10 bar abgeschätzt (eine Teilmenge des CO_2 wird recyclet).
- Die $Ca(OH)_2$ -Menge wird aus der Reaktionsgleichung (Neutralisation von H_2CO_3) abgeschätzt.
- Die zu komprimierende CO_2 -Menge ergibt sich aus der Differenz der Löslichkeiten bei 1 bzw. 10 bar und der Wassermenge. Unter Verwendung von Kennwerten von Kompressoren wird daraus die Kompressions-Energie abgeschätzt.
- Es wird eine Anlieferung von CO_2 in flüssiger Form angenommen, die den Einsatz eines elektrisch betriebenen Verdampfers erfordert.
- Die Trocknung des Produktes wird berücksichtigt. Es wird der Einsatz von elektrischer Energie für die Trocknung angenommen. In der großtechnischen Ausführung könnte jedoch auch der Einsatz thermischer Energie zweckmäßig sein.

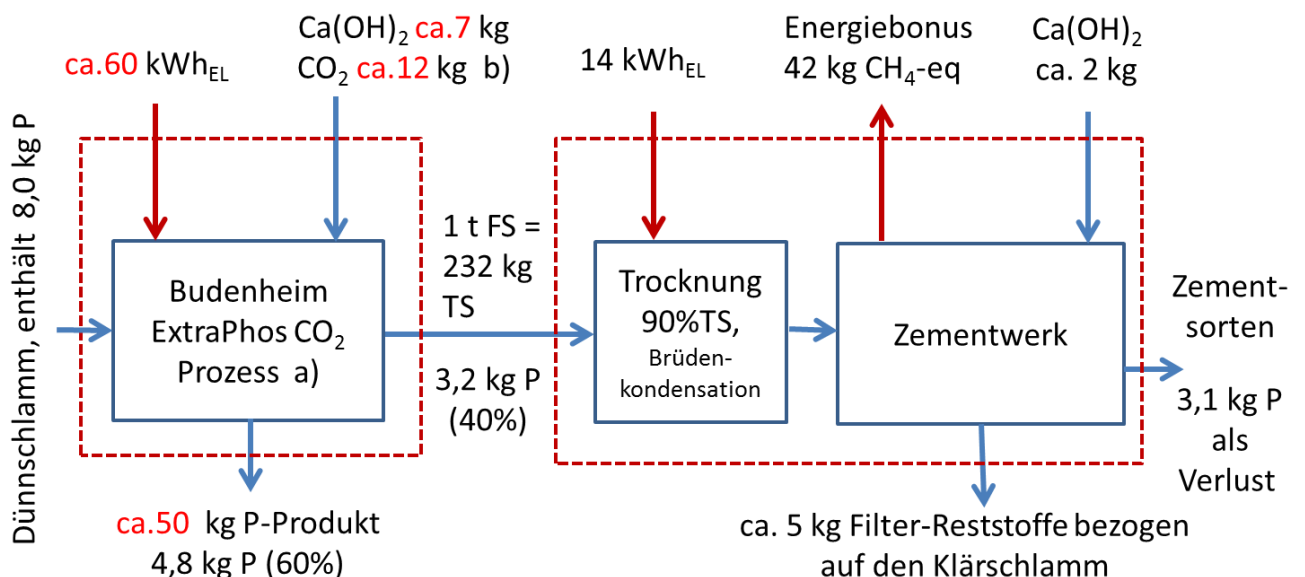
Die so gewonnenen Schätzwerte für die Energie- und Massenbilanz des ExtraPhos Prozesses wurden auf genau 1 t Klärschlamm-FS bezogen und in den folgenden beiden Abbildungen in roter Schrift eingetragen, da es sich um vorläufige Bilanzen handelt, welche im Jahr 2018 durch Bilanzdaten der Pilotanlage Mainz-Mombach ersetzt werden sollen.



- a) Energiebedarf der Zentrifuge wird dem System "Abwasserbehandlung" alloziert
 b) Bilanz des ExtraPhos Prozesses: **Schätzungen**. Daten werden im Sept. 2017 vorliegen

Abbildung 36: Vorläufige Bilanz ExtraPhos - WSF

12.1.11 Bilanz ExtraPhos – Zementwerk



- a) Energiebedarf der Zentrifuge wird dem System "Abwasserbehandlung" alloziert
 b) Bilanz des ExtraPhos Prozesses: **Schätzungen**. Daten werden im Sept. 2017 vorliegen

Abbildung 37: Vorläufige Bilanz ExtraPhos - Zementwerk

12.2 Bewertung des Hilfsmiteileinsatzes und der Reststoffmengen

Zur Bewertung des **Hilfsmiteileinsatzes** werden die insgesamt im System eingesetzten Stoffe folgenden vier Kategorien zugeordnet:

- Aktivkoks
- Mineralisches
- Säure, Salze, Basen
- Problematische Hilfsstoffe

Als „*problematische (Hilfs-)Stoffe*“ werden hier all jene Stoffe verstanden, die Gefährlichkeitskriterien im Sinne der EU Chemikaliengesetzgebung aufweisen, mit Ausnahme von Stoffen welche nur aufgrund der Kriterien „ätzend“ und „reizend“ als „gefährlich“ eingestuft werden.

Die Abschätzung des Einsatzes von Aktivkoks für die Reinigung der Abluft in Verbrennungsanlagen ergibt eine Menge, die im Vergleich zu den Mengen in der Kategorie „Säure, Salze, Basen“ sehr gering ist. Selbst wenn hier daher die negativen ökologischen Auswirkungen der Bereitstellung von Aktivkoks etwas größer sein sollten als diejenigen der Bereitstellung von Säuren, Salzen oder Basen kann in der Bewertung insgesamt der Aktivkoks vernachlässigt werden. Der Bedarf an „Mineralischem“ ist nur bei der Dolomit-Variante (Variante 2) des Szenarios 1PCa nennenswert, jedoch ist die Bereitstellung von Dolomit mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden als z.B. die Bereitstellung von HNO_3 oder von $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Die Variante 1 des Szenarios 1PCa (Anfeuchtung von Asche mit Wasser) benötigt keine mineralischen Komponenten als Hilfsstoffe.

Damit wird die Masse der Hilfsstoffe in der Kategorie „Säure, Salze, Basen“ als primäres Kriterium zur Einstufung des Hilfsstoff-Bedarfes verwendet, und zwar in folgender Weise:

- Kategorie 1: Für die Abgasreinigung im Rahmen der thermischen Behandlung werden geringe Mengen an Basen benötigt
- Kategorie 2: Die Summe der Hilfsmittel „Säuren, Salze, Basen“ beträgt weniger als 50 kg/tFS
- Kategorie 3: Summe der Hilfsmittel „Säuren, Salze, Basen“ mehr als 50 kg/tFS
- Kategorie 4: (rein theoretischer Fall): Es werden „problematische Hilfsstoffe“ wie oben definiert eingesetzt.

Die Mengen anorganischer Reststoffe, welche voraussichtlich deponiert werden müssen sind **bei allen betrachteten Szenarien gering** im Vergleich zu P-Recycling-Methoden, die beim Schlammwasser oder beim Klärschlamm selbst ansetzen. Für die Szenarien „Kubota“ und 1P38 (Seraplant-WSF) sind keine Angaben über Reststoffmengen verfügbar. Für die übrigen Szenarien ergibt sich folgender Trend der Reststoffmengen:

$1\text{PCa} \approx 1\text{HTC}+ \approx 4\text{ZEM} \approx 5\text{MVA} < 3\text{AD} < 4\text{MVA} < 2\text{TP} < 4\text{WSF} < 2\text{LP}$

Die Direktaufbringung von Klärschlamm wurde hier nicht bewertet, weil nicht klar ist in welchem Ausmaß Entledigungsabsicht für die organisch-biogene Matrix vorliegt.

12.3 Bewertung ohne vollständige Energie- und Massenbilanz

Ein Ziel dieser Studie war die Bewertung von Szenarien auf der Basis von Energie- und Massenbilanzen, welche entweder aus Pilotanlagen abgeleitet werden oder aus der Planung, oder auch (wenn verfügbar) dem Betrieb großtechnischer Anlagen. Etwa zwei Monate vor Fertigstellung der Studie zeichnete sich jedoch ab, dass dieses Ziel nicht für alle Szenarien erreichbar war. Gründe dafür waren:

- Für Szenarien der Anwendung der Budenheim-ExtraPhos Extraktion von Phosphat (Extraktion mit CO₂-gesättigtem Wasser unter Druck) liegen aufgrund von Verzögerungen bei der Pilotanlage (Mainz) noch keine Energie- und Massenbilanzen vor.
- Für Szenarien der Mitverbrennung in der MVA ist der Energieaustausch zwischen der aus dem bisherigen Brennstoffmix (Restmüll + Gewerbeabfall) stammenden Wärme, der Wärme aus dem getrockneten Klärschlamm und der für die Trocknung des Klärschlammes benötigten Wärme sehr komplex. Die Auswirkungen auf den Chemikalienbedarf für die Abgasreinigung sind bei Mitverbrennung von Klärschlamm eher gering. Da der Chlorgehalt des Brennstoffmix verringert wird, kann es sogar zu einer Verringerung des Chemikalienbedarfes kommen. Das Ausmaß dieser Verringerung (oder ggf. geringfügigen Erhöhung) des Chemikalieneinsatzes ist derzeit nicht bekannt.

Um dennoch eine matrixbasierte Bewertung durchzuführen wurde folgende Vorgangsweise gewählt:

- Für die Budenheim-ExtraPhos Extraktion wurde eine Schätzung des CO₂- und Energiebedarfes auf Basis chemisch-physikalischer und technischer Betrachtungen durchgeführt (wie in 12.1.10 beschrieben). Dies betrifft die Szenarien 4WSF, 4ZEM und 4MVA.
- Für die Kombination von ExtraPhos mit einer Mitverbrennung in der MVA (Szenario 5MVA) wurde die Energie- und Massenbilanz in Relation zur Kombination WSF-Mitverbrennung (Szenario 4WSF) betrachtet und bewertet. Hierbei ist zu beachten, dass in der MVA ein Energieüberschuss vorhanden ist solange sich das Fernwärmenetz von Bozen noch im Aufbau befindet. Weiters wird gemäß einer Vorplanung der Eco Center S.p.A. nur ca. 8% der verfügbaren Wärme benötigt, um beispielsweise 32.000 t Klärschlamm pro Jahr (Annahme: 20% TM) für die Verbrennung zu trocknen (PALMITANO, 2017). In den Beurteilungskategorien „Energiebilanz: elektrische Energie“ und „Energiebilanz: Koks, thermisch, CH₄-eq“ ergibt sich somit zunächst eine bessere Bewertung von Szenario 4MVA im Vergleich zum Szenario 4WSF. Längerfristig kann sich jedoch beim Vollausbau des Fernwärmenetzes eine andere ökologische Bewertung aus der Sicht der umfassenden Energiebilanzen ergeben.
- Die Bewertung des Energiebedarfes von 5MVA erfolgt wie bei 4MVA. Es liegt jedoch voraussichtlich eine Chemikalien-Einsparung vor, bedingt durch den geringeren Chlorgehalt des Brennstoffmix in Kombination mit dem fehlenden P-Recyclingschritt. Chemikalien für ein P-Recycling werden nicht benötigt, weil im Modell 5MVA diese Stufe der P-Extraktion nicht durchgeführt wird. Der Hilfsmiteinsatz wird daher beim Szenario 5MVA (Mitverbrennung in MVA) mit „Kategorie 1“ bewertet. Man beachte jedoch, dass hier kein P-Recycling möglich ist, womit in der Kategorie „P Recyclingquote“ die schlechteste Bewertungs-Kategorie, also „4“, zugeordnet wird.

12.4 Entwicklungsstand

Die Einstufung des Entwicklungsstandes erfolgte gleich wie in der Vorauswahl (siehe auch Kapitel 8.6):

- Kategorie 4: „Stillgelegt / nicht weiter verfolgt“: Nach der Entwicklung im Labor- oder Pilotmaßstab stillgelegte oder nicht weiter verfolgte Verfahren und Verfahren mit sehr geringer Input-Flexibilität, die im Rahmen der vorliegenden Studie nicht weiter bewertet werden.
- Kategorie 3: „In Entwicklung“: Konzept, Labormaßstab, oder es existiert bereits eine Pilotanlage jedoch noch kein Bericht über den erfolgreichen Betrieb der Pilotanlage.
- Kategorie 2: „Marktreife erreicht“: Es wurde eine Pilotanlage in großem Maßstab betrieben, es liegt auch ein Bericht über den erfolgreichen Betrieb der Pilotanlage vor, umweltrelevante Daten und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen basierend auf diesen Pilotbetrieb liegen ebenfalls vor.
- Kategorie 1: „Großtechnisch umgesetzt“: Eine oder mehrere Anlagen sind in Betrieb.

Einen Ausnahmefall stellt das ExtraPhos (Budenheim) Verfahren dar. Es liegt zwar noch kein Bericht mit Ergebnissen aus dem Pilotversuch Mainz-Mombach vor, jedoch wurde auf der Basis der per E-Mail mitgeteilten Informationen und unter Beachtung des Umstandes, dass ein scale-up auf den großtechnischen Maßstab technisch leicht umsetzbar ist, der Entwicklungsstand von Kategorie 3 auf die Kategorie 2 – „Marktreife erreicht“ höhergestuft, weil anzunehmen ist dass dies bereits im ersten Halbjahr 2018 der Fall sein wird.

Die Verbrennung von Klärschlamm in WSF und in Zementwerken ist Stand der Technik und fällt damit grundsätzlich in Kategorie 1. Abweichend davon wurde jedoch die thermische Nutzung von Klärschlamm, welcher vorher einem Phosphor-Extraktionsverfahren unterzogen wurde (konkret: Budenheim ExtraPhos Verfahren) in die Kategorie 2 eingereiht, weil hier allfällig noch offene Fragen der Zusammensetzung des extrahierten Klärschlammes und der damit verbundenen Auswirkungen auf Zementqualität sowie auf die Emissionen und den Brennvorgang im Zementwerk zu klären sind.

Die Mitverbrennung von Klärschlamm in MVA-Anlagen ist grundsätzlich Stand der Technik (Kategorie 1). Bei der Umsetzung am konkreten Standort (Bozen) sind gegebenenfalls noch technische Herausforderungen zu überwinden, um z.B. ein „Durchrieseln“ des Brennstoffes durch den Rost zu vermeiden. Diesen „Startschwierigkeiten“ wurde jedoch in der Bewertung keine große Bedeutung gegeben.

12.5 Technische Komplexität des P-Recyclingverfahrens

P-Recycling-verfahren	Komplexität a)	Begründung
Seraplant	2	Mehrstufig, technisch mäßig anspruchsvoll
sePURA (PCa Dünger)	1	Kein P-Trennprozess erforderlich, evtl. Sieb-, Misch- oder Granulierungsvorgänge.
LeachPhos	2	Mehrstufig, technisch mäßig anspruchsvoll
TetraPhos	2	Mehrstufig, technisch mäßig anspruchsvoll
AshDec	3	Temperaturniveau des Prozesses (z.B. 950°C), Abgasreinigung erforderlich, korrosive Gase im System
Kubota	3	Temperaturniveau des Prozesses (1450-1500°C), Abgasreinigung erforderlich
ExtraPhos (Budenheim)	2	10 bar Druck bei Extraktion, mehrstufig durch CO ₂ -Rückführung, Alkalisieren und Fällung
HTC kombiniert mit P-Recycling b)	3	Bis 25 bar Druck im HTC Kernprozess, Temperatur bis ca. 230°C, mehrstufig, auch die Extraktion aus dem HTC-Produkt erfordert einen mehrstufigen Prozess
ZAR	3	Technisch anspruchsvolle Flüssig-Flüssig-Extraktion, Re-Extraktion, evtl. besondere Abwasserreinigung erforderlich

a) Kategorie: 1....geringe Komplexität, 2...mittlere Komplexität, 3....eher große Komplexität
b) Bei Betrachtung der HTC als Methode zur Verringerung der Klärschlammmenge, zur Erhöhung der Biogas-Menge in Kläranlagen und zur Erhöhung des Heizwertes ist eine geringere Komplexität gegeben.

12.6 Bewertung der Schadstoffeinträge in Böden

Als Ergebnis der Referenzbodenmethode liegen vor:

- Die jährliche anorganische Schadstofffracht bei Düngung mit 40 gP/ha.
- Die Theoretische Nutzungsdauer im Referenzbodenmodell: Das Ergebnis der Berechnung drückt aus, wie viele Jahre gedüngt werden kann, bis der kritische Stoffeintrag für das erste Element erreicht wird, wenn der Boden als geschlossenes System betrachtet wird und sich die Schwermetalle somit stetig akkumulieren.

Für die sePURA und Seraplant Sekundärdünger mit oder ohne zusätzliche Nährstoffe wurde keine Referenzbodenmethode angewendet, weil sich die Literaturangaben auf Produkte beziehen, die aus Deutschen Klärschlammaschen gewonnen wurden. Internationale Abweichungen der Cr-, Ni-, Pb-, Cu- und Cd-Konzentrationen könnten hier zu unterschiedlichen Bewertungen führen. Für sePURA und Seraplant wird daher der Schadstoffeintrag in Böden gleich bewertet wie die direkte Asche-Ausbringung, und dabei wird die Schwermetall-Zusammensetzung und der P-Gehalt Südtiroler Reststoffe der thermischen Klärschlammbehandlung zugrunde gelegt (Datengrundlage: INSAM, 2016).

Tabelle 23: Berechnete Stoffeinträge - Schwermetalle

Jährliche Stoffeinträge bei Düngung mit 40 kgP/ha							
Element	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb
	kg/ha*a	kg/ha*a	kg/ha*a	kg/ha*a	kg/ha*a	kg/ha*a	kg/ha*a
Teilaufgeschlossenes Rohphosphat	0,0023	0,0147	0,0350	0,0073	7E-06	0,0085	0,0009
Triple Superphosphat TSP	0,0013	0,0125	0,0461	0,0031	4E-06	0,0042	0,0030
Klärschlamm-Asche aus Südtirol	0,0067	0,0025	0,0767	0,2602	0,0006	0,0438	0,0758
ExtraPhos	<0,0016	<0,0002	n.v.	0,0174	4E-05	0,0055	0,0029
Ostara Pearl	0,0003	0,0002	0,0007	0,022	n.v.	0,0028	n.v.
LeachPhos	n.v.	0,0003	0,0074	0,1778	0,0002	0,0044	0,0037
TetraPhos	0,0002	0,0002	0,0008	0,0006	n.v.	0,0005	0,0005
Kubota x)	0,0003	0,0003	0,0551	0,438	n.v.	0,0318	0,0085
Ash Dec	0,0003	0,0003	0,059	0,4692	n.v.	0,0338	0,0635
80% Düngefabrikat aus Asche, 20% TSP	0,0056	0,0045	0,0706	0,2088	0,0005	0,0359	0,0612

n.v.....Analysenwerte nicht verfügbar

Tabelle 24: Ergebnis der Referenzbodenmethode

Element	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Methode: siehe Kap. 11.8	
Tolerierbarer Stoffeintrag (kumulativ, kg/ha)	39	3,87	286	226	2,42	231	127		
Primär- bzw. Sekundärdünger	Jahre der Aufbringung bis kritische Frachten erreicht sind (theoretisch) [a]							Mini- mum [a]	Kritisches Element + Bewertung
Teilaufgeschlossenes Rohphosphat	17270	263	8174	>25000	>25000	>25000	>25000	263	Cd / 3
Triple Superphosphat TSP	>25000	310	6202	>25000	>25000	>25000	>25000	310	Cd / 3
Klärschlamm-Asche aus Südtirol	5795	1553	3729	869	4144	5287	1682	869	Cu / 2
ExtraPhos	>25000	>19000	n.v.	13036	>25000	>25000	>25000	13036	Cu / 1
Ostara Pearl	>25000	24213	>25000	10301	n.v.	>25000	n.v.	10301	Cu / 1
LeachPhos	n.v.	13836	>25000	1273	15113	>25000	>25000	1273	Cu / 2
TetraPhos	>25000	22953	>25000	>25000	n.v.	>25000	>25000	>25000	Cd / 1
Kubota x)	>25000	14631	5193	516	n.v.	7283	15036	516	Cu / 2
Ash Dec	>25000	13656	4847	482	n.v.	6854	2005	482	Cu / 2
Düngefabrikate aus Asche aus Südtirol	5795	1553	3729	869	4144	5287	1682	869	Cu / 2
80% Düngefabrikat aus Asche, 20% TSP	6921	862	4052	1083	5171	6454	2082	862	Cd / 2

Als „kritische Elemente“ wurden mit Bezug auf die Schwermetall-Hintergrundwerte und unter Berücksichtigung der Stoffeinträge die Elemente Cadmium und Kupfer identifiziert (Tabelle 24). Im Gegensatz dazu haben MAYER ea., 2017 unlängst Cr, Cu und vor allem Pb als „kritische Elemente“ identifiziert (jedoch unter Verwendung einer anderen Bewertungsmethode). Dies streicht die Bedeutung jener Maßnahmen, die den Cd-, Pb- und Cu-Eintrag in den Klärschlamm verringern hervor und ist für die zukünftige Qualitätskontrolle von P-Sekundärdüngern von Bedeutung.

Beim Minimum der Anzahl der Jahre, die sich gemäß Referenzbodenmethode theoretisch bis zum Erreichen kritischer Schwermetallkonzentrationen in Böden ergibt, ist eine Gruppierung der Verfahren in 3 Gruppen zu beobachten:

- Thermische Recyclingverfahren unterscheiden sich nur geringfügig von Szenarien der Düngung mit primärem Phosphatdünger (Teilaufgeschlossenes Rohphosphat, TSP) weil das Element Cu unter den in Südtirol vorhandenen Rahmenbedingungen ein kritisches Element ist und Cu mit thermischen Recyclingverfahren nicht bzw. nur in geringem Prozentsatz abgetrennt wird.
- Die Direkt-Aufbringung von Klärschlamm oder die Herstellung von Düngefabrikaten aus Asche führt annähernd zur doppelten bis dreifachen Aufbringungsdauer (im Vergleich zu P-Primärdünger).
- Die Rückgewinnung aus Schlammwasser (Ostara) sowie die extraktive Rückgewinnung von P mithilfe von CO₂ oder Phosphorsäure führen zu einer deutlich höheren Aufbringungsdauer. Eine Ausnahme bei extraktiven Verfahren ist hierbei das LeachPhos Verfahren.

Aufgrund dieser Gruppierung war es zweckmäßig, in der Gesamtbewertung der Bodenbelastung durch Schwermetalle die Kategorien 1, 2 und 3 zu vergeben – entsprechend der umgekehrten Reihenfolge der oben beschriebenen Gruppen.

Keines der betrachteten Szenarien wurde bezüglich Schwermetall-Eintrags in Böden mit „4“ bewertet (das wäre dann „schlechter als Primärphosphat“ gewesen). Bei LeachPhos wurde die Bodenbelastung mit „2“ bewertet. Die Bewertung bei „TetraPhos“ erfolgt vorbehaltlich einer vielleicht besonders sorgfältigen Reinigung der erzeugten Phosphorsäure in den Technikumsversuchen, wobei die Frage offen bleibt ob die Performance des großtechnischen Prozesses (in Bezug auf die Reinigungsleistung für Schwermetalle) jenen der Technikumsversuche entsprechen wird.

Zusätzlich ist zu beachten, dass mineralische Primärdünger mehr Uran enthalten als Klärschlamm-Asche (bezogen auf P). Jedes P-Recyclingverfahren kann hier zur Verringerung des U-Eintrages in Böden führen. Die Bewertung der Strahlenbelastung in Böden/Pflanzen sowie Futter- und Nahrungsmittel ist jedoch infolge der im Urgestein eingeschlossenen Uran-Isotope und wegen der ubiquitären Hintergrund-Strahlenbelastung durch das weitaus stärker mobile und schwach radioaktive Kalium-Isotop ⁴⁰K komplex (wird hier nicht weiter ausgeführt). Die U-Konzentrationen in Handelsdünger weisen weiters eine große Streubreite auf. Auch bei U-Konzentrationen im P-Sekundärdünger (nicht Asche) sind große Datenlücken vorhanden, ⁴⁰K bzw. K-gesamt wird meistens nicht angegeben.

12.7 Düngewirksamkeit

Zur Beurteilung der Düngewirksamkeit stehen folgende Methoden zur Verfügung:

- Bestimmung der Phosphat-Löslichkeit in unterschiedlichen Extrakten
- Bestimmung der Mineralphasenzusammensetzung des Düngers und/oder von molaren Elementarverhältnissen (z.B. Fe:P)
- Bodenuntersuchungen
- Pflanzenversuche (Gefäßversuche, Feldversuche) zur Untersuchung des Biomassezuwachses und/oder der P-Aufnahme der Pflanzen

Für die Eignung als Sekundärdünger sind neben P-Gehalt und P-Verfügbarkeit Körnung/ Textur, das Handling, die Lagerbarkeit und Grenzwerte für die Zulassung als Düngemittel relevant.

Pflanzen können Phosphor nur als gelöstes Orthophosphat aus der Bodenlösung aufnehmen. Die **P-Löslichkeit** bzw. P-Verfügbarkeit eines Düngemittels wird zunächst durch die Phosphor-Bindungsform bestimmt. Primäre Phosphate (H_2PO_4^- Me^+) sind gut wasserlöslich, sekundäre bedingt wasserlöslich. Die tertiären Phosphate sind nicht mehr wasserlöslich bzw. diese können extrem geringe Löslichkeiten in Wasser aufweisen. 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 (UBA DE, 2015).

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	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$

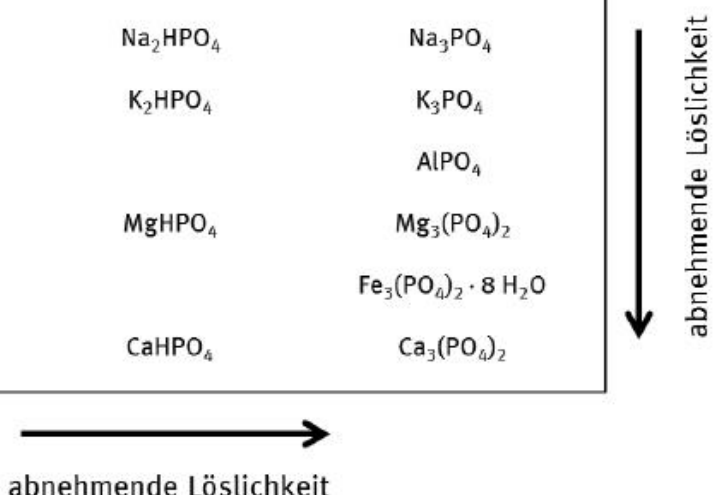


Abbildung 38: Löslichkeit verschiedener Phosphatsalze in Wasser bei 25°C in Abhängigkeit von P-Bindungsform und Kationen (UBA DE, 2015)

Phosphat-Verfügbarkeiten bzw. Löslichkeiten sind weiters abhängig von:

- Korngröße des Materials
- Zusammensetzung des Ausgangsmaterials: verschiedene Chargen können unterschiedliche Löslichkeiten aufweisen. Einerseits unterliegt die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien gewissen Schwankungen andererseits werden die Verfahren kontinuierlich weiterentwickelt. Das führt zu verbesserter Produktqualität und höheren Löslichkeiten.

- Nebenbestandteile: Je nach Ausgangsmaterial können die P-Rezyklate unterschiedlich große Gehalte an Eisen- und Aluminiumverbindungen aufweisen.
- Prozesstemperaturen bei thermischen P-Recyclingprozessen
- pH-Wert, Sorptionseigenschaften der Böden und Ca-Verfügbarkeit im Boden

Im deutschen und europäischen Düngemittelrecht sind **derzeit unterschiedliche Extraktionsverfahren** zur Bestimmung der Phosphatlöslichkeit (u.a. wasserlösliches P, alkalisch-ammoncitratlösliches P, Zitronensäurelösliches P, etc.) normiert. Je nach Herkunft und Beschaffenheit des zu prüfenden P-Düngers kann ein unterschiedliches Verfahren zum Einsatz kommen. Die Aussagefähigkeit solcher chemischer Extraktionsverfahren hinsichtlich der tatsächlichen Pflanzenverfügbarkeit eines Düngemittels ist jedoch begrenzt, da es sich um statische Methoden handelt, welche die im Bodenprozess stattfindenden dynamischen und komplexen Lösungsprozesse nur unzureichend abzubilden vermögen. Pflanzen nehmen P primär als gelöstes Phosphat aus der Bodenlösung auf, weshalb angenommen wird, dass in überschaubaren Zeiträumen, z.B. binnen einer Vegetationsperiode, nur vollständig wasserlösliches oder neutral-ammonium-citratlösliches (letzteres entspricht der Extraktionskraft der natürlichen Rhizospären-Chemie der Pflanzen) mineralisches oder vollständig mineralisierbares organisches P zu 100 Prozent genutzt werden kann. Die Frage, ob schwerlösliche mineralische P-Formen eine langsamer wirkende Reserve darstellen, ist strittig.

Bei der Kennzeichnung von Düngemitteln ist neben dem Gesamt-P-Gehalt zwingend der Gehalt an pflanzenverfügbarem P (wasser- / neutral-ammonium-citratlösliches P) anzugeben (SCHNUG ea. ,2015). Nach Ansicht von KRATZ & SCHNUG, 2009 ist, mit Ausnahme der Wasser- und der Mineralsäureextraktion nach EU-VO, keine Methode universell für alle verschiedenen Mineraldünger einsetzbar. Vielmehr extrahieren die einzelnen Methoden jeweils unterschiedliche P-Fractionen bzw. P-Bindungsformen. Nach Einschätzung von MUSKOLUS & WILKEN, 2016 sind Gehalte an wasserlöslichem P nicht zur Abschätzung der Düngewirksamkeit geeignet. Als besser bewertet werden von MOSKOLUS & WILKEN, 2016, die Extraktion mit Zitronensäure und Neutral-Ammoncitrat. Nach CABZEA et al., 2011 sind die Parameter Wasserlöslichkeit und Citratlöslichkeit des Phosphors in den Phosphor-Düngern nicht die aussagekräftigsten Parameter zur Beurteilung der möglichen Phosphor-Düngewirkung. Auch von KRATZ, 2016 wird die Wasserlöslichkeit als ungeeigneter Parameter angesehen, da untersuchte P-Recyclingprodukte durchwegs nicht wasserlöslich waren. Vegetationsversuche zeigten, dass für Abschätzung des pflanzenverfügbaren Anteils eines P-Recyclingproduktes andere chemische Extraktionen (neutrales Ammoniumcitrat NAC; Zitronensäure) besser geeignet sind. Wobei Zitronensäure als Indikator für saure Böden, NAC für neutrale Böden empfohlen wird.

In chemisch gefällten Klärschlämmen spielen Fe/Al-Phosphate sowie Fe/Al-(Hydr)oxide eine wesentliche Rolle für die Löslichkeit von P. Das molare **Verhältnis (Al + Fe)/P** eignet sich daher gemäß KRATZ, 2016 besser zur Charakterisierung der P-Pflanzenverfügbarkeit als bisher normierte chemische Extraktionsverfahren. Die in der vorliegenden Studie gesammelten Daten (siehe Kapitel 5) zeigen, dass dieses molare Verhältnis für KS-Aschen aus Deutschland und Südtirol $>1,0$ ist. Es liegt also (vereinfacht gesprochen) ein „Überschuss an Fällungsmittel-bedingte Oxiden“ in der Asche vor.

Wie sich aus Tabelle 25 ergibt, werden durch die einzelnen Verfahren oftmals mehrere verschiedene P-Fractionen extrahiert, deren Pflanzenverfügbarkeit nicht unbedingt gleichwertig ist. Gemäß EGLE ea., 2014a stehen Ergebnisse aus Löslichkeitstests oft in Widerspruch zur tatsächlichen P-Aufnahme in Topfversuchen. Weiters ist zu bedenken, dass P nur einen von fünf Makronährstoffen darstellt. Der Pflanzenertrag hängt aber von sämtlichen Nährstoffen (Makro- und Mikronährstoffen), sowie Bodenart, Pflanzenkultur, Wasserversorgung, Sonneneinstrahlung und Temperatur ab. Zu beachten ist ferner, dass Extraktionstests bei gleicher Zusammensetzung des Extraktionsmediums, jedoch unterschiedlichen Feststoff: Flüssigkeitsverhältnissen (L/S) den pflanzenverfügbaren Anteil unterschiedlich einschätzen.

Handelsübliche Mineraldünger wie z.B. Triplesuperphosphat weisen eine fast 90%ige Wasserlöslichkeit auf und sind schnell und direkt pflanzenverfügbar (EGLE ea., 2014a).

Tabelle 25: Mit verschiedenen Extraktionsmitteln gelöste P-Formen, nach Angaben aus der Literatur (Quelle: KRATZ & SCHNUG, 2009)

Extraktionsmittel	Extrahierte P- Fraktion / -Bindungsform	Referenz
Wasser (W)	Monocalciumphosphat (MCP) $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, Ammoniumphosphat	SHEEL (1968b), BRAITHWAITE (1987), HIGNETT und BRABSON (1961)
Alkalisches Ammoncitrat (AAC)	Dicalciumphosphat (DCP) CaHPO_4 bzw. „nicht wasserlösliche, aber pflanzenverfügbare P-Fraktion“, d. h. auch pflanzenverfügbare Fe-Al-Phosphate	HIGNETT und BRABSON (1961), WERNER (1967), JUNGE und WERNER (1989)
Neutrales Ammoncitrat (NAC) bzw. sequentielle Extraktion (W+NAC)	MCP, DCP, ca. 80% der Al-/Fe-Phosphate, basisches Ca-Phosphat (Hydroxylapatit/Tricalciumphosphat) bzw. ungelöster oder bei der Ammonisierung rückgebildeter RP-Rückstand, Apatit in Abhängigkeit von der Carbonatsubstitution im Apatitkristall bzw. dem Anteil an freiem Carbonat im RP	BRAITHWAITE (1987), HAMMOND et al. (1989), HIGNETT und BRABSON (1961), SCHMITT (1969b) CHIEN und HAMMOND (1978), LÉON et al. (1986), (strittig, a.A. BRAITHWAITE, 1987)
Zitronensäure (CA)	MCP, DCP, ca. 20% der Al-/Fe-Phosphate, ca. 20% der ungelösten RP-Rückstände in teilaufgeschlossenem RP, kieselsäurehaltige P-Verbindungen, z. B. Kalk-Silikophosphat (Silicocarnotit, $5\text{CaO} \cdot \text{P}_2\text{O}_5 \cdot \text{SiO}_2$ Mischkristall)	BRAITHWAITE (1987), MAERCKER (1895), MARTENS (1943), GERICKE (1952, 1968)
Ameisensäure (FA)	Apatit in Abhängigkeit von der Carbonatsubstitution im Apatitkristall bzw. dem Anteil an freiem Carbonat im RP	CHIEN und HAMMOND (1978), LÉON et al. (1986)
Mineralsäure	Gesamtposphat	FINCK (1992)

CABEZEIA ea. (2011) beobachteten eine enge Korrelation zwischen der Phosphor-Aufnahme der Pflanzen und den Phosphor Konzentrationen der Bodenlösungen (Li) sowie des isotopisch austauschbaren Phosphates (IEP) in Bodenproben und schließen daraus, dass die Löslichkeit des Phosphors nicht der am besten geeignete Parameter zu Beurteilung der möglichen Phosphor-Düngewirkung ist. Die Pflanze nimmt den von ihr zum Wachstum benötigten Phosphor nur aus der Bodenlösung auf. Um den Pflanzenbedarf zu decken, 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 beziehungsweise je besser die Nachlieferung aus den im Boden vorhandenen Phosphaten erfolgt (UBA DE, 2015). Mittels des isotopisch austauschbaren Phosphates (IEP) lässt sich die Phosphor-Verfügbarkeit in den Böden auch nach Ansicht von RÖMER, 2013a genauer bestimmen als über die etwaige Löslichkeit der Substanzen in diversen Extraktionsmitteln. Um chemische Eigenschaften, die das Verhalten von P-Düngern beschreiben zu charakterisieren sind jedoch nach Ansicht des deutschen Umweltbundesamtes (UBA DE, 2015) weitere Forschungs-Aktivitäten notwendig.

Die Verfügbarkeit von P wird zusätzlich von den **Bodeneigenschaften und Phosphor-Pools im Boden** mitbestimmt, und diese können daher bei Bewertung der Düngewirkung miteinbezogen werden. Phosphor weist gemäß SCHNUG ea., 2015 im Vergleich zu anderen Pflanzennährstoffen eine sehr geringe Mobilität in Böden auf. Dies bedingt, dass Pflanzen den größten Teil ihres aktuellen P-Bedarfs aus P decken, das aus früheren Düngungsmaßnahmen stammt und in die Bodenlösung remobilisiert wurde.

Bereits 1974 wurde nachgewiesen, dass die Anteile der Bodenphosphatformen am Gesamtphosphat wesentlich von der Bodenreaktion und vom Tongehalt abhängen. Der Tongehalt ist ein Merkmal für die Sorptionskapazität eines Bodens und insofern auch mit dem P-Vorrat im Boden korreliert (KÖNIG & KERSCHBERGER, 2014). Die Pflanzenversorgung mit Phosphor ist bis zu einem gewissen Grad umso besser, je höher die Konzentration in der Bodenlösung ist und je besser die Nachlieferung aus den im Boden vorhandenen Phosphaten erfolgt. Im Boden kommt Phosphat „in der Bodenlösung“ (~0,1-5 mg/l) als „labiles Phosphat“ (primäre oder sekundäre Ca-Phosphate, sorbierte/physikalisch austauschbare Phosphate) oder als „stabiles Phosphat“ (ca 90% des gesamt-P im Boden: lithogenes P, P gebunden an Tonmineralen oder eingebaut in Huminstoffen, Fe- und Al-Oxide/-Hydroxide, okkludierten Phosphat) vor (UBA DE, 2015).

Es existiert eine Reihe von Methoden zur Bestimmung verschiedener P-Fraktionen (P-Pools) im Boden. Beispiele für diese Methoden sind die Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Analyse, sowie die Doppellactat (DL)-Analyse zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren P-Gehaltes im Boden. Analysen der Bodeneigenschaften sind sowohl für Feldversuche als auch bei der Durchführung von Gefäßversuchen relevant.

Bei der Bewertung von P-Pools im Boden kann das aktuell (für eine Vegetationsperiode) aus dem Boden verfügbare P durch eine Bodenuntersuchung auf extrahierbares P (sog. pflanzenverfügbares P) bestimmt werden, und es kann der aktuell verfügbare P mit Gehaltsklassen von A (sehr niedrig) bis E (sehr hoch) quantifiziert werden (SCHNUG ea., 2015). In der Gehaltsklasse C reicht das aus Bodenvorräten verfügbare P zur Deckung des Bedarfs einer Ernte oder des Ertrages einer Rotation (je nachdem, ob jährlich oder nur einmal in der Fruchtfolge gedüngt wird). Bei höheren Gehalten im Boden (Klassen D und E) werden durch Düngung keine signifikanten Mehrerträge erwartet. Mit Erreichen der Gehaltsklasse C müssen daher fortan nur noch die Mengen an P durch Düngung ergänzt werden, die durch den Entzug der Ernten des Folgejahres oder der Fruchtfolge zu erwarten sind. In den Gehaltsklassen D und höher ist Düngung ohne Nutzen, ggf. aber mit negativen ökologischen Folgen verbunden (Eutrophierung von Gewässern).

Für die Durchführung von **Pflanzenversuchen zur Düngewirksamkeit** existieren keine gesetzlichen Vorschriften, dennoch existieren gewisse Grundregeln für die Anlage von Gefäß- und Freilandversuchen. Wesentliche Einflussfaktoren sind die Bodenbeschaffenheit (Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert), die Pflanzenart und -sorte sowie die Versuchsbedingungen (Bewirtschaftung, Witterungsverlauf u.a.).

Der **Pflanzenertrag** ist das Kriterium des Pflanzenbaues, welches den Landwirt vordergründig interessiert. Dieser ist nicht nur von Nährstoffen (insbesondere Phosphor) sondern auch von der Bodenart, dem Wurzeltiefgang, der Wasserversorgung, der Temperatur, der Lichteinstrahlung, der Tageslänge und anderen Faktoren abhängig. Dagegen hängt die Phosphataufnahme im Wesentlichen von der Phosphor-Verfügbarkeit im Boden ab und diese wiederum von der Phosphor-Löslichkeit der Phosphor-Dünger und deren Umsetzung im Boden (RÖMER, 2013a). Die **aufgenommene Phosphor-Menge** ist daher ein gutes Maß für die Beurteilung der Phosphor-Düngewirkung der Phosphor-Recyclingprodukte. SSP (einfaches Superphosphat) und TSP (Tripelsuperphosphat) werden hierbei in Testversuchen meist als Bezugsbasis eingesetzt.

RÖMER, 2013a reiht die Phosphor-Düngewirkung aus Sicht der Pflanzenernährung folgendermaßen:

TSP = MAP > Mg-P = Sinter-P > Ca-P, (Kupol-Schlacke) > Klärschlammaschen (KSA) > Teilmehlasche, Eisen-Phosphate (Fe-P).

Gemäß SEVERIN et al., 2013 weisen Klärschlämme gegenüber Superphosphat eine langsamere P-Düngewirkung im ersten Düngungsjahr auf. Langfristig ist die P-Ausnutzung aus Klärschlamm durch die Pflanze ähnlich hoch wie die von Superphosphat. Eine von SEVERIN et al., 2014 durchgeführter Pflanzenversuch (Mais) zeigt, dass der Düngeeffekt von thermisch behandelter Schlacke welcher mit Na-, Ca- und/ oder Si-haltige Zusätze beigemischt wurden, Düngeeffekte aufweisen können die jenen von TSP nahekomen. Die Autoren vertreten jedoch die Auffassung, dass KSA ohne chemische Zusätze nicht in eine Phosphatverbindung verwandelt werden können, die als Alternative zu konventionellen Phosphaten aus Rohphosphat angesehen werden kann. Die Düngung mit unbehandelter Klärschlammasche führte, im Vergleich zur Kontrollvariante, weder zu höherem Biomassezuwachs noch zu einer höheren P-Aufnahme. Als Hauptkomponente in unbehandelter Klärschlammasche nennen SEVERIN et al., 2014 $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Bei thermischer Behandlung und Zumischung von Na, Ca-, S- und Si-haltigen Zusätzen zu untersuchter Stahlwerk-Konverterschlacke wird $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ zu Ca- und Na-Si-Phosphaten umgewandelt, welche eine höhere Wasserlöslichkeit aufweisen als $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ und somit auch besser pflanzenverfügbar sind.

Basierend auf den Ergebnissen von RÖMER, 2013a und weiteren Untersuchungen die in den letzten Jahren von zahlreichen Autoren durchgeführt wurden, wurde in einer Studie des deutschen Umweltbundesamtes eine tendenzielle Einteilung der Düngewirkung in Abhängigkeit der Phosphor-Aufnahmerate, vorgenommen (UBA DE, 2015). Die Bewertung erfolgte gemäß UBA, DE in vier Stufen im Vergleich zu vollaufgeschlossenem 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

Die von den Pflanzen tatsächlich aufgenommene Phosphormenge kann mithilfe der Netto-**Phosphor-Aufnahmewerte** ersichtlich gemacht werden. Sie ist die Differenz zwischen P-Aufnahme der (gedüngten) Probe und der P-Aufnahme der ungedüngten Kontrolle. Die P-Netto-Aufnahme von P-Rezyklaten wurde mehrfach untersucht. RÖMER, 2013a vergleicht die Netto-P-Aufnahme von P-Rezyklaten mit der P-Aufnahme aus Mineraldüngern. Verglichen mit den Superphosphaten werden auf sämtlichen untersuchten Testböden nur von Struvit-Sekundärdüngern mit hohem MAP-Gehalt mit den Primärdüngern vergleichbare Werte erreicht. Geringe Phosphor-Aufnahmen werden dagegen von Fe-P, Tiermehlaschen und KSA auch bei mehrmaligem Anbau der Kulturpflanzen erreicht selbst wenn diese KSA mittels thermischer Verfahren unter Chloridzugabe thermisch behandelt wurden (RÖMER, 2013a). Zwischen beiden Gruppen (MAP und Aschen) sind die übrigen Produkte wie Ca- und Mg-Sorptions- oder Fällungsprodukte sowie Phosphor-haltige Schlacken einzuordnen, wobei die Mg-Phosphate auf Grund ihrer leichteren Umsetzbarkeit in den Böden zu favorisieren sind. Ca-Phosphate, wenn es sich vorwiegend um tertiäre Phosphate und Apatite handelt, sind als Phosphor-Dünger aus der Sicht der Phosphor-Aufnahme im Kurzzeit-Pflanzentest ungeeignet und müssten gemäß RÖMER, 2013a aufgeschlossen werden bevor sie als Phosphor-Dünger dienen können.

Pflanzenversuche sind jedoch nur ein methodischer Ansatz der Beurteilung der Düngewirksamkeit. Diese Tests sind aufgrund von Versuchsansätzen die sich hinsichtlich Auswahl der Böden, Pflanzen, Witterung, Management, Dauer des Versuchs unterscheiden schwer zu vergleichen. Weiters wird die Bewertung in vorliegender Studie aufgrund folgender Tatsachen erschwert:

- Mineralogische Untersuchungen der Produkte wurden entweder nicht durchgeführt oder sind nicht bekannt gegeben worden. Aufgrund fehlender mineralogischer oder spezifischer chemischer Untersuchungen kann beispielsweise nicht beurteilt werden in welchem Ausmaß eine Fixierung von P an Fe-Verbindungen zu erwarten ist.
- Sofern mineralogische Untersuchungen vorliegen, sind bisher nur die kristallinen Phasen erforscht. Die Methodik durchgeführter mineralogischer Untersuchungen ist oftmals nicht ausreichend dokumentiert.
- Aussagen über chemische Zusammensetzungen sind teilweise widersprüchlich. So wird beispielsweise das Endprodukt des ExtraPhos-Verfahren je nach Autor als Calciumphosphat (MONTAG ea., 2016), Calciumhydrogenphosphat oder Calciumdihydrogenphosphat (FUX, 2015) angegeben. Verschieden Chargen aus unterschiedlichen Jahrgängen /Entwicklungsstufen der Verfahren weisen womöglich unterschiedliche Zusammensetzungen auf. Diese Änderungen sind anhand der Publikationen aufgrund immer gleicher Bezeichnung der Endprodukte kaum nachvollziehbar.
- Versuche zur Löslichkeit wurden mit verschiedenen Extraktionsmitteln durchgeführt und sind nicht für alle Verfahren bekannt.
- Auch die Korngröße der Produkte hat einen Einfluss auf die Verfügbarkeit im Boden. Auch bei der Durchführung von Extraktionstests ist ein Einfluss der Korngröße vorhanden. Informationen zur Korngröße bzw. Korngrößenverteilung sind trotz Literaturrecherche nicht immer bekannt.

- Pflanzenversuche wurden nicht einheitlich gestaltet (Bodenart, Pflanzenart, Versuchsdauer), der Ausgangsphosphorgehalt der Böden ist nicht immer bekannt; Langzeitversuche sind kaum durchgeführt worden.

Um eine agronomische Bewertung der P-Rezyklate durchzuführen sind **Langzeit-Feldversuche** anzustreben, da die langfristige Ausnutzung von P-Düngern nicht experimentell bestimmt werden kann, und auch die Bestimmung von P-Pools im Boden nur Teilaspekte der mehrjährigen, komplexen P-Versorgung der Pflanzen abdeckt. Diese Langzeittests/Feldversuche fehlen jedoch größtenteils.

Die methodischen Ansätze („approaches“) bei der bisherigen Bewertung der Düngewirksamkeit waren stark unterschiedlich. Eine robuste Bewertung der Produktqualität im Sinne einer einheitlichen Klassifizierung, welche die quantitativen Testergebnisse verarbeitet ist daher nicht möglich. Um dennoch eine Art Klassifizierung vorzunehmen, wurden zunächst die Ergebnisse der jeweiligen Untersuchungen, A) Tests zur Löslichkeit, B) Bodenuntersuchungen und C) Pflanzenversuche mit positivem oder negativem Vorzeichen oder „Null“ bewertet (mit –, 0 oder +). Die Bewertung A⁻ bedeutet also, dass ein Löslichkeitsversuch durchgeführt wurde, dessen Ergebnis nicht zufriedenstellend war; A⁺ kennzeichnet ein gutes Löslichkeitsverhalten des Endproduktes. Anschließend wurden die Bewertung der Düngewirksamkeit folgendermaßen vorgenommen:

- Verfahren mit zwei oder mehr grundsätzlich positiven, in der Literatur dokumentierten Ergebnissen aus unterschiedlichen methodischen Ansätzen (2 oder mehr approaches) → Kategorie 1
- Das Verfahren wurde in der Literatur positiv bewertet, es liegt allerdings nur das Ergebnis eines methodischen Ansatzes (1 approach) zur Untersuchung des Rezyklates vor und/ oder die Dokumentation ist nicht ausreichend (d.h. Versuchsbedingungen wurden wie im Kubota-Verfahren nur unzureichend beschrieben; Rezepturen der bei Versuchen verwendeten Proben sind den unterschiedlichen Rezepturen bzw. Varianten von AshDec nicht exakt zuordenbar) → Kategorie 2
- Versuchsergebnisse zur Pflanzen-Verfügbarkeit führten nicht zu den erwünschten Ergebnissen → Kategorie 3. Es stellte sich hierbei heraus, dass für die „Kerngruppe“ der Verfahren, die in der vorliegenden Studie ausgewählt wurden, in jedem Fall zumindest ein positives Resultat vorliegt. Die Kategorie 3 musste daher nicht vergeben werden.

Die bei dieser Bewertung verwendeten methodischen Ansätze, Datenquellen und Ergebnisse werden in der nun folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 26: Kurzcharakterisierung und Bewertung der Verfahren hinsichtlich Düngewirksamkeit

Bezeichnung	Chemische Zusammensetzung P-Sekundärdünger	Phosphorgehalt im Produkt, Verarbeitung, weitere Informationen	Durchgeführte Versuche A) Löslichkeit, B) Bodenuntersuchungen C) Pflanzenversuche: Biomassezuwachs und/oder P-Aufnahme (Gefäß- und/oder Freilandversuche)	Bewertung - negativ o mittel + positiv Gesamt: 1, 2 oder 3
A) Extraktion von P aus Schlamm				
ExtraPhos (Budenheim)	CaP 22) Calciumhydrogenphosphat (DCP), CaHPO_4 5) Calciumdihydrogenphosphat 1)	21% P_2O_5 17) Pulver, Granulierung möglich	A) Ammoniumcitratlöslichkeit=60%, Wasserlöslichkeit= 0,5%, Mineralsäurelöslichkeit=92,3% 28) Der Herstellungsprozess und die mineralogische Zusammensetzung (siehe Spalte 2) lässt auf hohe Pflanzenverfügbarkeit schließen. C) Universität Bonn –noch keine Ergebnisse publiziert 2) Wenn diese Ergebnisse vorliegen könnte die Gesamtbewertung eventuell auch „1“ lauten.	A+ B, C? Gesamt 2
B) Rückgewinnung von P aus der Asche				
LeachPhos	Kalziumphosphate oder MAP 23) Ca-Al-Mischphosphat 5)	20-40% P_2O_5 in TM 23)	A) nahezu 100%ige Zitronensäurelöslichkeit 3) C) Gefäßversuch: Sommerweizen, Raps, 3 Böden untersucht → Düngewirkung vergleichbar mit SP 4)	A+ C+ Gesamt 1
TetraPhos	$\text{H}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_3\text{PO}_4$ (RePacid®-Phosphorsäure) 24)	Phosphorsäure mit > 54% resp > 70 % P_2O_5 (Grad der Aufkonzentrierung abhängig von Kundenanforderungen) 5)		H_3PO_4 kann zu TSP verarbeitet werden: Gesamt 1
Kubota	P-haltige Schlacke Ca-Si-Mischphosphat 5)	22,9 – 24,9 % P_2O_5	A) Löslichkeit in Zitronensäure > 90% 6) C) Gefäßversuch Reis → Düngewirkung vergleichbar mit Calcium Superphosphat 6)	A+ C+ Gesamt 2

ASH DEC	P-haltige Schlacke, enthält Tri-Calcium-phosphat und Rhenania-Phosphat ($3\text{CaNaPO}_4 \cdot \text{Ca}_2\text{SiO}_4$) 20)	Die Zusammensetzung der thermisch behandelten Asche variiert, abhängig von der Rezeptur (Zuschlagsstoffe). Getestet wurden Proben unterschiedlicher Rezeptur, teilweise im Labor hergestellte Proben, wobei von den für eine großtechnische Umsetzung angestrebten Rezepturen deutlich abgewichen wurde.	A) Löslichkeiten wurden mehrfach untersucht, nehmen tendenziell mit der Entwicklung des Verfahrens zu, die angegebenen Werte reichen für die Gesamtlöslichkeit von 4,9 bis 9,1%, WNAC 10-85%, Wasserlöslichkeit 0,2 bis 6,2% A) Rezepturen mit Na_2CO_3 und CaCO_3 als Additiv: $P_{\text{NAC}}=94\%$ Rezeptur mit Na_2SO_4 + Abfallkalk-Zugabe: $P_{\text{NAC}}=86\%$ B) Entsprechende Untersuchungen verfügbar, jedoch kein eindeutiger Trend im Resultat. C) Mais, Zugabe von 2 Sekundärdüngern hergestellt mit unterschiedlicher Rezeptur (Na_2CO_3 und CaCO_3 bzw. Na_2SO_4 + Abfallkalk: P-Aufnahme + TM-Ertrag ist vergleichbar mit TSP-Düngung 29) 30) Generelles Problem: Rezepturen der bei Versuchen verwendeten Proben sind den unterschiedlichen Rezepturen bzw. Varianten von AshDec nicht exakt zuordenbar bzw. weichen von der für eine großtechnische Umsetzung vorgeschlagenen Rezeptur ab.	A+ B° C+ Gesamt 2
C) Weitere Asche-Verfahren – z.B. Herstellen von Düngefabrikaten				
RecoPhos (P38) Hinweis: SeraPlant wird in der Gesamt-Bewertung wie P38 bewertet.	Ca- und Mg-Dihydrogenphosphate 14) Calcium-Mischphosphat; hoher Gehalt an Mono- und Dicalciumphosphat 5)	RecoPhos® P38 166g P/ kg TS Pelletform, zertifiziert und zugelassen als Dünger in DE 8) 38 % P_2O_5 bzw. 16,6 % P EGLE 2014b Optimiertes Produkt mit neuem Namen "SERAPLANT" P-Gehalt ca. 22% 26) 46% P_2O_5 in TM 27)	A) Löslichkeit in gesamt, in Wasser in Ammoniumcitrat vergleichbar mit Löslichkeit von TSP 15) C) Gefäßversuche mit Raps → Ertragssteigernde Wirkung vergleichbar mit TSP 15) Feldversuche mit Silomais bestätigen diese Wirkung 16) A) Löslichkeit in Wasser=50-70%, Löslichkeit in Zitronen- und Ameisensäure >90% , alkalische Ammoncitrat-Löslichkeit vergleichbar mit handelsüblichen Mineraldüngers 8) C) Gefäßversuche Raps, verschiedene Böden mit unterschiedlichen pH-Werten → ertragssteigernde Wirkung ähnlich DHP 21) C) Gefäßversuche Silomais, Nachbau Sommergerste, unterschiedliche Böden TM-Zuwachs Silomais vergleichbar mit Zuwachs durch mineralischen Dünger, (Varianten mit	A+ C+ Gesamt 1

			Kalkzugabe schnitten etwas schlechter ab, Wachstum und Ertrag Sommergerste Nachbau ebenfalls vergleichbar mit Mineraldünger, P_{CAL} -Anstieg nach Ernte 27)	
sePura	Mischen von Asche mit anderen Düngekomponenten, es entsteht ein Ca-P oder PKS Dünger Klärschlammasche angereichert mit K_2SO_4 , $CaCO_3$ 20)	DOLOPHOS® solipur® (PKS-Dünger) entsprechen deutscher Düngemittelzulassung 20)	Die Produkte entsprechen der deutschen Düngemittelverordnung und wurden bereits in einem 2-jährigen Düngerversuch auf phosphatarmen Böden in Thüringen geprüft. 9) Produkteigenschaften werden maßgeblich von Ascheeigenschaften bestimmt. P-Verfügbarkeit im ersten Jahr beträgt gemäß telefonischer Auskunft „50-70% des in der Asche enthaltenen P“ bei Wirbelschichtfeuerung. Die Düngewirkung dauert bis in das zweite Jahr an 9).	Gesamt 2
D) Direkte Aufbringung				
Klärschlamm-direktauf-bringung	Ca-Phosphate, Fe-Phosphat, Al-Phosphat, organisch gebundenes Phosphat		A) Löslichkeitsparameter unbehandelter KSA mit Rohphosphat vergleichbar, Löslichkeit in: Wasser=0,01%, Zitronensäure=36%, Ameisensäure=28%, Neutrales Ammoncitrat=35%, Alkalisches Ammoncitrat=29%) 8) C) Gefäßversuche → P-Aufnahme nur halb so groß wie bei Düngung mit TSP 12) Landwirtschaftliche Verwertung von stark eisenhaltigen KS könnte sich negativ auf die P-Verfügbarkeit auswirken 13) Andererseits liegen langjährige gute Erfahrungen mit Feldtests vor. Besonders im Fall der biologischen P-Eliminierung ist eine gute P-Verfügbarkeit anzunehmen.	A- C- Gesamt 2
Literatur: 1) FUX, 2015 2) Bilanzdaten laut telefonischer Auskunft bis spätestens Herbst verfügbar 3) P-REX, 2015a; 4) AWEL, 2013 5) BAFU, 2017 6) HOSHO ea., 2016 7) RÖMER, 2013a 8) EGGLE 2014b 9) LEININGER, 2017 10) RÖMER 2013a 11) WAIDA und WEINFURTER, 2011 12) WEIGAND & BERTAU, 2014 13) WEIGAND & BERTAU, 2014 14) WEIGAND ea. (2013) 15) WEIGAND & BERTAU, 2015 16) WEIGAND ea. 2012 17) Budenheim 18) Pinnekamp ea. (2011) 19) SEVERIN ea. (2013) 20) BLfU, 2015 21) WEIGAND & BERTAU, 2014 22) BMUB DE, 2014 23) P-REX, 2015a 24) CZARNECKI, 2016 25) RÖMER, 2013b 26) SERAPLANT 2016 27) GRUNERT, 2017 28) BUDENHEIM, 2016 29) HERMAN, 2014 30) SEVERIN ea. 2014				

13 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Ziel der vorliegenden Zusammenfassung ist eine komprimierte Darstellung der ökologischen und technischen Bewertung der Phosphor-Rückgewinnung, inklusive Betrachtung der Produktqualitäten hinsichtlich Düngewirksamkeit und Schadstoffgehalt.

In der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol fielen im Jahr 2015 in kommunalen Kläranlagen insgesamt 52.879 t Feuchtsubstanz mechanisch entwässerter Klärschlamm an. Bei einem mittleren Trockensubstanzgehalt von 23,2% sind dies 12.285 t Trockensubstanz. Für die jährliche Phosphor-Fracht in der gesamten Klärschlamm-Menge liegen zwei ähnliche Schätzwerte vor (350 t P/a sowie 400 t P/a). Der Verbleib des Klärschlammes im Jahr 2015 in Südtirol war:

45,1%	Thermische Behandlung in St. Lorenzen-Tobl,
0,9%	Kompostierung in Südtirol,
53,9%	Kompostierung und/oder landwirtschaftliche Verwertung außerhalb Südtirols.

Unter dem Aspekt der Schonung nicht erneuerbarer Ressourcen (Phosphaterz) und einer Neuorientierung des Klärschlamm-Managements in Südtirol werden in der vorliegenden Studie zahlreiche Phosphor-Recyclingverfahren betrachtet und es werden schließlich 12 Szenarien näher beschrieben und bewertet. Für diese 12 Szenarien wurden soweit wie möglich auch Sachbilanzen (Energiebilanz sowie Stoffbilanz bezüglich Massestrom, Phosphor und Hilfsstoffeinsatz) erstellt. Die Modellierung der Energiebilanzen der P-Rückgewinnung sowie der Trocknung und der thermischen Behandlung/Verwertung (Monoverbrennung, MVA, Zementindustrie) erfolgt generell, nicht standort-spezifisch.

Aufgrund der Vielzahl der Verfahren wurde unter den Phosphor-Recyclingverfahren zunächst eine Vorauswahl getroffen, wobei folgende Ausschluss-Kriterien zur Anwendung kamen:

- Stillgelegte Verfahren bzw. wenn Konkurs angemeldet wurde.
- Verfahren die eine Al-Fällung in der Kläranlage voraussetzen (ohne Fe-Salze). Die Umstellung auf Al-Fällung bei allen Kläranlagen wäre mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden.
- Klärschlamm-Extraktionsverfahren mit Mineralsäuren, wenn dabei die organische Masse des Klärschlammes mit Elementen angereichert wird, welche bei der Verbrennung unerwünscht sind (Cl, S), wenn gleichzeitig der Rückgewinnungsgrad für P eher gering ist.
- Verfahren, die sowohl einen geringen Rückgewinnungsgrad (als „gering“ wird in der vorliegenden Studie <40% eingestuft, bezogen auf den Kläranlagenzulauf) als auch eine geringe Input-Flexibilität aufweisen.
- Verfahren, welche in ihrem Entwicklungskonzept viele – auch phosphorarme – Inputmaterialien vorsehen.
- Verfahren in Entwicklung, wenn bisher nur ein Konzept oder ein Ergebnis im Labormaßstab vorliegt. Auch wenn eine Pilotanlage existiert, bisher jedoch noch kein Bericht über den erfolgreichen Betrieb dieser Pilotanlage veröffentlicht wurde, wird das entsprechende Verfahren für die weitere Definition der Szenarien ausgeschlossen. Ausnahme ist das ExtraPhos Verfahren von Budenheim, bei dem

nach Auswertung des intensiven e-Mail-Verkehrs mit der leitenden Verfahrenstechnikerin die Entscheidung getroffen wurde, dass die Entwicklung des ExtraPhos Verfahrens im Pilotmaßstab bereits deutliche Fortschritte erzielt hat.

Weiters werden bei der Vorauswahl der Verfahren folgende Aspekte, Zielvorgaben und Vorplanungen berücksichtigt:

- Der Südtiroler „Abfallwirtschaftsplan für Sondermüll 2017“ der Landesagentur für Umwelt, Bozen.
- Mehrere unterschiedliche Vorplanungen zur Klärschlamm-Behandlung/Verwertung aus dem Jahr 2017, erstellt von Abfallwirtschafts-Akteuren in Südtirol.
- Aufgrund fehlender bzw. knapper Deponievolumina in Südtirol und der Möglichkeit der Substitution von Primärenergieträgern wird in jedem Szenario eine thermische Behandlung bzw. Verwertung integriert. Somit werden auch jene P-Recycling-Verfahren bevorzugt, welche bei der Klärschlammasche ansetzen.

Das Ergebnis dieser Vorauswahl ist eine „Kerngruppe“ der Phosphor-Recyclingverfahren (siehe Kapitel 8.8), welche in Kombination mit thermischer Behandlung (im Einzelfall auch ohne thermische Behandlung) jene 12 Szenarien ergeben, die ausführlich bewertet werden. Die Gesamt-Bewertung erfolgt multi-kriteriell und matrixbasiert mittels einer vierstufigen Ordinalskala (1 bis 4), sodass die Ergebnisse insgesamt in einer einzigen Tabelle dargestellt werden können (siehe Tabelle 27).

Erläuterung zu den Beurteilungskriterien / zur Bewertungsskala:

P Recyclingquote RC_{ZUL} :

Diese wird auf die P-Fracht im Kläranlagenzulauf bezogen.

- Kategorie 1: $RC_{ZUL} > 80\%$
- Kategorie 2: RC_{ZUL} 70% bis 80%
- Kategorie 3: RC_{ZUL} 40% bis 70%
- Kategorie 4: $RC_{ZUL} < 40\%$ bzw. derzeit keine technische Lösung für ein P-Recycling

Düngewirksamkeit P-Sekundärdünger:

Es wurde auf Basis einer Literaturrecherche untersucht, ob bei der externen Beurteilung des jeweiligen Sekundärdüngers nur ein Weg (nur ein „approach“) oder mehrere Wege (mehrere „approaches“) der Untersuchung eingesetzt wurden, und ob die Ergebnisse grundsätzlich positiv waren. Details werden in Kapitel 11.9. dargestellt.

Boden / Organische Schadstoffe, Keime:

Bewertet ob ein relevanter Eintrag von (persistenten bzw. problematischen) organischen Schadstoffen und/oder Keimen in Böden erfolgt.

Boden / Schwermetalle:

Hier wurde die Referenzbodenmethode verwendet. Diese Methode bewertet die anorganischen Schadstoffeinträge, bedingt durch den Schwermetallgehalt des erzeugten Sekundärdüngers. Die Beschreibung der Methode erfolgt in Kapitel 11.8. Der Boden wird als geschlossenes System betrachtet.

Energiebilanz elektrische Energie und thermische Energie:

Bewertet den Einsatz bzw. Überschuss von elektrischer Energie auf Basis von Literaturdaten zum Energiebedarf (bei ExtraPhos: Schätzung) der Prozesse sowie zur Energiebilanz der Zementproduktion. Zur Energiebilanz der Wirbelschichtfeuerung in Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen mit integrierter Trocknung des Klärschlammes sowie in Kombination mit solarer Trocknung wurden zusätzlich eigene Berechnungen durchgeführt.

Hilfsmiteileinsatz:

Zur Bewertung des Hilfsmiteileinsatzes werden die insgesamt im System eingesetzten Stoffe, d.s. Chemikalien für die Abgasreinigung der Verbrennung und Chemikalien für die P-Recyclingstufe, folgenden vier Kategorien zugeordnet:

- Aktivkoks
- Mineralisches
- Säure, Salze, Basen
- Problematische Hilfsstoffe

In keiner der 12 betrachteten Szenarien wurde ein Einsatz problematischer Hilfsstoffe festgestellt. Für die Einstufung in Kategorien bezüglich Hilfsmiteileinsatz war demnach vor allem die Summe der Masse an Säuren, Salzen und Basen relevant.

Entwicklungsstand (näheres siehe Kapitel 12.4):

- Kategorie 1: Großtechnisch umgesetzt. Eine oder mehrere Anlagen sind in Betrieb.
- Kategorie 2: Marktreife erreicht.
- Kategorie 3: In Entwicklung bzw. derzeit noch andauernder Pilottest.

Komplexität:

Hier wurde nur das P-Recyclingverfahren bewertet.

- Kategorie 1 – geringe Komplexität: Die P-Rückgewinnung erfolgt in wenigen, technisch einfachen Schritten, bei Raumtemperatur oder unterhalb von 100°C und bei Normaldruck bzw. unterhalb von 1,5 bar (150 kPa).
- Kategorie 2 – mittlere Komplexität: Zur P-Rückgewinnung wird zumindest ein technisch anspruchsvoller Schritt verwendet oder es werden viele technisch einfache Schritte aneinander gereiht.
- Kategorie 3 – eher hohe Komplexität. Zur P-Rückgewinnung werden zwei oder mehrere technisch anspruchsvolle Schritte verwendet.
- Kategorie 4 – hohe Komplexität.

Ergebnisse

Hohe Recyclingquoten für Phosphor werden vor allem bei jenen Verfahren erreicht, die bei der Klärschlammmasche ansetzen (z.B. AshDec, Kubota) oder bei denen die Klärschlammmasche als Komponente für die Herstellung von Sekundärdüngern verwendet wird (z.B. Seraplant, PCa Dünger der Firma sePURA).

Die Herstellung hochreiner, sehr schwermetallarmer und gut düngewirksamer Produkte wird aus ökologischer Sicht durch verstärkte Inanspruchnahme von Primärressourcen (Primärenergie, Hilfsstoffe) und höhere Komplexität der Anlagen „erkauft“. Eine Balance zwischen den unterschiedlichen ökologischen Erfordernissen ist nicht leicht herzustellen.

In allen Szenarien – mit Ausnahme der Mitverbrennung in MVA's oder Zementwerken - kommt es zur Substitution von Primärdünger und somit zur Verringerung der Belastung der Böden mit Cadmium und Uran. In der Referenzboden-Methode hat sich herauskristallisiert, dass unter Berücksichtigung der in Südtirol vorhandenen Konzentrationen in Böden („Vorbelastung“) und im Klärschlamm die Elemente Cadmium und Kupfer limitierend sind. Es sollte somit im Kontext des P-Recyclings der Eintrag dieser beiden Elemente (Cd, Cu) und des Elementes Blei (Pb) in die Kläranlagen Südtirols überprüft und gegebenenfalls verringert werden.

Energiebilanzen der Wirbelschichtfeuerung (WSF) zeigen, dass der Energie-Ertrag der Klärschlamm-Monoverbrennung und integrierten Trocknung stark vom Wassergehalt und Heizwert des angelieferten Klärschlammes abhängt. Je nach Trocknungsparametern und Heizwert ergibt sich in Kombination mit dem P-Recycling eine positive oder negative Energiebilanz. Eine deutliche Verbesserung der Energiebilanz kann durch teilweise vorgeschaltete Trocknung bzw. bessere Entwässerung bei den Kläranlagen, HTC-Behandlung des Klärschlammes oder auch durch den Betrieb einer solaren Trocknungsanlage am WSF-Standort erreicht werden. Solare Trocknungsanlagen können einen Teil der für die Trocknung benötigten Wärme ersetzen, jedoch mit dem Nachteil, dass die nutzbare solare Wärme im Winterhalbjahr deutlich geringer ist, also in der gleichen Jahreszeit in der auch im Fernwärmenetz eine erhöhte Nachfrage nach Warmwasser bzw. Dampf besteht. Die solare Trocknung von Klärschlamm sowie die Wirbelschichtfeuerung sind bereits Stand der Technik.

Erhebliche ökologische Nachteile wurden bei folgenden Szenarien identifiziert:

1. „5MVA“: Mitverbrennung in MVA ohne vorherige P-Extraktion weil 100% der P-Fracht dem Recycling entzogen werden.
2. „6KS“: Direktaufbringung von Klärschlamm weil vielfältige organische und anorganische Schadstoffeinträge vorliegen und
3. „3KUB“: Der Kubota Prozess wegen seines hohen Bedarfes an Koks bzw. Kerosin (sehr hoher Primärenergiebedarf).

Nach Aussonderung der obigen drei Szenarien ergeben sich mehrere technisch ausgereifte und ökologisch zweckmäßige Szenarien.

Aufgrund des eher geringen Düngemittelbedarfes in Südtirol (ca. 400 t P/a) ist eine Verbringung von Klärschlammmasche ins Ausland und Verarbeitung zur P-Sekundärdünger bzw. Mehrkomponenten-Sekundärdünger in externen Anlagen naheliegend.

Mehrere vielversprechende Verfahren sind in Entwicklung (z.B. Phos4life, z.B. Phosphor aus HTC-Filtrat) oder diese werden derzeit optimiert (z.B. Budenheim ExtraPhos). In anderen Fällen wurde bereits die Marktreife erreicht, mit der Einschränkung einer unvollständigen Veröffentlichung von ökologisch relevanten Daten, sowie einer Unschärfe bei der Bewertung, verursacht durch Datenlücken bei Sachbilanzen (z.B. Seraplant).

Hinweis: Der Ende Oktober 2017 vom EU-Parlament verabschiedete Verordnungsentwurf zur Zulassung von Düngemittel konnte im vorliegenden Bericht aus terminlichen Gründen nicht mehr berücksichtigt werden.

Die nun folgende Tabelle stellt die Ergebnisse im Überblick dar.

Tabelle 27: Zusammenfassende Bewertung (ohne Ökonomie)

Beurteilungskriterien		P Recyclingquote RC_{ZUL}	Düngewirksamkeit P-Sekundärdünger	Boden: Organische Schadstoffe, Keime	Boden: „Schwermetalle“	Energiebilanz: elektrische Energie	Energiebilanz: Koks, thermisch, CH₄-eq	Hilfsmiteinsatz	Andere ökologische Aspekte a) k)	Entwicklungsstand b)	Komplexität des P- Recyclingprozesses
Hinweis zur vereinfachten klassenbasierten Bewertung:Klasse 1 = beste BewertungKlasse 4 = schlechtester Wert											
Daten n.v.= unbekannt / wesentliche Datengrundlagen zur Beurteilung fehlen											
Wurde das Gesamtsystem G oder nur der P-Recyclingprozess Pr bewertet?		G	G	G	G	G	G	G	G	G	Pr
Szenario	Kurzbeschreibung	Klassenbasierte Bewertung									
1P38	WSF – Seraplant	1	1	1	2	3	1	Daten n.v.		1, 1	2
1PCa	WSF – PCa Dünger	1	2	1	2	1	2	1	---	1, 1	1
1HTC+	HTC – WSF – PCa Dünger	1	2	1	2	1	1	1	---	2,1,1	2
2LP	WSF – LeachPhos	3	1	1	2	2	2	3	+ e)	1, 2	2
2TP	WSF – TetraPhos	2	1	1	1	2	3	2	- d) + g)	1, 2	2
3AD	WSF – AshDec (Na ₂ SO ₃)	1	2	1	2	2	2	2	---	1, 2	3
3KUB	Kubota	1	2	2	2	1	4 ☹	1	+ e)	1, 3	3
4WSF	ExtraPhos – WSF	3	2	1	1	2	2	2	+ f)	1, 2	2
4ZEM	ExtraPhos – Zementwerk	3	2	---	1	3	1	2	+ e)	2, 2	2
4MVA	ExtraPhos – danach Mitverbrennung in MVA	3	2	---	1	1 j)	1 j)	2	+ h)	1, 2	2
5MVA	Mitverbrennung in MVA	4 ☹	---	---	3 i)	1 j)	1 j)	1	+ h)	1	---
6KS	Direktaufbringung Klärschl.	1	1	4 ☹	3	1	1	1	c)	1	1

a) Andere ökologische Aspekte werden durch Fußnoten kurz erläutert.

b) Entwicklungsstand: Erste Ziffer = Bewertung der thermischen Klärschlammbehandlung bzw. energetischen Nutzung, zweite Ziffer = Bewertung des Entwicklungsstandes des Phosphor-Recyclings. Im Fall des Szenario HTC+ bewertet die erste Ziffer die HTC Behandlung von Klärschlamm im Batch-Verfahren.

c) Ambivalent, d.h. es sind sowohl positive (+), z.B. Aufbau von Bodenhumus, als auch negative (-) Auswirkungen zu erwarten. Es überwiegen jedoch die in der 5. und 6.Spalte genannten negativen Folgen. Weiters sind bei diesem Szenario (Direktaufbringung) die größten Transport-Emissionen zu erwarten.

d) Auslaugbarkeit und Menge der Reststoffe die abgelagert werden sollen sind noch unklar.

e) Keine Ablagerung von Rest-Asche erforderlich, nur geringe Abfallmengen aus Abgasreinigung.

f) Voraussichtlich geringere Aschemenge im Vergleich zu einem WSF-Szenario ohne P-Recyclingstufe.

g) Die Rückgewinnung von Fällungs-Chemikalien kann als ökologischer Bonus verstanden werden.

h) Hohe Standards bei der Reinigung der Abluft, ausgereifte Technik der Abluft- und Abwasserbehandlung.

i) Man beachte dass bei P-Versorgung mit primärem Dünger die Böden mit Cd und U belastet werden.

j) Längerfristig (Vollausbau Fernwärme) wird die Wärme jedoch im kommunalen Bereich benötigt.

k) Die Verringerung von Transportwegen ist standortspezifisch und wird daher i.A. nicht berücksichtigt.

„ ---“ Keine Bewertung dieses Kriteriums erforderlich bzw. nicht zutreffend.

Literaturquellen

AMT für ABFALLWIRTSCHAFT, 2017: Abfallwirtschaftsplan für die Autonome Provinz Bozen-Südtirol. Erstellt vom Amt f. Abfallwirtschaft, Landesagentur für Umwelt. Veröffentlicht im Beschluss der Landesregierung, Sitzung Nr.167 vom 14/02/2017.

ARGE ALP und ARGE-ALPEN-ADRIA, 1999: Arbeitsgemeinschaft Alpen-Adria: Hintergrundwerte für anorganische Schadstoffe in Böden.

ARVIN C. AND PERSEN G., 1980: A general equilibrium model for the precipitation of phosphate with iron and aluminum, Prog. Wat. Tech., 12, 283-258.

ASTAT, 2014: Landwirtschaft in Zahlen – Agricoltura in cifre 2014. Landesinstitut für Statistik der Autonomen Provinz Bozen – Südtirol.

AUSSCHUSS für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Deutscher Bundestag, 2017: Drucksache 18/11443 zu der Verordnung der Bundesregierung „Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung, 08.03.2017.

AWEL, 2013a: Projektblatt Nr 2, Da drin steckt viel Leben, <http://www.awel.zh.ch> (Projektblätter Phosphor-Mining Kanton Zürich) Zugriff: Mai 2017

AWEL, 2013b: Projektblatt Nr 3, Technische Machbarkeit gesichert. Optimierungen gestartet, <http://www.awel.zh.ch> (Projektblätter Phosphor-Mining Kanton Zürich (Zugriff: Mai 2017)

BAFU, 2009: Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung, Bern 2009

BAFU, 2017: Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz. Bericht über die Phosphor-Tagung 30.08.2017. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/abfall/veranstaltungen/phosphorrecycling-wie-weiter.html>

BAUMANN A., BECKMANN M., van GYNZ-REKOWSKI B., 2002: Energiepotential im Klärschlamm. In: Müll-Handbuch, Ausgabe 2002 (Loseblattsammlung), Nr. 3027, E.Schmidt Verlag.

BAYER, 2010: http://archive.solutions.bayertechnology.com/fileadmin/user_upload/sat_pages/technology/Impulse/Artikel/Mikroben-lieben-LOROX.pdf. (Zugriff: März 2017)

BAYERISCHES LfU, 2015: Rückholbarkeit von Phosphor aus kommunalen Klärschlämmen – Abschlussbericht, Augsburg 2015, DE, Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).

BERGER H., HÖNIG V., 2008: Energieeffizienz der Österreichischen Zementindustrie. Erstellt von der ALLPLAN GmbH, 1040 Wien, im Auftrag der Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie.

BIOS, 2007: Untersuchung der Stoffflüsse und sinnvollen Verwertung von sowie Reststoffnutzung aus Klärschlamm in der Steiermark. Erstellt im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19D- Abfall- und Stoffflusswirtschaft.

BLfS, Bayerisches Landesamt für Statistik, 2015. Statistische Berichte – C11023 201500 – Bodennutzung der landwirtschaftlichen Betriebe in Bayern 2015.

BLÖCHER C., NIEWERSCH C., MELIN T., 2012: Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration, Water research 46 (2012) 2009-2019

BLÖCHER, 2017: Persönliche Mitteilung von Dr. Christoph Blöcher, Currenta GmbH & Co. OHG, Leverkusen, DE, April 2017.

BMEL, 2017: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Deutschland): <https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Boden/Texte/Boden.html?docId=6871966> (Zugriff: 2. Juni 2017)

BMLEV, 2014: Roadmap Bioraffinerien. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Wilhelmstraße 54, 10117 Berlin.

BMLFUW, 2014: Sachgerechte Düngung im Weinbau. Erstellt von der Höheren Bundeslehranstalt und Bundesamt für Wein- und Obstbau Klosterneuburg – Institut Weinbau (LfZ), Klosterneuburg AT und von der Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH (AGES) – Institut für Nachhaltige Pflanzenproduktion, Wien, AT. Herausgegeben von Österreichischen Umweltministerium.

BMUB DE, 2015: Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 370, 26 301, UBA-FB-002120.

BÖHLER M., SIGRIST H., 2008. Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen. Gutachten im Auftrag der Europa Fachhochschule Fresenius und des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG), erstellt von der EAWAG, Dübendorf, CH.

BOHNDICK F., 2017: Schriftliche und telefonische Mitteilungen der SERAPLANT GmbH, Juni 2017 sowie Oktober 2017.

BSH, 2016: <https://www.bsh.ch/de/klaeranlagen/phosphorgewinnung-leachpos/> (Zugriff am 8.3.2017)

BUCKWELL A., NADEU E., SIX L., Van KEER K., WILLIAMS A., 2016: Nutrient Recovery and Reuse (NRR) in European agriculture. Executive Summary. Hrsg: RISE, Rural Investment Support for Europe, www.resefoundation.eu.

BUDENHEIM, 2016: Flyer vom 07.07.2016. www.budenheim.com/de/ (Zugriff: März 2017)

BUDENHEIM, 2017: ExtraPhos®-Recyclingdünger. www.budenheim.com/de/

CABEZA R., STEINGROBE B., RÖMER W., CLAASSEN N., 2011: Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS 91:173–184.

CADUFF G., MÜLLER E.A., 2007: Klärschlamm-trocknung durch Abwärmenutzung – Am Beispiel der KVA Biel. GWA 6/2007 S.421-427.

CHILD, M., 2014: Industrial-scale hydrothermal carbonization of waste sludge materials for fuel production, Master of Science Thesis, Lappeenranta University of Technology

CORBRIDGE, D.E.C., 1995: Phosphorus: An outline of its chemistry, biochemistry and uses. Elsevier, S. 556

CZARNECKI, R., 2016: Das REMONDIS TetraPhos®-Verfahren, Resultate aus Hamburg, 2. Kongress Phosphor - Ein kritischer Rohstoff mit Zukunft. 27.Okt.2016, Stuttgart.

DECKER R., MÜLLER D., 2014: Errichtung der Klärschlammverwertung in Zürich – Auswahl der Technik und Projektfortschritt. Energie aus Abfall 2014 S.715-729.

DEUTSCHE PHOSPHOR PLATTFORM, 2016: <http://www.deutsche-phosphor-plattform.de/icl-erwirbt-recophos-von-sgl-carbon/> (Zugriff: 23.3.2017)

DESMIDT E. ea., 2015: Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques – a review 1 Evelyn. Journ. Critical Reviews in Env.Sci. and Technology 45/2015 Issue 4. Editor: Taylor & Francis.

DITTRICH B., KLOSE R., 2008: Schwermetalle in Düngemittel. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Heft 3/2008. Hrsg: Lebensministerium Sachsen.

DBU, 2015: <https://www.dbu.de/123artikel35859rss.html> (Zugriff am 8.3.2017)

DWA, 2011: Arbeitsblatt DWA-A 202. Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Dritte Ausgabe, Mai 2011. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, DE.

DWA KEK-1.4, 2016: Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.4 „Neue Technologien zur Schlammbehandlung“. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall Nr. 7; Juli 2016:598-606. GFA Verlag.

ECOPHOS, 2016: <http://www.ecophos.com/#/en/technology/>

EGLE L., RECHBERGER H., ZESSNER M., 2014a. Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. Endbericht. Hrsg: BMLFUW, Wien.

EGLE L., RECHBERGER H., ZESSNER M., 2014b. Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. Ergänzende Unterlagen zum Endbericht. Hrsg: BMLFUW, Wien.

EGLE L., RECHBERGER H., ZESSNER M., 2014c. Phosphorbilanz Österreich. Hrsg: BMLFUW, Wien.

EGLE L., RECHBERGER H., KRAMPE J., ZESSNER M., 2016: Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. Science of the Total Environment 571 (2016) 522–542.

EKOBALANS, 2017: <https://www.ekobalans.se>

ELIQUO STULZ, 2015: LysoTherm Folder der ELIQUO STULZ GmbH., Grafenhausen, DE.

ELIQUO STULZ, 2017: PYREG Folder der ELIQUO STULZ GmbH, Grafenhausen, DE

ENGL K., 2017a: Klärschlammmanagement 2016. Bericht der ARA Pustertal, St. Lorenzen, 4.1.2017.

ENGL K., 2017b: Telefonische Mitteilung, März 2017.

ESEMEN T., HERMANUSSEN O., HAUN E. et al. 2012: Wissenschaftliche Begleitung der großtechnischen Anwendung der Seaborne-Technologie auf der Kläranlage Gifhorn – Abschlussbericht, Zusammenfassung der durchgeführten Untersuchungen und technisch-wirtschaftliche Bewertung der Verfahrenstechnik, Herausgegeben von der PFI Planungsgemeinschaft Hannover, DE.

FERGUSON J., KÜNG T., 1977. A model for aluminum phosphate precipitation. Journ. Wat. Poll. Cont. Fed., 646-658.

FRAGEMANN H.-J., 2006: Klärschlammbelastungen mit organischen Schadstoffen. Ergebnisse der landerweiten Untersuchung in Nordrhein-Westfalen. Vortrag an der Expertentagung „Klärschlamm“ in Bonn, 6.Dez. 2006.

FRANCK J, 2015: Monoverbrennung von Klärschlamm – Ab welcher Größe ist das realistisch? Hrsg: Born/Ermel Ingenieure in Achim, DE. www.born-ermel.de

FRAUENHOFER UMSICHT, 2017: <https://www.recyclingmagazin.de/2017/03/30/energieeffiziente-klärschlammverwertung/> (Zugriff am 5.4.2017)

FRITZMEIER UT, 2017: Fritzmeier Umwelttechnik, <http://fritzmeier-umwelttechnik.com/inocre-p-bac/>, Zugriff im April 2017.

FUNKE, A., 2012: Hydrothermale Karbonisierung von Biomasse – Reaktionsmechanismen und Reaktionswärme, Dissertation, Technischen Universität Berlin.

FUX C., THEILER M., TRIMURTI I, 2015: Studie Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm – Gesamtbericht, Organisation Kommunale Infrastruktur, Bern, 2015. https://www.ag.ch/de/bvu/umwelt_natur_landschaft/ressourcennutzung/phosphorrueckgewinnung/phosphorrueckgewinnung_1. (Zugriff am 16. 5. 2017)

GELSENWASSER, 2016: <https://www.gelsenwasser.de> (Pressearchiv 02.06.2016, Zugriff am 4.4. 2017)

GLASNER, C., DEERBERG, G., LYKO, H. (2011): Hydrothermale Carbonisierung: Ein Überblick, Chemie Ingenieur Technik 2011, 83, No.11, 1932-1943.

- GLATZER A., FRIEDRICH F., 2015: Klärschlamm-Monoverbrennung – wirtschaftliche und technische Grenzen. Vortrag am 1. DWA- Netzwerktag Klärschlammnetzwerk Nord-Ost 9.9.2015, Berlin-Steglitz.
- GRECH H., 2017: Persönliche Mitteilung von DI. Hubert Grech, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 25.Okt.2017.
- GRUNERT, 2017: Phosphorwirkung von Produkten der Klärschlammverarbeitung in Gefäßversuchen. Forum „Phosphorrückgewinnung aus Abfällen, insbesondere kommunalen Klärschlämmen“, Leipzig 7.4.2017 (Präsentation zur Verfügung gestellt von Fred Bohndick, 8.6.2017)
- GÜNTHER T., SERFASS K., 2017: Hydrothermal Carbonization. The Path to an Energy Autonomous Sewage Plant. IWAMA 2nd International Capacity Development Workshop Energy Production in WWT, Feb 14th 2017.
- GUTJAHR M., NIEMANN K., 2014: Abgasreinigung für Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen. In: Energie aus Abfall 2014. TK-Verlag, Neuruppin. S.693-712.
- GWI, 2017: Beating the run rate for resource and energy recovery from sludge – Market Map. Global Water Intelligence Magazine Jan.2017, 1/40-47.
- HAGSPIEL, B., PLUSCHKE P., 2014: Klärschlammverwertung Region Nürnberg, Bericht 2014 01.
- HAMED Y. et al., 2014: Use of geochemical, isotopic, and age tracer data to develop models of groundwater flow: A case study of Gafsa mining basin-Southern Tunisia. Journal of African Earth Sci. 100:418-436.
- HAUETER R., 2013: Phosphatfällung mit Aluminium-Produkten - Abklärungen zur Machbarkeit. Vortrag bei der Kantonalen Tagung für das zürcherische Klärwerkpersonal 2013. Opfikon, 18./19./20. November 2013.
- HERMANN, T., 2007: Recycling von Phosphor aus Klärschlammaschen.
http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HERMANN%20and%20BACHLEITNER%20004%20Recycling%20von%20Phosphor%20aus%20Klarschlammaschen-GERMAN_0.pdf.
- HERMANN, T., 2013: Thermochemischer Aufschluss von Klärschlammaschen. Vortrag beim BMU-Workshop in Bonn, 9.Okt.2013.
- HERMANN T., 2014: Thermochemischer Aufschluss von Klärschlammaschen – Workshop Abwasser – Phosphor – Dünger. Vortrag in Berlin, 28. und 29. Januar, 2014
- HERMANN T. 2015: Energie und Nährstoffrecycling aus Klärschlamm und Biomassen In: TKoR Workshop - Organisches Reststoffrecycling 2015, 29. April 2015, Leipzig.
- HERMANN, T., GOLDAU, K., 2004: Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. 3. Überarbeitete Auflage in 08/2004. Umweltbundesamt Berlin.
- HOSHO F., YOSHIOKA Y, OKADA M., KAMBAYASHI F., SATO M., 2016: Thermochemical phosphorous recovery from sewage sludge and effectiveness of recovered phosphorous as fertilizer. Proceedings of the 9th i-CIPEC, September 20-23, 2016 Kyoto, JP.
- HE Z.W. et al., 2016: Clarification of phosphorus fractions and phosphorus release enhancement mechanism related to pH during waste activated sludge treatment. Bioresource Technology 222: 217-225.
- HÖNIG V., 2015: Einsatz alternativer Rohstoffe im Zementherstellungsprozess - Hintergrundwissen, technische Möglichkeiten und Handlungsempfehlungen. Technischer Bericht A-2015/0117-2. Erstellt von der VDZ GmbH., Düsseldorf. Im Auftrag des VÖZ, Wien.
- HOLINGER AG, 2011: Variantenstudium Klärschlammentsorgung Kanton Graubünden 2011. Hrsg: Amt für Natur und Umwelt Graubünden.

HOUILLON G., JOLLIET O., 2005: Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: Energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production* 13 (2005) 287–299.

HOSHO F., YOSHIOKA Y., OKADA M., KAMBAYASHI F., SATO M., 2016: Thermochemical phosphorous recovery from sewage sludge and effectiveness of recovered phosphorous as fertilizer. *Proceedings of the 9th i-CIPEC*, September 20-23, 2016 Kyoto, JP.

INSAM H., FERNANDEZ_DELAGO JUAREZ M., EBNER C., 2016: Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor in Klärschlammaschen. Optionen zur Verwendung als Phosphorquelle. Studie der BioTreat GmbH, Innsbruck. Unveröffentlicht.

ISAH, 2016: Potential und Grenzen der Phosphorrückgewinnung für Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination in Niedersachsen. Erstellt vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH), Leibniz Universität Hannover.

JOSSA P., REMY C., 2015: Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor or ash, P-REX – sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency, Project ID 308645, Funded under FP7-Environment.

KABBE C., 2016: ARREAU Working Group Phosphorus. In www.eip-water.eu

KLOSE S., 2015: Vom Klärschlamm zum Phosphat-Dünger. Das RedOx Verfahren. (Stand: Oktober 2015). http://www.tecorbe.ch/uploads/media/12-S_Klose-Vom_Klaerschlamm_zum_Phosphor-Duenger_das_Redox_Verfahren.pdf

KLOTZ B., 2017: Persönliche Mitteilung von Hr. Dr. Ing. Burkhard Klotz, LADURNER s.r.l., Oktober 2017.

KÖNIG, V., KERSCHBERGER M., (2014): Langzeitbetrachtung der Düngekalkwirkung auf die Phosphatverfügbarkeit im Boden, VDLUFA-Schriftenreihe Band 69/2014, Kongressband 2013, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, ISBN 978-3-941273-15-3.

KOPP J.B., 2016: Maschinelle Schlammentwässerung. In: ÖWAV Klärschlammseminar 2016, 17./18.Nov 2016, Wels. Hrsg: ÖWAV.

KOX L., GERAATS B., 2016: Energy and nutrient factory at Amersfoort WWTP in the Netherlands. *Water e-Journal*. Online Journal of the Australian Water Assoc. Vol.1, No.2.

KRANERT M., CORD-LANDWEHR K., 2010: Einführung in die Abfallwirtschaft. 4. Auflage. Verlag Vieweg + Teubner.

KRATZ S., SCHNUG, E., 2009: Zur Frage der Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor in Düngemitteln. *Journal für Kulturpflanzen*, 61 (1). S. 2-8, 2009, ISSN 0027-7479, Verlag Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

KRATZ S., 2016: Methoden zur Abschätzung der Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor aus Produkten der Abwasserreinigung, Vortrag: Sitzung der Arbeitsgruppe DWA KEK 3.2.am 09.11.2016 in Frankfurt. https://www.researchgate.net/publication/311494691_Methoden_zur_Abschätzung_der_Pflanzenverfügbarkeit_von_Phosphor_aus_Produkten_der_Abwasserreinigung (Zugriff am 10.5.2017)

KRÜGER O , ADAM C., 2015: Monitoring von Klärschlammmonoverbrennungsaschen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zur Ermittlung ihrer Rohstoffrückgewinnungspotentiale und zur Erstellung von Referenzmaterial für die Überwachungsanalytik. UBA Berichte 045/2015, Berlin und Dessau, DE.

KÜGLER I., ÖHLINGER A., WALTER B., 2004: Dezentrale Klärschlammverbrennung. Bericht BE-260. Hrsg: Österreichisches Umweltbundesamt, Wien.

LEBEK M., 2017: Persönliche Mitteilung von Prokurist Dr. M. Lebek, REMONDIS GmbH & CoKG.

LEININGER G., 2017: Persönliche Mitteilung von Geschäftsführer DI G. Leininger, sePura, Würzburg.

LIANG B., XUE Q., YIN C-W., 2016: Characterization of phosphorus leaching from phosphate waste rock in the Xiangxi River watershed, Three Gorges Reservoir, China. *Chemosphere* 150(2016):130-138.

LINDERHOLM K., TILLMANN A.-M., MATTSSON J.E., 2012: Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. Resources, Conservation and Recycling 66:27-39.

LEHRMANN, F., 2010: Stand und Perspektiven der thermischen Klärschlamm Entsorgung. Klärschlammbehandlung: Technologien – Wertstoffrückgewinnung – Entwicklungen. VDI Fachkonferenz am 27. und 28. Oktober 2010 in Offenbach.

LOHRMANN, M., 2009: Energiebilanz einer Klärschlamm Trocknung. Vortrag zur 18. Jahrestagung des FV Biogas e.V., Workshop Nr. 3: Wärmenutzung bei Biogasanlagen, 3.2.2009.

MAYER J. ea., 2017: Schadstoffgrenzwerte für MinRec-Dünger. Präsentation erstellt vom Eidgenössischen Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF Agroscope. In: Phosphorrecycling – Wie weiter? BAFU-BLW Tagung, 30.Aug.2017, Bern.

MONTAG D. ea., 2011: Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm asche mittels des nasschemischen PASCH Verfahrens. In: Gewässerschutz – Wasser - Abwasser, Aachen 2011.

MONTAG D., BASTIAN D., PINNEKAMP J, 2016: Gutachten zur Umsetzung einer Phosphorrückgewinnung in Hessen aus dem Abwasser, dem Klärschlamm bzw. der Klärschlamm asche. Gerichtet an das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, HAD-Referenz-Nummer: 4824/8.

MORF L, 2014: Der Zürcher Weg – P-Recycling aus Klärschlamm asche. Fachtagung VSA/SVUT vom 07. November 2014. Hrsg: Schweizerischer Verband für Umwelttechnik (SVUT).

MORF L., 2017: Strategie Klärschlammverwertung und P-Rückgewinnung Kanton Zürich. In: Phosphorrecycling – Wie weiter? BAFU-BLW Tagung, 30.Aug.2017, Bern.

MUDRACK K., KUNST S., 1988: Biologie der Abwasserreinigung. 2.Auflage Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

MÜLLER S., HOFBAUER H., 2017: Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Thermischen Konversion von Biomasse. Vortrag der TU Wien an der WKO-Tagung „Nachhaltige Energie aus Biomasse – Optimierte Technologie - Made in Austria I“, Wien, 27.09.2017.

MUSKOLUS A., WILKEN V., 2016: Recyclingdünger und deren Phosphorverfügbarkeiten, Vortrag 10. November 2016, Dresden-Pillnitz.

NIKOLAVCIC B., 2009: Kennzahlen für die biologische/chemische Phosphorentfernung. Vortrag am Kläranlagen Sprechertag in Pregarten (Ö), 9.-10.Sept. 2009.

NOGUEIRA G.D., 2017: Phos4life Process – Joint industrial development towards efficient phosphorus urban mining. In: Informationsveranstaltung des ZAR, der Tecnicas Reunidas und des Kantons Zürich „Phosphor-Mining – Der Stoffkreislauf schließt sich“, 6.Sept. 2017.

OBERMEIER T., LEHMANN S., 2009: Trocknung und thermische Behandlung von Klärschlamm. https://www.tomm-c.de/fileadmin/pdf/2009/Trocknung_und_thermische_Behandlung_von_Klaerschlamm.pdf
TOMM+C Thomas Obermeier Management & Consulting, Berlin.

OHLERT, J., 2015: Hydrothermale Carbonisierung (HTC) von Klär- und Faulschlamm en, Dissertation, Universität Oldenburg.

OLIVA, J.; BERNHARDT, A.; REISINGER, H.; DOMENIG, M. & KRAMMER, H.-J., 2009: Klärschlamm – Materialien zur Abfallwirtschaft. Report, REP-0221. Österr. Umweltbundesamt, Klagenfurt, Wien.

OPITZ E., 2017: Mitteilungen von Dr. Eva Opitz, BUDENHEIM, Juni 2017, Oktober 2017.

OSTARA, 2016a: PEARL Folder, Stand: Sept. 2016. Hrsg: OSTARA http://ostara.com/wp-content/uploads/2016/09/WEFTEC_Ostara_Pearl_-e.pdf

OSTARA, 2016b: OSTARA Firmenbroschüre "Nutrient Management Solutions". Stand: Sept.2016.

OUTOTEC, 2017: Outotec Folder „Innovative Technologies for Nutrient Recycling“, März 2017.

PALMITANO, 2017: Persönliche Mitteilung von Gen.Dir.Ing.M.Palmitano, ECO Center, Bozen, 11.7.2017.

PATERSON N., ZHUO Y., DUGWELL D., KANDIYOTI R., 2005: Formation of Hydrogen Cyanide and Ammonia during the Gasification of Sewage Sludge and Bituminous Coal. Energy & Fuels 2005, 19, 1016-1022.

PINNEKAMP J., WEINFURTNER K., SARTORIUS C., GÄTH S., 2011: Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland (Abschlussbericht Projekt PhoBe).

PFEIFER C., 2013: Technologieübersicht der Holzvergasung. INRE Holzvergasungs-Seminar, 21.02.2013, St. Pölten.

P-REX, 2015a: Technical Sheets des Europäischen FP7-Projektes P-REX, www.p-rex.eu

P-REX, 2014: Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency, WP11 Requirements for a European market for recovered phosphorus, 2014.

P-REX, 2015b: Deliverable D 4.1, Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency Comparative review of ash processes, 2015.

PÖYRY, 2016: Vertiefende Untersuchung zu den technischen Möglichkeiten der thermischen Klärschlamm-Verwertung in Mecklenburg-Vorpommern. Erstellt von der Pöyry Deutschland GmbH, Hamburg. Im Auftrag des Ministeriums für Wirtschaft, Bau und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern.

RAGOSSNIG A.M., 2017: Knackpunkte für Zukunftsstrategien einer Klärschlammverwertung. Umweltjournal Nov. 2017, S.15. Verlag: SCIAM Fachmedien GmbH & Co KG, Wien.

RAUPENSTRAUCH H., PONAK C., SCHÖNBERG A., 2016: RecoPhos – Ein neues Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm. Vortrags-Folien, Recy&DepoTech, Leoben, 11.Nov.2016.

REMONDIS, 2014: <http://www.remondis-aktuell.de/032014/wasser/phoenix-aus-der-asche/> (Zugriff: 22.3.17)

REMONDIS, 2015: <http://www.remondis-aktuell.de/022015/wasser/der-stein-der-weisen/> (Zugriff: 22.3.2017)

REINMÖLLER F., 2016: Das Mephrec®-Verfahren - Erste Resultate aus Nürnberg. 2. Kongress Phosphor - Ein kritischer Rohstoff mit Zukunft. 27.Okt.2016, Stuttgart.

RÖMER W., 2013: Phosphordüngewirkung neuer Phosphatrecyclingprodukte. Berichte über Landwirtschaft Band 91 Heft 1. DOI: <http://dx.doi.org/10.12767/buel.v91i1.15.q49>

RÖMER W., 2013b: Recycling-P als Düngemittel einsetzbar – wo besteht Entwicklungsbedarf? Präsentation, Gemeinsame Informationsveranstaltung des BMU und des UBA, Bonn, 9. Oktober 2013.

RWTH AACHEN, 2016: <http://www.isa.rwth-aachen.de/forschung/abgeschlossene-projekte/phoxan> (Zugriff: März 2017)

SCHEIDIG, K., KAULSDORF, J. M., SCHAAF, M, 2011: Klärschlammverwertung nach dem Mephrec®-Verfahren, 7. Klärschlammstage, Fulda, März 2011.

SCHÖNBERG, A., SAMIEI, K., KERN, H., RAUPENSTRAUCH, H., 2014: Der RecoPhos-Prozess – Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft /2014) 66:403-407.

SCHNUG E., SCHICK J., KRATZ S., 2015: Phosphor, alles nur eine Frage der Verfügbarkeit – Ein Beitrag von Ewald Schnug, Sylvia Kratz, Judith Schick und Silvia Haneklaus, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Julius Kühn-Institut (JKI), Braunschweig, <https://www.researchgate.net/publication/282787969>

SERAPLANT 2016: Effizientes und wirtschaftliches Verfahren zur Überführung von Klärschlammaschen in Hochleistungsdünger, Präsentation zur Verfügung gestellt von Fred Bohndick (8.6.2017)

SEVERIN M., AHL, C., KÜCKE., M, VAN DEN WGHE, H., GREEF, J.-M., 2013: Phosphatlöslichkeiten und Phosphatdüngewirkung von Stoffen aus der Klärschlammbehandlung – Betrachtung unterschiedlicher Aufbereitungsverfahren. Landbauforschung - Applied Agricultural and Forestry Research 3 (2013) (63) 235-244.

SEVERIN M., BREUER J., REX M., STEMANN, J., ADAM CH., VAN DEN WGHE H., KÜCKE M., 2014: Phosphate fertilizer value of heat treated sewage sludge ash. Plant Soil Environment, Vol. 60, 2014, NO.12: 555-561.

SIGG L., STUMM W., 1996: Aquatische Chemie, 4.Auflage. VDF Verlag, ETH Zürich und Teubner Verlag, Stuttgart.

SPÖRRI ea., 2017. Beurteilung von Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung - Gesamtheitliche Beurteilung der Nachhaltigkeit und Realisierbarkeit von P-Rückgewinnungstechnologien im Schweizer Kontext. Erstellt von Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, CH im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Bern, CH.

STEMANN J., PEPLINSKI B., ADAM C., 2015: Thermochemical treatment of sewage sludge ash with sodium salt additives for phosphorus fertilizer production – Analysis of underlying chemical reactions. Waste Management 45:2015:385-390.

STENDAHL, K., JÄFVERSTRÖM, S., 2003: Phosphate recovery from sewage sludge in combination with supercritical water oxidation. Water Science and Technology Vol 48, No1, pp. 185-191.

STENDAHL, K., JÄFVERSTRÖM, S., 2004: Recycling of sludge with the Aqua Reci process. Water Science and Technology 49, pp. 233-240.

STIMPFL E. ea., 2006a und 2006b: Zustandserhebung der Südtiroler Böden im Obstbau; Zustandserhebung der Südtiroler Böden im Grünland. Beide Beiträge in: LAIMBURG Journal 1-2006. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (vergriffen, nur mehr Einzelexemplare verfügbar).

STÖSSEL E., 2016. ExtraPhos® Innovatives Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm. Firmenfolder. Chemische Fabrik Budenheim KG, Budenheim, DE.

TERRANOVA ENERGY, 2017: <http://terranova-energy.com/blog/project/verfahren/> (Zugriff am 15. 3 2017)

THERMOLYPHOS, 2016: http://www.thermolyphos.de/wp-content/uploads/2016/11/1-14_Thermolyphos_ExtraPhos_Kurzfassung.pdf (Zugriff am 9. 3. 2017).

THOME-KOZMEINSKY K.J., 1998: Mitverbrennung von Klärschlamm. In: FAULSTICH / BILITEWSKI / URBAN: Thermische Abfallbehandlung. 3.Fachtagung und Ausstellung, Garching bei München, 9.-11.Feb 1998.

TU-B Freiburg, 2017: TU Bergakademie Freiburg, <http://www.parforce-technologie.de/demonstrationsanlage/>

UBA DE, 2015: Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz, Deutsches Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, November 2015.

UMWELTMINISTERIUM HESSEN, 2016: https://umweltministerium.hessen.de/sites/default/files/media/hmu_elv/7_impulsvortrag_budenheim.pdf (Zugriff am 9.3 2017).

VDI Nachrichten, 2017 (Zugriff am 21.2.2017):

<https://www.vdi-nachrichten.com/Technik-Wirtschaft/Schlamm Schlacht-um-Phosphor>

VIEIDER C., 2016: Technologiebetrachtung verschiedener Konzepte zur Gärrest- und Klärschlammverwertung. Interner Bericht der LADURNER s.r.l., Bozen.

VOM EYSER, C., PALMU, K., SCHMIDT, T.C., TUERK, J. (2015): Pharmacy sewage sludge and biochar produced by hydrothermal carbonization, Science of the Total Environment 537 (2015) 180-186.

WAIDA C., WEINFURTNER K., SARTORIUS C., PINNEKAMP J., 2011: Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland (PhoBe). Gefördert vom BM für Bildung und Forschung, 2011.

WEIGAND H., BERTAU M., HÜBNER W., 2012: P-Düngerproduktion aus Klärschlammasche Erfolge und Hemmnisse bei der ressourceneffizienten Nutzung eines Abfallstroms. In: Müll und Abfall 05/2012, 229-284.

WEIGAND H., BERTAU M., WILFRIED H. BOHNDICK F., BRUCKERT A., 2013: RecoPhos: Full-scale fertilizer production from sewage sludge ash. In: Waste Management 33 (2013) 540-544.

WEIGAND H., BERTAU M., 2014: Von der Klärschlammasche zum Phosphordünger - RecoPhos P38 im Spannungsfeld von Abfall-, Düngemittel- und Bodenschutzrecht. In: KAUSCH P., BERTAU M., GUTZMER J., MATSCHULLAT J., 2014. Strategische Rohstoffe - Risikovorsorge. Serie Springer Spektrum, Springer Verlag.

WIECHMANN B., 2013: Klärschlammbehandlung in Mono- und Mitverbrennungsanlagen – Stand und Perspektiven. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/klaerschlammbehandlung_in_mono-und_mitverbrennung.pdf

WIECHMANN B. et al., 2013: Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Hrsg: Umweltbundesamt, Bonn.

WFLA, 2016: <http://wfla.com/2016/10/25/mosaic-to-face-heavy-fines-if-sinkhole-not-repaired-properly/>

ZAR, 2016: Produktion von Phosphorsäure aus Klärschlammrückt in greifbare Nähe Projektblatt Nr. 4, Januar 2016Stiftung ZAR, Zürich.

ZETTL U., SONCOURT M., 2015: Phosphorrückgewinnung – Machbarkeits- und Wirtschaftlichkeitsstudie. Erstellt von WEBER Ingenieure, Pforzheim, DE.

ZIMMERMANN M., 2017: Die neuen gesetzlichen Regelungen für mineralische Recyclingdünger. Bundesamt für Landwirtschaft Fachbereich Agrarumweltsysteme und Nährstoffe. In: Phosphorrecycling – Wie weiter? BAFU-BLW Tagung, 30.Aug.2017, Bern.

Anhang 1: Komprimierte Hilfsmittel- und Energiebilanzen

Bedarf an Hilfsmitteln jeweils für die Behandlung/Verwertung von 1 t Klärschlamm (FS)								
Szenario	1P38	1PCa	2LP	2TP	3AD	3KUB	4WSF	4ZEM
Erläuterung Szenario	WSO – SeraPlant	WSO – PCa sePURA (Variante 2)	WSO – LeachPhos	WSO – TetraPhos	WSO – AshDec	KUBOTA	ExtraPhos – WSO	ExtraPhos – Zementwerk
1) Trocknung + WSF bzw. Trocknung +Verbrennung	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
NaOH	gering	gering	gering	gering	gering	n.b.	gering	gering
Ca(OH)2	4	4	4	4	4	4	4	2
Aktivkoks	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	n.b.	0,16	n.b.
Sand	3	3	3	3	3		3	
2) P-Recycling Schritt	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
technische H3PO4	nicht bekannt							
H2SO4			31	17				
NaOH			3,3					
HCl, HNO3	nicht bekannt			siehe Text				
Ca(OH)2			21,5		1,3		7	7
Na2SO3					35			
CO2							10	10
Dolomit bzw. Fe2O3	Dolom. 190 bis 280					Fe2O3 ca. 3		
Summe Hilfsmittel	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
Aktivkoks	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	n.b.	0,16	n.b.
"Mineralisches"	3	190 bis 280	3	3	3	3	0	0
"Alkalien, Salze, Säuren"	nicht bekannt	4	60	21	36,3	4	11	9
CO2	0	0	0	0	0	0	10	10
"toxische Hilfsmittel"	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine

Anhang 1 – Fortsetzung

Energiebilanz jeweils für 1 t Klärschlamm (FS), TS-Gehalt 23,2% , ohne Energiebedarf der Bereitstellung der Hilfsstoffe								
Szenario	1P38	1PCa	2LP	2TP	3AD	3KUB	4WSF	4ZEM
Erläuterung Szenario	WSO – SeraPlant	WSO – PCa sePURA (Variante 2)	WSO – LeachPhos	WSO – TetraPhos	WSO – AshDec (integriert)	KUBOTA	ExtraPhos – WSO	ExtraPhos – Zementwerk
1) Thermischer Prozess								
Elektrische Energie (kWh/tFS)	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	siehe unten	3,5	-14
Erdgas (kgCH ₄ -eq/tFS)	-1,56	-1,56	-1,56	-1,56	-1,56	siehe unten	-1,56	ca. +42
2) Phosphor Recycling								
Elektrische Energie (kWh/tFS)	ca. -133	-0,025 bis -0,05	-8,8	-13 bis -21	-10 bis -20	siehe unten	ca. -60	ca. -60
Thermische Energie (kgCH ₄ -eq/tFS)	0	0	0	-20 bis -40	-2,5 bis -4,3	siehe unten	0	0
3) Gesamt = 1) und 2)								
Elektrische Energie (kWh/tFS)	ca. -130	3,5	-5,3	-9 bis -35	-6 bis -10	-1,7	ca. -56	ca. -74
Thermische Energie (kgCH ₄ -eq/tFS)	-1,6	-1,6	-1,6	-21 bis -42	-4 bis -6	ca. -300	-1,6	ca. +42
Positive Zahlenwerte = Energieüberschuss, negativ = Energiebedarf des Prozess-Schrittes bzw. des Gesamtsystems								
Hinweis: Menge und Art der Hilfsstoffe sind im vorliegenden Bericht von der Energiebilanz abgekoppelte Bewertungsindikatoren								
Beim Kubota Verfahren (Szenario 3 KUB) wurde der Energieinhalt von Koks auf Erdgas bzw. CH ₄ -eq. umgerechnet								

Anhang 1 – Fortsetzung

Energiebilanz jeweils für 1 t Klärschlamm (FS), TS-Gehalt 25% , ohne Energiebedarf der Bereitstellung der Hilfsstoffe									
Szenario	1P38	1PCa	2LP	2TP	3AD	3KUB	4WSF	4ZEM	
Erläuterung Szenario	WSO - SeraPlant	WSO – PCa sePURA (Variante 2)	WSO – LeachPhos	WSO – TetraPhos	WSO – AshDec (integriert)	KUBOTA	ExtraPhos – WSO	ExtraPhos – Zementwerk	
1) Thermischer Prozess									
Elektrische Energie (kWh/tFS)	31	31	31	31	31	siehe unten	31	-14	
Erdgas (kgCH ₄ -eq/tFS)	-1,56	-1,56	-1,56	-1,56	-1,56	siehe unten	-1,56	ca. +42	
2) Phosphor Recycling									
Elektrische Energie (kWh/tFS)	ca. -133	-0,025 bis -0,05	-8,8	-13 bis -21	-10 bis -20	siehe unten	ca. -60	ca. -60	
Thermische Energie (kgCH ₄ -eq/tFS)	0	0	0	-20 bis -40	-2,5 bis -4,3	siehe unten	0	0	
3) Gesamt = 1) und 2)									
Elektrische Energie (kWh/tFS)	ca. -130	31	22	+10 bis +18	+11 bis +21	-1,7	ca. -30	ca. -74	
Thermische Energie (kgCH ₄ -eq/tFS)	-1,6	-1,6	-1,6	-21 bis -42	-4 bis -6	ca. -300	-1,6	ca. +42	
Positive Zahlenwerte = Energieüberschuss, negativ = Energiebedarf des Prozess-Schrittes bzw. des Gesamtsystems									
Hinweis: Menge und Art der Hilfsstoffe sind im vorliegenden Bericht von der Energiebilanz abgekoppelte Bewertungsindikatoren									
Beim Kubota Verfahren (Szenario 3 KUB) wurde der Energieinhalt von Koks auf Erdgas bzw. CH ₄ -eq. umgerechnet									

Anhang 2: Ergänzende Technische Information / Verfahren in Entwicklung

Hinweis: Im Zwischenbericht der vorliegenden Studie (April 2017) wurden auch jene Verfahren detaillierter dargestellt, die später nicht in die engere Auswahl kamen, z.B. Verfahren in frühen Entwicklungsstadien. In der inzwischen verstrichenen Zeit wurden Publikationen zu folgenden in Entwicklung stehenden Verfahren veröffentlicht:

- Errichtung der PARFORCE Pilotanlage, TU Bergakademie Freiberg
- Errichtung der Phos4life Pilotanlage, ZAR und Technical Reunidas

Informationen zu diesen beiden Technologien werden daher in diesem Anhang kurz dargestellt.

PARFORCE

Kernstück der PARFORCE Technologie (TU-B Freiberg, 2017) ist ein nasschemisches Verfahren, in dem mittels Salz- oder Salpetersäure (HCl oder HNO_3) der zu verarbeitende phosphathaltige Primär- oder Sekundärrohstoff in einem Aufschlussreaktor chemisch aufgeschlossen wird. Ausgangsmaterialien können Phosphaterze (auch Apatit-haltig), aus Abwasser gewonnenes und thermisch vorbehandeltes MAP, Rückstände der thermischen Konversion und Klärschlammaschen sein.

Die durch Behandlung mit HCl oder HNO_3 generierte Aufschlusssuspension wird im Anschluss filtriert und die Phosphorsäure durch einen Membranprozess abgetrennt und aufkonzentriert. Mögliche Verunreinigungen des Eduktes landen zum überwiegenden Teil im abfiltrierten, festen Rückstand. Die TU Bergakademie Freiberg erwartet, dass die Verunreinigungen dort mineralisch gebunden und nicht auswaschbar vorliegen. Damit steht die Möglichkeit einer Verwertung als Baustoff offen – jedoch vorbehaltlich der Analysen und Atteste zur bautechnischen Eignung, welche bisher noch nicht vorgelegt wurden.

Die Säure-Extraktion mit anschließender Membrantrennung wird von der TU Bergakademie Freiberg auch „PARFORCE-core“ genannt. „PARFORCE-core“ kann mit folgenden Optionen von vorgelagerten oder an den core-Prozess anschließende Verfahrensschritten kombiniert werden (TU-B Freiberg, 2017):

- Thermische Vorbehandlung von MAP um organische Komponenten abzubauen
- Säurerückgewinnung durch Elektrodialyse, wenn HCl verwendet wird. Diese Form der Säurerückgewinnung ist energieintensiv.
- Rückgewinnung von MgCl_2 , wenn HCl als Aufschlussmedium für MAP verwendet wurde.
- Rückgewinnung von NH_3 .
- Gewinnung von Kalziumnitrat durch Kristallisation, wenn HNO_3 als Aufschlussmedium verwendet wird. Kalziumnitrat könnte als Düngemittel-Komponente verwendet werden.

Vollständige Massen- sowie Energiebilanzen und ein Konzept für die Entsorgung nicht verwertbarer Abfälle liegen noch nicht vor. Derzeit (Stand: 11.Sept. 2017) ist eine Pilotanlage in Bau, die pro Tag rund 1 t „Edukt“ (Ausgangsmaterial) verarbeiten wird.

PHOS4LIFE

Die Extraktion von Klärschlammasche mit Mineralsäuren liefert eine Phosphorsäure-Lösung, welche auch Eisen- und Schwermetallverbindungen enthält. Die Trennung dieser unterschiedlichen Komponenten (H_3PO_4 , Fe-Salze, Schwermetallverbindungen) ist auf Basis des unterschiedlichen chemischen Verhaltens möglich, z.B. durch selektive Fällung, andere nasschemische Aufbereitung oder auch durch Solventextraktion.

Am Beginn der Projektentwicklung für Phos4life (P4L) stand die Überlegung, dass die Klärschlammasche der Monoverbrennungsanlage Werdehölzli, CH (15.000 t/a Asche) in Zukunft nasschemisch aufbereitet werden soll. In der Schweiz (Kanton Zürich) wurden dazu bereits ab 2011 Tests zum LeachPhos/ BSF Verfahren durchgeführt, wobei eine nasschemische Abtrennung von Schwermetallen und Phosphat-Rückgewinnung aus einem Mineralsäure-Extrakt der Asche erfolgt. In der weiteren Folge wurden als Ziele der weiteren Verfahrensentwicklung eine Verbesserung der Reststoffqualitäten, die „Steigerung der Wertschöpfung des Phosphorproduktes“ und die Bereitstellung von hochqualitativem DSP, TSP oder von hochqualitativer Phosphorsäure genannt (MORF, 2014), und es wurde daher verstärkt auf Solventextraktion gesetzt.

Im Kontext der Anreicherung bzw. Reinigung anorganischer Stoffe ist das Grundprinzip der (selektiven) Solventextraktion (vereinfacht):

- Extraktion: Der wässrige Extrakt mit einem hydrophoben (nicht wasserlöslichen) organischen Lösemittel in Kontakt gebracht, welches das Extraktionsmittel enthält. Das Extraktionsmittel bindet den zur gewinnenden anorganische Wertstoff (z.B. Ni^{+2} , Fe^{+3} , Phosphat). Der Wertstoff wird durch Mischen (im „Mixer“) und technisch unterstütztes Absetzen (im „Settler“) in die organische Phase transferiert, wo er an das Extraktionsmittel gebunden vorliegt.
- Rück-Extraktion: Aus der organischen Phase kann anschließend der angereicherte Wertstoff mit einem geeignetem wässrigen Medium (Für Fe^{+3} beispielsweise: Salzsäure) in gereinigter Form rückextrahiert werden. Das Extraktionsmittel kann hierbei wieder freigesetzt und recycelt werden.
- Wiederholungen: Zahlreiche Wiederholungen der Extraktion und der Rück-Extraktion führen zu einer Verbesserung der Trennleistung, zu geringeren Chemikalien-Verlusten ins Abwasser, sowie zu reineren Produkten.

Solventextraktion wird derzeit in der Montanwirtschaft primär für die Anreicherung seltener oder wertvoller Metalle eingesetzt (Ni, Co, U, Zr, Lanthanide) sowie für die Anreicherung von Zink- und Kupferverbindungen. Weltweit sind über 50 großtechnische Anlagen in Betrieb (NOGUEIRA, 2017). Korrosionsfeste, vielstufige Mixer-Settler Apparaturen sind bereits Stand der Technik.

Derzeit wird durch das ZAR (Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung, CH) in Kooperation mit der Tecnicas Reunidas, Madrid, ES, eine Pilotanlage zum Phos4life Verfahren errichtet. Im Phos4life Prozess wird die Solventextraktion gleich zweimal eingesetzt. Das Verfahren besteht aus folgenden Schritten (NOGUEIRA, 2017):

- Extraktion der Asche mit Schwefelsäure
- Abtrennung der behandelten Feststoffes (ausgewaschene Asche, Gips)
- Weitere Trennung des Extraktes in mehreren Stufen
- Die erste Solventextraktions-Stufe extrahiert selektiv FeCl_3
- Die zweite Solventextraktions-Stufe extrahiert selektiv Phosphorsäure. Dabei wird 25%-ige H_3PO_4 gewonnen

- Aufkonzentrierung der 25%-igen H_3PO_4 durch Verdampfung des Wassers. Es kann z.B. 74%-ige H_3PO_4 gewonnen werden
- Behandlung des Abwassers aus der zweiten Solventextraktions-Stufe

Aus der abgetrennten und angereicherten Phosphorsäure können schadstoffarme Dünger erzeugt werden. MORF, 2017 erwartet auf Basis von Vorversuchen dass der so erzeugte Dünger einen Cadmiumgehalt – bezogen auf Phosphoroxid – von $< 20 \text{ mgCd/kgP}_2\text{O}_5$ aufweisen wird. Aufgrund der für die Extraktion benötigten Säure und der für die Solventextraktion und die Abwasserreinigung benötigten Chemikalien ist das Phos4life Verfahren jedoch als „chemikalienintensiv“ einzustufen. Die Reststoffmengen sind erheblich (in der Abbildung: „*mineral residue*“ und „*metals/recycling*“), und es ist derzeit fraglich, ob sowohl die technische Eignung des Reststoffes „*mineral residue*“ als auch ein Markt in der Zementindustrie vorhanden sein wird. Eine Stoff- oder Energiebilanz ist derzeit nicht verfügbar.

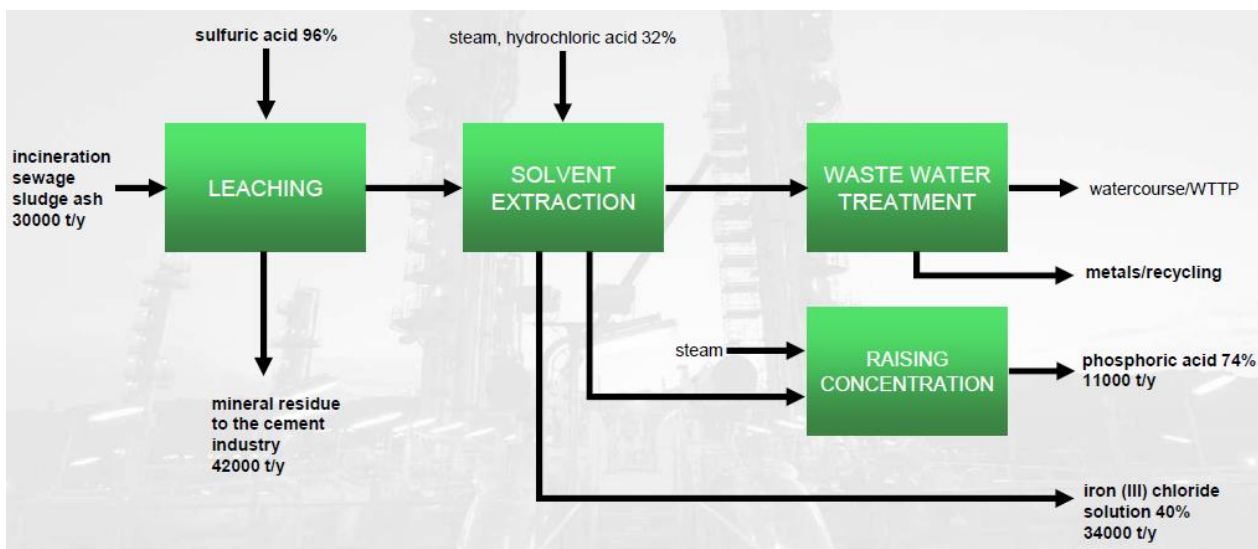


Abbildung 39: Phos4life Prozess (aus NOGUEIRA, 2017)

Insgesamt bestehen bei Phos4life aus ökologischer und technischer Sicht noch zahlreiche offene Fragen. Bei gutem Projektfortschritt der Pilottests kann frühestens ab März 2018 eine technische und ökologische Bewertung des Verfahrens erfolgen (NOGUEIRA, 2017: „*Project Feasibility Confirmation in March 2018*“).

Anhang 3: HTC-Behandlung von Klärschlamm

Einleitung und Grundlagen

Unter hydrothormaler Carbonisierung (HTC) versteht man die Veränderung („Verkohlung“) organischer Materialien in wässriger Phase unter erhöhten Temperaturen und Drücken. Klärschlamm, Papierschlamm bzw. Biomasse wird in wässriger Suspension unter Druck und Luftabschluss – also in Inertgas-Atmosphäre - bei ca. 160°C bis 240°C (meistens über 200°C) und bei einer festgelegten Verweilzeit, meistens ca. 1h bis ca. 6h lang, erhitzt. Diese Erwärmung unter Druck (bis ca. 25 bar) erhöht im Feststoff die C/O- und C/H-Verhältnisse, wobei Wasser, lösliche organische Stoffe, Ammonium und geringe Gasmengen abgespalten werden.

Aufgrund der Komplexität des Ausgangsmaterials laufen während der HTC unterschiedliche chemische Prozesse und Auflösungsvorgänge gleichzeitig ab. Zu den Prozessen gehören (FUNKE, 2012):

- Hydrolyse,
- Dehydratisierung,
- Decarboxylierung,
- Polyreaktionen und
- Bildung von Aromaten (chemischer Ringschluss und Dehydratisierung)

Pathogene Mikroorganismen werden durch die auftretenden Temperaturen unschädlich gemacht (GLASNER et al, 2011). Arzneimittelrückstände können jedoch nicht vollständig entfernt werden (VOM EYSER et al, 2015).

Die Transferfaktoren für Phosphor (Transfer in den Feststoff und in das Prozesswasser) sind vom Ausgangsmaterial und den Prozessbedingungen abhängig.

Das Produkt weist sicherlich einen höheren C-Gehalt als das Ausgangsmaterial auf (%C bzw. %TOC, jeweils bezogen auf TM), erreicht aber nicht den C-Gehalt einer Braunkohle oder den für „Biokohle“ in der EU geforderten C-Gehalt von mindestens 50%. Andererseits befindet sich im van Krevelen-Diagramm das Produkt im Bereich zwischen „Biomasse“ und Braunkohle. Insofern kann das Produkt entweder nicht ganz korrekt als „*Biokohle*“ bezeichnet werden oder auch als „*HTC-Produkt*“, als „*Kohleslurry*“ (bei Carbon Solutions) oder (bei TerraNova) als „*ultraentwässerter Klärschlamm*“. Im vorliegenden Bericht wird Klärschlamm als Substrat betrachtet und das Produkt in weiterer Folge als „*KS-HTC-Produkt*“ bezeichnet, sodass sowohl das Ausgangsmaterial (Klärschlamm) als auch der Prozess in die Bezeichnung mit einfließt.

Produktnutzungen können sein:

- Verwendung als Brennstoff, da das KS-HTC-Produkt einen geringeren Wassergehalt und höheren Heizwert aufweist als entwässerter Klärschlamm.
- Bodenverbesserung und Versorgung von Böden mit Nährstoffen, insbesondere P. Dies kann durch Direkt-Aufbringung (bzw. Aufbringung nach Konditionierung) oder auch Indirekt-Aufbringung nach Co-Kompostierung erreicht werden.
- Herstellung von biobasierten Plattformchemikalien, z.B. Produktion von 5-HMF, wenn das Ausgangsmaterial einen hohen Kohlenhydrat-Anteil enthält. KS-HTC-Produkt ist für diesen Zweck wenig geeignet.

Der Prozesstechnische Aufbau besteht (stark vereinfacht) aus:

Vorbehandlung → Erwärmen im Wärmetauscher → HTC Kernprozess → Wärmetauscher → Entwässerung

Als nachgeschaltete Aggregate bzw. Prozesse zur Behandlung/Verwertung des HTC-Produktes können vorhanden sein: Trockner, P-Extraktor, P-Anreicherung/Fällung, Produkt-Konditionierung.

Als Katalysator zur Beschleunigung der Karbonisierungs-Reaktion könnte gemäß den im Labor gewonnenen Resultaten grundsätzlich Mineralsäuren eingesetzt werden. Die Mineralsäure führt jedoch bei der Behandlung des Abwassers zu einem zusätzlichen Aufwand, erfordert eine säureresistente Ausführung und führt bei der Verwertung des HTC-Produktes zu Problemen. Weiters wäre mit einem Mineralsäure-Einsatz auch eine Verschlechterung der CO₂-Bilanz verbunden, bedingt durch CO₂-Emissionen in den Vorketten der Bereitstellung der Säure. Auch der Einsatz eines Neutralisationsmittels (z.B. Kalk, Natronlauge) kann erforderlich sein, falls Säure als Katalysator eingesetzt wird.

Eine Verfahrensvariante, bei der das organische Substrat nicht direkt in Flüssigphase, sondern mit heißem Dampf behandelt wird, wird auch als „vapothermale Karbonisierung“ (VPC) bezeichnet. Typische Trockensubstanzgehalte für die VTC sind 25% (VIEIDER, 2016), während die gewöhnliche HTC in Flüssigphase (Wasser) auch mit geringeren Trockensubstanzgehalten (z.B. 5% - 10%) betrieben werden kann. VTC kann nur im Batchbetrieb erfolgen. Die C-Verluste über das Prozesswasser sind bei VTC geringer, jedoch wird keine so intensive Karbonisierung erreicht wie bei HTC in Flüssigphase.

Mehrere Verfahrensanbieter betonen, dass die HTC-Produkte deutlich besser entwässerbar sind als die Ausgangsmaterialien. Dies ist auch aufgrund der hydrophoben Grundstruktur des KS-HTC-Produktes auch zu erwarten. Da die Anbieter der Verfahren hier pauschal eher optimistische Restwassergehalte und grob gerundete Zahlenwerte für erreichbare TS-Gehalte angeben, sollte in jedem Einzelfall das Entwässerungsverhalten und der technisch erreichbare TS-Gehalt in Abhängigkeit vom HTC-Ausgangsmaterial und der Anlagentechnik (HTC-Anlage, Entwässerungsaggregat, End-Druck der Entwässerung im Fall von Kammerfilterpressen) geprüft werden.

Von den HTC-Produkten wird oftmals behauptet, dass diese im Gegensatz zum entwässerten Klärschlamm selbst lagerfähig sind. Dabei bleibt die Frage offen, ob organische Bestandteile, die in der HTC langsamer umgesetzt werden (z.B. langkettige Carbonsäuren, die der Hydrolyse von Lipiden, Pflanzenöl und Fett entstammen) bei der Lagerung des feuchten HTC-Produktes biologisch abbaubar sind. Um hier ein sicherlich stabiles Produkt zu erhalten, kann eine Trocknung der HTC-Produkte am Standort der HTC-Anlage erforderlich sein. Eine derartige Trocknung ist z.B. für den von GRENOL entwickelten HTC-Prozess vorgesehen (GÜNTHER & SERFASS, 2017). Der Vorteil der HTC ist in jedem Fall (mit und ohne Trocknung) der geringere Gesamt-Energiebedarf im Vergleich zur Trocknung des entwässerten Klärschlammes.

Anlagen-Entwickler und Pilotanlagen

In Deutschland bestehen bzw. bestanden mehrere Pilotanlagen, die zu Demonstrationszwecken betrieben wurden. Ohne Anspruch auf Vollständigkeit werden hier die bedeutendsten Entwicklungen dargestellt.

Carbon Solutions (Teltow, DE)

Die CS-HTC90™ Technologie von carbonSolutions wurde speziell zur Behandlung von Klärschlämmen konzipiert. Ende 2010 wurde eine zweistufige, kontinuierlich arbeitende Abfallbehandlungsanlage mit einer Kapazität von 10.000 t/a Originalsubstanz in Betrieb genommen. Die Erste Stufe der Anlage dient der Vorerwärmung im Wärmetauscher, die zweite Stufe dient der Karbonisierung bei Temperaturen über 200°C. Tests wurden mit Klärschlamm bei einer TS von 25% und einer Temperatur von z.B. über 215°C durchgeführt. Die Schlämme werden in 90 Minuten in eine „Kohleslurry“ umgewandelt die sich gemäß Carbon Solutions, im Gegensatz zum ursprünglichen Schlamm, rein mechanisch und ohne Zusätze, auf ca. 70 % TS entwässern lässt. Das abgepresste Prozesswasser wird nach einer zwischengeschalteten Behandlung wieder der Kläranlage zugeführt. Die Möglichkeit des P-Recyclings „bleiben erhalten“.

Es kann ein Großteil der aufzuwendenden Aufheizenergie durch Rezyklierung der Prozessdämpfe wiedergewonnen werden. Dies bedeutet, dass die HTC-Anlage energieeffizient, jedoch nicht energieautark betrieben werden kann.

TerraNova

In Jining (China) wurde von TerraNova Energy in Kooperation mit Partnern aus China und der Schweiz eine kommerzielle Anlage für 14.000 t errichtet, die sein April 2016 in Betrieb ist (VIEIDER, 2016). Die Kapazität der endgültigen Ausbaustufe soll 40.000 t/a betragen.

Folgende Option der P-Rückgewinnung ist vorgesehen (<http://terranova-energy.com/pdf/TNEPrecoveryde.pdf>):

- Ansäuerung des nach der HTC des Klärschlammes entstandenen „Kohleslurries“ durch Zugabe von Schwefelsäure auf unter pH 2. Dadurch wird der im Klärschlamm vorwiegend an Eisen oder Aluminium gebundene Phosphor in die flüssige Phase des „Kohleslurries“ zurückgelöst, sodass sich hier gemäß TerraNova mehr als 80% des Phosphors befinden.
- Zugabe von Calcium-Silicat-Hydrat Granulat (CSH-Granulat) zum Filtrat aus der Entwässerung des „Kohleslurries“ in der Kammerfilterpresse. Der gelöste Phosphor adsorbiert am CSH Granulat.

Angaben zum Chemikalienbedarf liegen nicht vor, doch darf aufgrund der pH-Werte (pH=2, dann basischer pH für CSH-Adsorption) angenommen werden, dass ein erheblicher Chemikalienbedarf vorliegt. Weiters ist der Eintrag von S in das KS-HTC-Produkt zu beachten.

SunCoal Industries, Ludwigfelde, DE

Nach der Inbetriebnahme der ersten HTC-Pilotanlage im Jahr 2008 und der Umsiedelung des Unternehmens nach Ludwigfelde, DE hat SunCoal Industries u.A. folgende weitere entwickelt: (<https://www.suncoal.com/unternehmen/history/?lang=de>)

- 2012 Zahlreiche Betriebsstunden der HTC Pilotanlage zur Produktion von Biokohle aus unterschiedlichen Biomassen
- 2014 Produktion von technischen Kohlenstoffen aus Lignin und weiteren Biomassen im Labormaßstab; Die Koehler Paper Group wird der neue Mutterkonzern

- 2015 Inbetriebnahme des ersten Flugstromvergasers für (Bio-)Kohle an der Technischen Universität München. Anwendung technischer Kohlenstoffe in industriell etablierten Polymer-Anwendungen im Labormaßstab
- 2016 Produktion von technischen Kohlenstoffen aus Lignin und weiteren Biomassen in kontinuierlichen Pilotkampagnen im Tonnenmaßstab; Produktion von bio-basierten Chemikalien im Labormaßstab; Erweiterungsinvestition in die Pilotanlage zur Herstellung von technischen Kohlenstoffen im Tonnenmaßstab

Aktivitäten auf dem Gebiet der Klärschlamm-Behandlung und insbesondere P-Rückgewinnung sind in dieser von SunCoal publizierten Liste nicht unmittelbar erkennbar. Es wurde aber von Jänner 2016 bis Ende Dezember 2016 ein von der Investitionsbank des Landes Brandenburg gefördertes Projekt zur HTC von Schlamm aus Wasseraufbereitungsanlagen gemeinsam mit dem Lizenznehmer VALMET durchgeführt und ein technisches Konzept für eine industrielle Anlage entwickelt.

Valmet, Leverkusen DE

Valmet bietet das oben angesprochene Anlagenkonzept der HTC für Schlamm aus der Papierindustrie an (www.valmet.com). Unter dem Titel „A new solution to a classic problem“ wird in der hier zitierten Homepage von Valmet folgende Information verbreitet (hier aus dem Englischen übersetzt):

- Temperatur 200°C, Druck 20 bar
- Eine Verringerung der Schlammmasse von bis zu 70% wird erreicht
- Der Energiebedarf beträgt ca. ein Viertel der für eine thermische Trocknung benötigten Energie

AVA-CO2

Die AVA-CO2 Schweiz AG, Zug, hat mit „Cleanphos“ einen Weg der Rückgewinnung von P entwickelt, der auf KS-HTC und anschließender Säurebehandlung des KS-HTC-Produktes beruht. Inzwischen verkaufte die Technologie der Hydrothermalen Carbonisierung (HTC) zur Erzeugung von Biokohle an die weltweit aktive International Power Invest AG (IPI), eine Holdinggesellschaft im Erneuerbare-Energien-Bereich. Wie AVA-CO2 mitteilte, geht damit auch die technische Demonstrationsanlage HTC-0 im Karlsruher Rheinhafen an die IPI über (EUWID, 12.Jan.2017, <https://www.euwid-energie.de/>). Durch den Verkauf will sich die AVA-CO2 auf den Bereich der Biochemie konzentrieren. Ihre gesamten operativen Tätigkeiten in diesem Bereich überträgt die AVA-CO2 an ihre Tochtergesellschaft Avalon Industries AG. Avalon Industries wird sich auf die weltweite Umsetzung der „Hydrothermal Processing“ (HTP) Technologie für die industrielle Produktion der biobasierten Chemikalie 5-HMF konzentrieren. Diese Technologie wurde in den letzten sieben Jahren von AVA-CO2 entwickelt und patentiert.

Eliquo Stulz

LysoTherm ist ein von der ELIQUO STULZ GmbH, Grafenhausen, DE entwickeltes Verfahren zu Schlammdesintegration bzw. Faulschlamm-Konditionierung bei erhöhter Temperatur und leicht erhöhtem Druck (5 - 15 bar), welches folgende Ziele verfolgt (ELIQUO STULZ, 2015):

- Erhöhung der Gasausbeute
- Verminderung der organischen Restfracht im ausgefaulten Schlamm
- Reduktion des Polymerverbrauchs bei der Entwässerung
- Reduktion der Aufenthaltszeit in der Faulung

- Erhöhung der Kapazität der Faulung
- Reduzierung der Viskosität im Faulturm
- Verminderung der Schaumneigung im Faulturm
- Erhöhung des Phosphor-Rückgewinnungspotentials als MAP
- Erhöhung der Trockenmasse (TM) im ausgefaulten und entwässerten Schlamm
- Reduzierung der zu entsorgenden Schlammmenge
- Eliminierung pathogener Keime

Im Sinne einer Faulschlamm-Konditionierung werden von der ELIQUO STULZ GmbH vor allem die zuletzt genannten drei Punkte – also verringerte TM, verringerte Schlammmenge (ca.50% Reduktion erreichbar) und der Hygieneaspekt genannt. Mit der Schlamm-Desintegration ist aber auch eine verbesserte Energiebilanz und Gasausbeute sowie eine Erhöhung der P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser erreichbar.

Die nun folgende kurze technische Beschreibung folgt den Angaben des Herstellers (ELIQUO STULZ, 2015, siehe Abbildung 40).

- Der Schlamm (TM: ca.3% bis ca.13%) wird kontinuierlich über Pumpe (1) in ein mehrstufiges Wärmetauscher-System eingespeist.
- In der ersten Stufe des Wärmetauscher-Systems (2) wird der Schlamm vorgewärmt und dann im Rohrreaktor (3) auf Reaktionstemperatur erhitzt ($> 100^{\circ}\text{C}$ bis ca. 175°C).
- Der Schlamm verbleibt danach gewöhnlich ca. 30 bis 60 Minuten bei ca. 150°C bis ca. 175°C und 5 bis 15 bar im Desintegrationsreaktor (4).
- In der Kühlstufe (5) wird der Schlamm so weit abgekühlt, dass er in den Faulturm aufgegeben werden kann. Alternative: Kühlung durch Mischen mit Primärschlamm.
- Die Beheizung erfolgt mittels zweier Heizkreisläufe: (6) Thermalölkreislauf und (7) mittels Wasser als Wärmeträgermedium.
- Zur Erhöhung der P-Ausbeute und Verringerung der Schwimmschlamm-Bildung können die anaerobe Fermentation von Überschuss-Schlamm und Primärschlamm getrennt werden. Diese Form des Schlamm-Managements wurde von ELIQUO STULZ als „LysoGest“ Prinzip beschrieben.

Die Hydrolyse führt auch zu einer verstärkten Freisetzung von Phosphat – insbesondere im Fall der biologischen Eliminierung von P in Kläranlagen. Somit kann aus dem Schlammwasser MAP gewonnen werden. Nähere Angaben über den Recyclinggrad liegen nicht vor.

Für Pilotversuche vor Ort steht eine mobile Testanlage mit einer Kapazität von ca. 1.000 kgTM/d zur Verfügung.

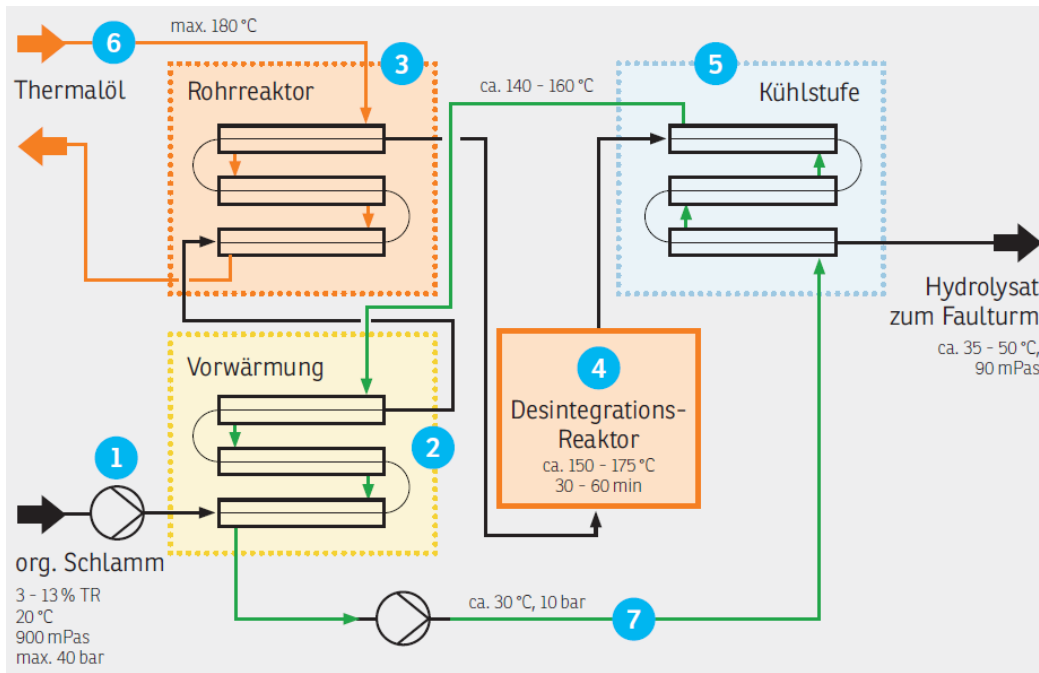


Abbildung 40: LysoTherm Prozess (ELIQUO STULZ, 2015)

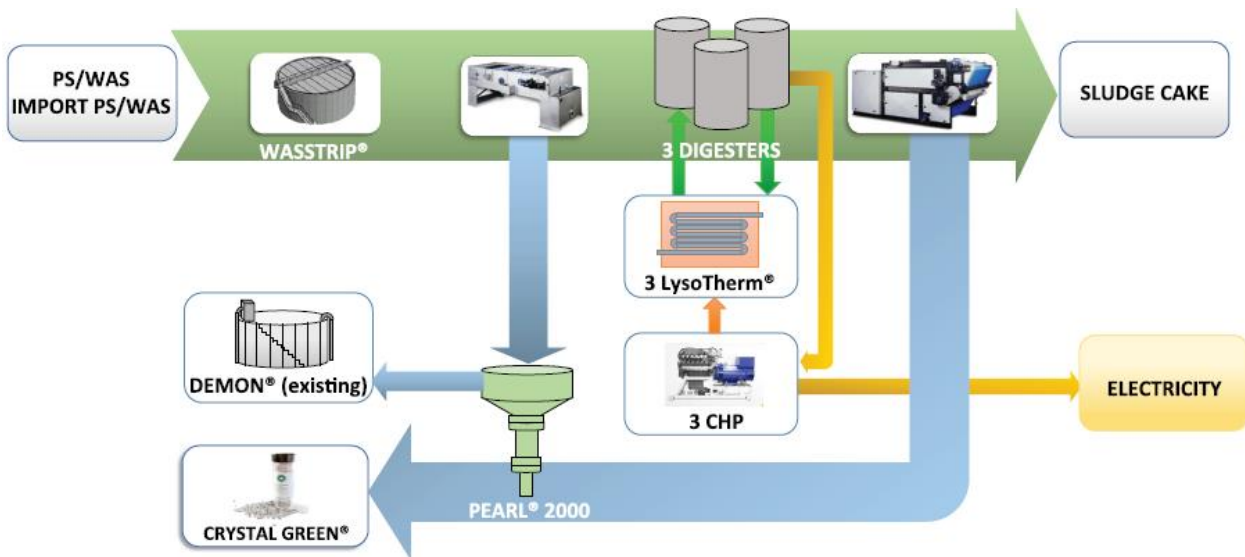


Abbildung 41: Klärschlammbehandlung, Kläranlage Amersfoort (KOX & GERAATS, 2016)

In der Kläranlage Amersfoort (315.000 EW) wird eine Kombination aus dem LysoTherm Prozess (thermische Hydrolyse) und dem PEARL Prozess (MAP Fällung) großtechnisch umgesetzt (KOX & GERAATS, 2016). Zur Erhöhung der Rücklösung von Phosphat wird dabei auch die WASSTRIP Technologie eingesetzt.

Die Anlage befindet sich schon in Bau oder im Probebetrieb. Daten zur Erhöhung des P-Rückgewinnungsgrades sowie in großtechnischem Maßstab ermittelte Massen- und Energiebilanzen sind noch nicht verfügbar.

Die nachfolgende Abbildung, die uns freundlicherweise von der LADURNER s.r.l., Bozen zur Verfügung gestellt wurde, zeigt die Standorte der HTC Anlagenbauer.



Abbildung 42: Standorte der HTC Anlagenbauer (Quelle der Abbildung: VIEIDER, 2016).

Diskussion der Ausschleusungspunkte für Phosphor, Empfehlungen

Nachdem Phosphor sowohl in das Prozessabwasser des HTC-Prozesses als auch in das KS-HTC-Produkt gelangt und das Produkt entweder thermisch oder stofflich durch Rückführung in Böden genutzt werden kann, sind beim Einsatz der HTC unterschiedliche Ausschleusungspunkte für ein Recycling von P vorhanden (siehe Abbildung 43).

Strategisch kann aus dem Blickwinkel des P-Recyclings der HTC-Prozess danach ausgerichtet werden, dass

- a) entweder möglichst viel P in das Prozesswasser gelangt und dort mit einer geeigneten Fällungsmethode abgetrennt wird oder
- b) möglichst viel P in das KS-HTC-Produkt gelangt oder auch
- c) beide Wegen beschritten werden, als sowohl P-Rückgewinnung aus dem Prozesswasser und auch Recycling der im Produkt enthaltenen Phosphorfracht.

Die Rückgewinnung von P aus dem HTC-Prozesswasser erscheint in jenem Fall nicht zweckmäßig, wenn nur ein sehr geringer Anteil der P-Fracht in das Prozesswasser gelangt. Es wird dadurch zwar der Fällungsmiteinsatz in der Kläranlage geringfügig erhöht (P muss sozusagen „ein zweites Mal“ ausgefällt werden), jedoch zieht eine Eliminierung aus dem HTC-Prozesswasser ebenfalls den Einsatz von Fällungs- und Neutralisationschemikalien nach sich, und es ist fraglich ob bei geringer Masse des gewinnbaren P-Produktes unter dieser Voraussetzung die Eliminierung aus dem Prozesswasser wirtschaftlich sein wird.

Aus dem KS-HTC-Produkt kann Phosphat durch Behandlung mit Säure freigesetzt und anschließend mittels Zugabe von Neutralisationsmitteln (z.B. NaOH oder Soda-Lösung) und Fällungsmitteln (z.B. Mg-Salzen) oder Sorbentien (z.B. CSH) rückgewonnen werden. GÜNTHER & SERFASS, 2017 erwähnen in diesem Zusammenhang Citronensäure und

Schwefelsäure als Reaktionsmedium für die Freisetzung des Phosphates. Jedoch ist bei Verwendung von Schwefelsäure zu beachten, dass damit die Eigenschaften des HTC-Produktes bezüglich einer nachfolgenden Verwertung als Brennstoff verschlechtert werden (höherer S-Gehalt, höherer Aschegehalt).

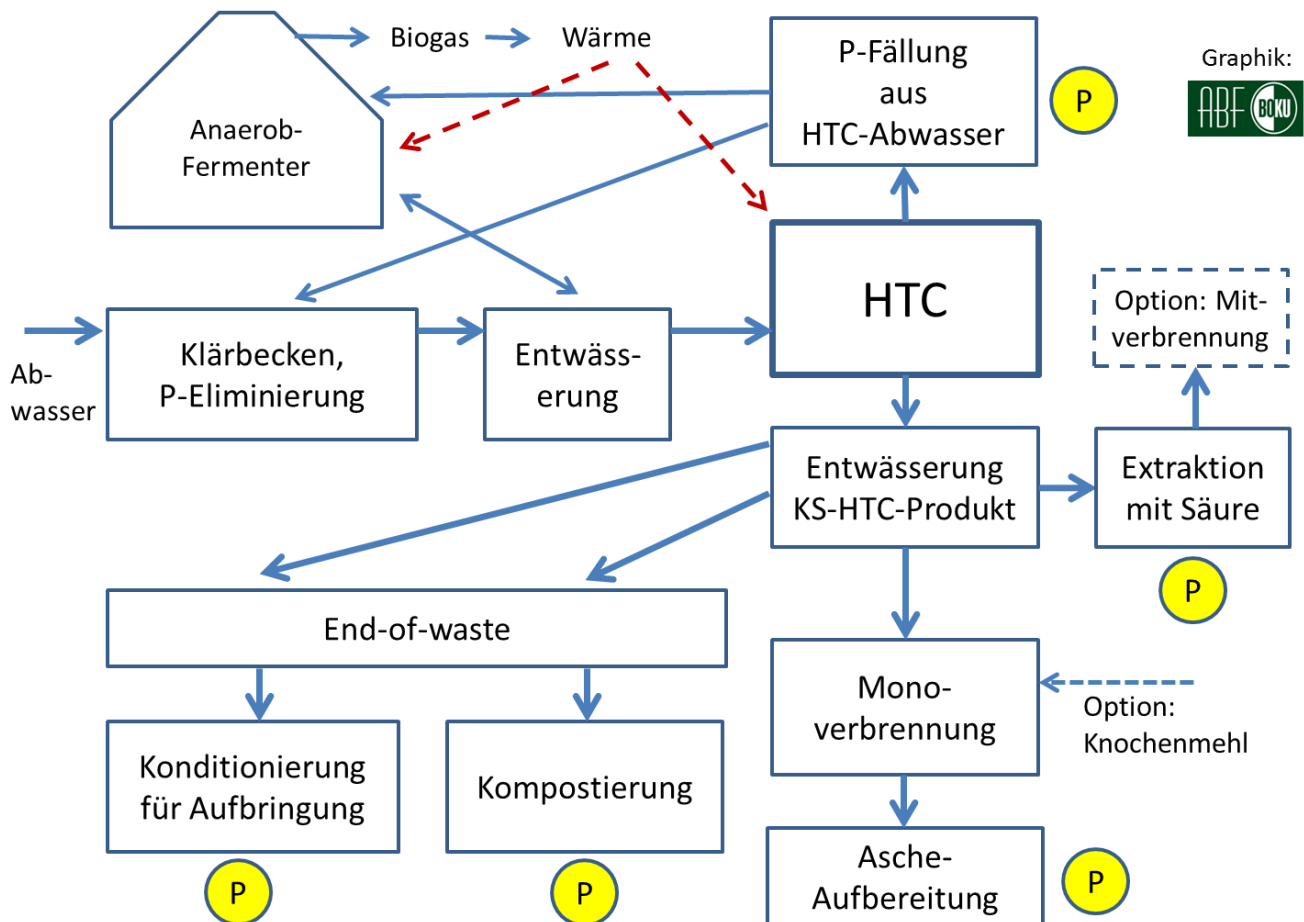


Abbildung 43: Mögliche Ausschleusungspunkte für Phosphor bei Anwendung der HTC

Bei thermischer Verwertung des KS-HTC-Produktes in Monoverbrennungsanlagen kann ein sehr hoher Rückgewinnungsgrad für P erreicht werden, wenn P im HTC-Prozess überwiegend in das feste Produkt gelangt und wenn gleichzeitig P aus der Asche der Monoverbrennungsanlage recycelt wird.

Es wird empfohlen, die Aufteilung der P-Frachten auf das Prozesswasser und das KS-HTC-Produkt frühzeitig im Pilotmaßstab für das jeweilige Substrat (Klärschlamm bzw. Klärschlamm im Gemisch mit anderen Substraten) zu prüfen und die Strategie der P-Rückgewinnung danach auszurichten. Falls die Rückgewinnung aus dem HTC-Produkt erfolgen soll, dann entweder nach der Verbrennung (aus der Asche) oder unter Einsatz einer organischen Säure (Citronen- oder Essigsäure). Zu prüfen wäre ferner, ob das ExtraPhos Verfahren (CO₂, Druck, wässrige Suspension) in adaptierter Form auch für die Freisetzung von Phosphat aus dem KS-HTC-Produkt geeignet ist.

Als Weg für die thermische Verwertung des KS-HTC-Produktes ist aus Sicht der P-Rückgewinnung eine Monoverbrennung (bzw. gemeinsam mit Klärschlamm/und/oder Knochenmehl) zu bevorzugen.