

Philipp ZENGER, BSc

Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle mit Bezug auf die Steiermark

Utilization possibilities of pig manure with focus on Styria

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades

Master of Science

Masterstudium Umweltsystemwissenschaften / Naturwissenschaften-Technologie

Master's degree programme: Environmental Systems Sciences/
Natural Sciences – Technology

eingereicht an der

Technischen Universität Graz

Betreuer:

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Günter GRUBER

Mitbetreuender Assistent:

Dipl.-Ing. Thomas Franz HOFER, BSc

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Graz, November 2017

Kontakt:
Philipp ZENGER
philipp.zenger@posteo.de

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

AFFIDAVIT

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Das in TUGRAZonline hochgeladene Textdokument ist mit der vorliegenden Masterarbeit identisch.

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used anything other than the declared sources/resources, and that I have explicitly indicated all material which has been quoted either literally or contextually from the sources used. The text document uploaded to TUGRAZonline is identical to the present master's thesis.

Datum / Date

Unterschrift / Signa

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich all jenen Menschen danken, die mich auf meinem Lebensweg begleitet und mich das Studium hindurch ermutigt haben.

Mein besonderer Dank geht vor allem an meinen Betreuer Herrn Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Günter GRUBER sowie meinem mitbetreuenden Assistenten Herrn Dipl. Ing. Thomas HOFER, BSc, welche mir immer mit ihrem Rat zur Seite standen und es mir ermöglicht haben, diese Arbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der Technischen Universität Graz zu verfassen. Auch haben sie sich dafür eingesetzt, dass mir neben der theoretischen Recherche die Teilnahme an mehreren Tagungen und Exkursionen ermöglicht wurde.

Mein weiterer Dank geht an Herrn Dr. Heinrich HOLZNER von der Landwirtschaftskammer Steiermark, welcher mir mit seiner Kompetenz und steten Diskussionsbereitschaft bei dieser Arbeit sehr weitergeholfen hat.

Ebenso möchte ich in diesem Zug Herrn Albert BERNSTEINER und Herrn Johannes MASSWOHL von der Umweltberatung sowie Herrn Thomas VANNECKE danken, welche mir die Möglichkeit gegeben haben, all meine Fragen bezüglich meiner Masterarbeit zu stellen.

Herrn Alfred PÖLLINGER und Herrn Eduard ZENTNER von der höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein möchte ich ebenfalls für die zur Verfügung gestellten Informationen meinen Dank aussprechen.

Ein besonderer Dank gilt vor allem der Abteilung 15 der Steiermärkischen Landesregierung für die Förderung und finanzielle Unterstützung dieser Arbeit.

Mein größter Dank geht an meine Familie, besonders an meine Eltern Petra und Hans, meinen Zwillingenbruder Johannes und meine Freundin Ella, die mich in meinem Werdegang immer liebend unterstützt haben und das Leben für mich lebenswert machen.

Zuletzt möchte ich noch meinen engen Studienkollegen Patrick HOFFMANN und Teresa GARSTENAUER sowie meiner Tante Ulrike SACHER-LEY für die sorgfältige Korrektur dieser Arbeit danken.

Kurzfassung

Wirtschaftsdünger wie Gülle oder Mist enthält zahlreiche für das Pflanzenwachstum notwendigen Nährstoffe, was ihn zu einem wertvollen Grundstoff in der landwirtschaftlichen Düngung macht. So dient Gülle ebenfalls in der viehbesatzstarken Süd-Ost-Steiermark als landwirtschaftlicher Dünger, um hohe und stabile Hektarerträge im Mais- und Getreideanbau sicherzustellen. Für die Veredlungsbetriebe in der Region hat sich vor allem die Kombination bestehend aus Maisanbau und Schweinemast als Erfolgskonzept erwiesen.

Doch können während des Nutzungskreislaufes von Wirtschaftsdünger zum Teil hohe Nährstoffmengen durch Emissionen in die Luft und in die Gewässer verlorengehen. Hier sind vor allem Verluste von Ammoniak in die Atmosphäre sowie die Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser zu nennen. Dieser Umstand hat auch in der Süd-Ost-Steiermark vielerorts zu erhöhten Nitratreinträgen in das oberflächennahe Grundwasser geführt. Um das für die Trinkwasserversorgung wertvolle Grundwasser zu schützen, erfolgte auf Landesebene die gesetzliche Herabstufung der Düngeobergrenzen sowie die Verkürzung der Ausbringzeiträume in den Grundwasserschongebieten. Dieser Umstand hat dazu geführt, dass viele Landwirte die über den Verbotszeitraum hinweg anfallende Gülle nicht mehr lagern können. Zudem stehen einigen Schweinebetrieben nicht mehr die für die Gülleaufbringung notwendigen Kulturflächen zur Verfügung. Um zum einen die Nährstoffeffizienz des Wirtschaftsdüngers Schweinegülle zu verbessern sowie zum anderen Gülleüberschüsse zu reduzieren, werden in der vorliegenden Masterarbeit auf Basis einer umfassenden Literaturrecherche die Möglichkeiten zur Verwertung von Schweinegülle vorgestellt.

Dabei können verschiedene Güllezusatzmittel wie beispielsweise Stickstoffstabilisatoren, effektive Mikroorganismen oder auch Biokohle grundsätzlich dazu dienen, Nährstoffmissionen während der Güllelagerung und –Ausbringung deutlich zu reduzieren und somit eine bessere Düngewirkung zu erzielen. Auch die Anwendung geeigneter Ausbringtechnik kann entscheidend dazu beitragen, eine bessere Nährstoffausnutzung zu erreichen. Stehen ausreichend Flächen für die Gülleausbringung zur Verfügung, dürfte sich vom Kostenstandpunkt aus betrachtet für die meisten Landwirte in der Steiermark die Errichtung von Güllelagern zur Reduzierung von Gülleüberschüssen anbieten.

Sind Betriebe hingegen darauf angewiesen, einen Großteil der anfallenden Gülle abzugeben, existieren zahlreiche Verfahren, um das anfallende Volumen zu reduzieren und die in der Gülle vorhandenen Nährstoffe rückzugewinnen. Hier haben sich international vor allem Verfahren zur Abtrennung der Feststoffe sowie zur Stickstoffrückgewinnung etabliert. Damit können Transportkosten gesenkt sowie marktfähige Produkte gewonnen werden. Alternativ können weitere Ver-

Kurzfassung

fahren wie die anaerobe Vergärung oder auch die Pyrolyse dazu eingesetzt werden, um auch den Energiegehalt der Gülle zu nutzen und Biogas sowie Biokohle zu gewinnen.

Abstract

Organic fertilizers such as slurry or manure contain numerous nutrients necessary for plant growth, which makes it a valuable material in agricultural fertilization. In South-Eastern Styria, for example, manure is also used as an agricultural fertilizer in order to ensure high and stable yields in maize and grain cultivation. The combination of maize cultivation and pig fattening has proven itself to be a particularly successful concept for livestock farms in the region.

Certainly, during the utilization cycle of manure, high amounts of nutrients can be lost through emissions to air and water. In this context, losses of ammonia into the atmosphere and the leaching of nitrate into the groundwater are of particular importance. This fact has also led to increased nitrate inputs into shallow surface groundwater in many places in South-Eastern Styria. In order to protect the groundwater, which is crucial for the ambient drinking water supply, fertilization limits and application periods of manure have been reduced by law in these regions. These circumstances have led to the issue that many farmers are no longer able to store their produced manure during the prohibition period. In addition, some livestock farms no longer have the required arable land necessary for the application of manure. In order to improve the nutrient efficiency of pig manure as well as to reduce excess manure at some farms, the following thesis presents possibilities for the utilization of pig manure based on an extensive literature research.

To significantly reduce nutrient emissions during manure storage and application, several manure additives such as nitrogen stabilizers, effective microorganisms or biochar can be applied. The use of appropriate application technology can also make a decisive contribution to achieving better nutrient utilization. If there is adequate arable land available for spreading manure, the construction of slurry storage facilities is likely to be the best option for most farmers to diminish a surplus of manure.

However, if farms are not able to spread all their manure on arable land, there are numerous processes in place to reduce the volume and recover the nutrients present in the manure. Processes for separating solids and recovering nitrogen have established themselves primarily in this field. In this way, transport costs can be reduced, and marketable products obtained. Alternatively, other processes such as anaerobic fermentation or pyrolysis can be used to exploit the energy content of the liquid manure and to produce biogas and biochar.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Aufgabenstellung und Motivation.....	1
1.2	Zielsetzung	2
2	Grundlagen	3
2.1	Bedeutung und Entwicklung der Düngung in der Landwirtschaft.	3
2.2	Bedeutung und Gefährdung des Grundwassers	4
2.3	Problemlage in der Steiermark	6
2.4	Rechtliche Grundlagen	11
2.5	Schweinegülle als Wirtschaftsdünger	12
2.6	Der Stickstoffkreislauf	16
2.7	Anthropogene Einflüsse auf den Stickstoffkreislauf	21
2.8	Der Phosphorkreislauf	25
3	Methodik.....	27
3.1	Anforderungen an die Verwertungsmöglichkeiten	27
3.2	Beschreibung der Methodik.....	30
4	Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle.....	31
4.1	Zusatzmittel in der Güllebehandlung	31
4.1.1	Milchsäuregärung	31
4.1.2	Säurezugabe.....	34
4.1.3	Zugabe von Biokohle	38
4.1.4	Zugabe von Stickstoffstabilisatoren	39
4.1.5	Zugabe von Flockungs- und Fällungsmitteln	42
4.2	Verfahren zur Feststoffseparation	45
4.2.1	Eindickung	45
4.2.2	Schneckenpressung	49
4.2.3	Dekanterzentrifuge.....	52
4.2.4	Bandfilterpresse	54
4.2.5	Rotationsfilterpresse	56
4.2.6	Vibrationssieb	57

4.2.7	Flotation.....	59
4.3	Verfahren zur Behandlung der Flüssigphase	61
4.3.1	Membrantrennverfahren	61
4.3.2	Ammoniakstrippung.....	66
4.3.3	MAP-Fällung.....	71
4.3.4	Elektrolyse	73
4.3.5	Membrandestillation	74
4.3.6	Belüftung	76
4.3.7	Nitrifikation und Denitrifikation	78
4.4	Verfahren zur Behandlung der Festphase	80
4.4.1	Thermische Trocknung.....	80
4.4.2	Kompostierung	83
4.4.3	Pelletierung	87
4.4.4	Thermochemische Verwertung.....	89
4.5	Gewinnung von Biogas durch anaerobe Vergärung	96
5	Realisierte Aufbereitungsanlagen und Forschungsprojekte .	101
5.1	Kombiniertes Verfahren zur Feststoffseparation und Ammoniakentfernung.....	101
5.2	ReNOx – Abtrennung und industrielle Verwertung von Stickstoff aus Schweinegülle	104
5.3	Nährstoffabtrennung durch Umkehrosmose mit vorgeschalteter Flotation	107
5.4	Kompostierung von Schweinegülle	109
5.5	BioEcoSIM	110
5.6	ManureEcoMine	112
6	Mögliche Anwendungen für die Steiermark.....	115
6.1	Grundlegende Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffverlusten	115
6.1.1	Empfehlungen für die Ausbringung	115
6.1.2	Weitere Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffverluste	117
6.2	Mögliche Maßnahmen für Betriebe mit Gülleüberschüssen..	120
6.2.1	Nutzung vorhandener und Errichtung zusätzlicher Güllelager	122

6.2.2	Schaffung von dezentralen Aufbereitungsanlagen.....	124
6.2.3	Schaffung von zentralen Aufbereitungsmaßnahmen	129
6.2.4	Schaffung von Aufbereitungsmaßnahmen in Kombination mit bestehenden Biogasanlagen.....	132
6.2.5	Vergleich der möglichen Maßnahmen für Betriebe mit Gülleüberschüssen	133
7	Zusammenfassung und Ausblick	138
	Literaturverzeichnis	143
	Anhang	i
	Gesetzliche Rahmenbedingungen	i
	EU-Ebene	i
	Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL).....	i
	Aktionsprogramm Nitrat (AP Nitrat)	i
	Bundesebene.....	ii
	Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG).....	ii
	Trinkwasserverordnung (TWV).....	iii
	Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW).....	iii
	Landesebene	iii
	Landesgesetzblatt Nr. 39/2015 (LGBl. Nr. 39/2015).....	iii

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Gemessene durchschnittliche Nitratkonzentrationen des Grundwassers (Gabriel u. a., 2011)	5
Abbildung 2-2:	Geographische Lage der Grundwassergebiete nach der Wasserrahmenrichtlinie im südöstlichen Teil der Steiermark (Fank u. a., 2010b)	6
Abbildung 2-3:	Geographische Verteilung der Betriebe in der Steiermark mit einem Anteil von mehr als 170 kg N/ha aus der Tierhaltung (Guggenberger, 2006)	8
Abbildung 2-4:	Mittlere langjährige Grundwasserströmungssituation und mittlere Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Murtals von Graz bis Bad Radkersburg (Fank u. a., 2010b)	9
Abbildung 2-5:	Nitratmittelwerte in der südlichen Steiermark nach der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) (Bernsteiner & Beichler, 2017)	9
Abbildung 2-6:	Lage und Dimension der beiden Widmungsgebiete im unteren Murtal nach dem LGBl. Nr. 39/2015 (Bernsteiner & Beichler, 2016)	10
Abbildung 2-7:	Betriebliche Stickstoffgehalte von Schweinegülle in Abhängigkeit der Trockensubstanz (Wilken, 2015)	15
Abbildung 2-8:	Relative Nährstoffgehalte von Schweinegülle (Wilken, 2015)	15
Abbildung 2-9:	Der Stickstoffkreislauf mit seinen Teilschritten (Ottow, 2011a)	17
Abbildung 2-10:	Dissoziationsgleichgewicht von $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$ in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur (Gethke-Albinus, 2014)	18
Abbildung 2-11:	Umfassender Überblick über den Stickstoffkreislauf mit Einbezug anthropogener Einflüsse	22
Abbildung 2-12:	Anteil der Stickstoffeinträge verschiedener Quellen in die Atmosphäre. (Obernosterer & Reiner, 2003)	23
Abbildung 3-1:	Die drei Säulen des Güllemanagements	29
Abbildung 3-2:	Fließdiagramm für die einzelnen Verfahren zur Verwertung von Schweinegülle	30
Abbildung 4-1:	Nährstoffzusammensetzung der Flüssigphase mit (links) und ohne (rechts) Ansäuerung nach erfolgter Separation (Bilbao, 2015)	37
Abbildung 4-2:	Wirkungsweise der verschiedenen Stickstoffstabilisatoren während der Umwandlung von Harnstoff zu Nitrat (Fuchs & Baumgartner, 2016)	41

Abbildung 4-3:	Die drei Phasen der Flockenbildung: I. Suspendierte freischwebende Partikel, II. Neutralisierung der Partikel; III. Quervernetzung durch Flockungshilfsmittel.....	42
Abbildung 4-4:	Eindickung von Schweinegülle im Zweibehälterverfahren und die dazugehörigen Nährstofffrachten (Laurenz & Kowalewsky, 2013)	46
Abbildung 4-5:	Eindickung von Schweinegülle im Einbehälterverfahren mit den dazugehörigen Nährstofffrachten (Kowalewsky, 2014)	47
Abbildung 4-6:	Einfluss des TS-Gehaltes der Rohgülle auf die Sedimentationsleistung (Trockenmasseentfernungsrates) (Ndegwa u. a., 2001).....	49
Abbildung 4-7:	Typischer Aufbau einer Pressschnecke (Sommer u. a., 2013)	50
Abbildung 4-8:	Mittlere Abscheidegrade aller Schneckenpressen in graphischer Darstellung (Hothan & Brauckmann, 2010).....	51
Abbildung 4-9:	Schematische Darstellung einer Dekanterzentrifuge (Sommer u. a., 2013)	53
Abbildung 4-10:	Schematischer Aufbau einer Bandfilterpresse mit mehreren Umlenkzylindern (Sommer et al., 2013).....	55
Abbildung 4-11:	Schematischer Aufbau einer Rotationsfilterpresse (Fournier Industries Inc., 2017)	56
Abbildung 4-12:	Funktionsweise eines Schwingsiebes mit zwei Siebflächen (Franz Sagemüller GmbH, 2017).....	58
Abbildung 4-13:	Mobiles Vibrationssieb V ₂ S mit integrierter Pressschnecke (SILCON GmbH & Co.KG, 2017).....	58
Abbildung 4-14:	Mittlere Abscheidegrade des LISOX-Verfahrens.....	60
Abbildung 4-15:	Schematische Darstellung eines Membrantrennverfahrens (Rautenbach & Melin, 2007)	62
Abbildung 4-16:	Unterschiedliche Abtrennleistungen verschiedener Filtrationsverfahren in Abhängigkeit der Porenweite (Hersener & Meier, 2002).....	63
Abbildung 4-17:	Schematischer Aufbau einer Anlage zur Ammoniumentfernung mittels Strippung (Fuchs & Drosig, 2010)	68
Abbildung 4-18:	Ammoniakstrippung mittels Kalk und anschließende pH-Absenkung durch Zufuhr von Biogas (Lei u. a., 2007).....	69
Abbildung 4-19:	Prinzipskizze einer auf einer Kläranlage realisierten MAP-Fällung (Gethke-Albinus, 2014).....	72

Abbildung 4-20: Funktionsweise der Membrandestillation (Buchmaier, 2017)	75
Abbildung 4-21: Schematische Skizze eines Bandtrocknungsverfahrens.....	81
Abbildung 4-22: Prinzipielle Funktionsweise eines Trommeltrockners (Doerfler GmbH, 2017)	82
Abbildung 4-23: Arbeitsprinzip einer Kollergangpresse mit Flachmatrize (Kaltschmitt u. a., 2009).....	88
Abbildung 4-24: Schematische Skizze einer Biomassefeuerungsanlage (Hersener & Meier, 2002)	91
Abbildung 4-25: Schematische Darstellung des HTC-Multi-Batch-Verfahrens (Quicker & Weber, 2016).....	95
Abbildung 4-26: Anaerober Abbau organischen Materials zu Biogas unter Einfluss spezieller Bakteriengruppen (Kaltschmitt u. a., 2009)	98
Abbildung 4-27: Biogasverfahren getrennt nach Nass- und Trockenverfahren (EN Crop, 2009).....	99
Abbildung 5-1: Prozessablauf für das BioSampo-Verfahren von Pellon (Sindhöj & Rodhe, 2013)	101
Abbildung 5-2: Anlagenaufbau des BioSampo-Verfahrens (Sohlo, 2017)	103
Abbildung 5-3: Prozessschema des ReNOx-Verfahrens zur Abtrennung von Stickstoff aus Gärresten (Lubensky & Ellersdorfer, 2015)	105
Abbildung 5-4: Prozessschritte der Umkehrosmoseanlage in den Niederlanden (Sindhöj & Rodhe, 2013)	107
Abbildung 5-5: Allgemeines Schema zur Gärresteaufbereitung in Thallwitz für eine Jahresmenge von 30.000 t mit den entsprechenden Masse- und Trockensubstanzgehalten (Wilhelm, 2017).....	108
Abbildung 5-6: Spezielles Einmischgerät zur Einbringung von Gülle in eine Strohmiete (Kenevez & Mongredien, 2009).....	110
Abbildung 5-7: Schematischer Ablaufprozess der BioEcoSIM-Anlage (Bilbao, 2017)	111
Abbildung 5-8: Prozessschema des ManureEcoMine-Verfahrens (Pintucci et al., 2015).....	113
Abbildung 6-1: Minderung der NH ₃ -Verluste (in % d. appl. NH ₄) nach der Ausbringung von Gülle und Gärresten mit dem Prallteller als Referenz. (Döhler, 2016).....	115
Abbildung 6-2: HEXA-COVER®-Abdeckung, welche sich auch nachträglich auf Güllegruben installieren lässt (Hexa-Cover, 2017).....	118

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 6-3:	Aufbau der BioSampo Anlage zur Aufbereitung von Schweinegülle (Sohlo, 2017).....	125
Abbildung 6-4:	Membrandestillation zur Ammoniumentfernung von Schweinegülle der Firma AEE-INTEC (Buchmaier, 2017).....	127
Abbildung 6-5:	Verfahrensschema einer zentralen Gülleaufbereitungsanlage der TU Graz (Knöbelreiter u. a., 2017).....	131
Abbildung 6-6:	Mögliches Verfahrensschema einer zentralen Gülleaufbereitungsanlage (Pell Frischmann, 2012)	133
Abbildung i-1:	Im LGBl. Nr. 39/2015 festgelegte Widmungsgebiete.....	v

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Anzahl der Viehhalter und Viehbestand in der Steiermark (Landesstatistik Steiermark, 2016)	7
Tabelle 2-2:	Jährlicher Nährstoffanfall von Gülle aus der Schweinehaltung pro Stallplatz je nach Tierart und Fütterungsform (BMLFUW, 2006; Flisch u. a., 2009; Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2013)	13
Tabelle 4-1:	Verschiedene mögliche Zeitpunkte der Säurezugabe (Fangueiro u. a., 2015).....	35
Tabelle 4-2:	Mittlere Entfernungsraten für Schweinegülle mit TS-Gehalten von 0,4 bis 2,5 % unter Zugabe von verschiedenen Mengen PAM und Einsatz eines Siebes (0,1 mm) (Vanotti u. a., 2002).....	44
Tabelle 4-3:	Nährstoffverteilung von Sauen- und Ferkelgülle in verschiedenen Bereichen des Lagerbehälters (Ergebnisse einer Untersuchung von GS-agri) (Kowalewsky, 2014).....	48
Tabelle 4-4:	TS-Gehalt und Abscheidegrad der Festphase aller 6 beprobten Schneckenpressen (Hothan & Brauckmann, 2010)	51
Tabelle 4-5:	Kenndaten verschiedener Dekanterzentrifugen für Schweinegülle mit der entsprechenden Abtrennleistung (Hothan & Brauckmann, 2010; Hermus, 2017).....	53
Tabelle 4-6:	Abscheidegrade der Bandfilterpresse für die Festphase bei Schweinegülle nach unterschiedlichen Literaturangaben	55
Tabelle 4-7:	Abscheidegrade separierter Schweinegülle nach der Ultrafiltration sowie nach der 2-stufigen Umkehrosiose (Kwieceńska & Konieczny, 2012)	65
Tabelle 4-8:	Spezifische Prozessparameter und Produktzusammensetzungen der verschiedenen thermochemischen Verwertungsformen (Wicks & Keener, 2012; Hamilton u. a., 2016)	89
Tabelle 5-1:	Betriebskosten der BioSampo-Anlage mit einem Gülledurchsatz von 6.000 t/a (Sohlo, 2017)	104
Tabelle 5-2:	Nährstoffzusammensetzung der Produkte und Erlöse aus dem Verkauf (Sohlo, 2017).....	104
Tabelle 5-3:	Investitionskosten der ReNOx-Anlage zur Behandlung von Gärresten mit einem Durchsatz von 5 m ³ /h (Ellersdorfer, 2017a)	106
Tabelle 5-4:	Durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen, Massenverhältnisse und Trockensubstanzgehalte der	

	verschiedenen Stoffströme in der Anlage in den Niederlanden (Sindhøj & Rodhe, 2013)	109
Tabelle 5-5:	Nährstoffgehalte der Produkte aus dem BioEcoSIM – Verfahren (Bilbao, 2017).....	112
Tabelle 6-1:	Berechnete Ausbringungskosten für Gülle je nach Verfahrensleistung und Technik (Vandre u. a., 2012).....	116
Tabelle 6-2	Emissionsminderungspotenzial je nach Abdeckvariante (Döhler u. a., 2011; Pöllinger, 2012).....	118
Tabelle 6-3:	Nettokosten für die verschiedenen Abdeckvarianten je nach Behältergröße (Lenz, 2017)	123
Tabelle 6-4:	Nettopreisliste für abgedeckte, befahrbare Güllebehälter der Firma WOLF-SYSTEM®.....	124
Tabelle 6-5:	Kostenschätzung für das AEE-INTEC Verfahren mit einem jährlichen Durchsatz von 900 m ³ (Buchmaier, 2017).....	128
Tabelle 6-6:	Ökonomische Rentabilität für das Verfahren von AEE-INTEC (Buchmaier, 2017).....	128
Tabelle 6-7:	Transportkosten von Gülle mittels LKW mit einem Fassungsvermögen von 26 t und einem Stundensatz von 70 € (Kowalewsky, 2014).....	134

Abkürzungsverzeichnis

AOB	Ammoniumoxidierende Bakterien
BGBL	Bundesgesetzblatt
BHKW	Blockheizkraftwerk
BOD	Biologischer Sauerstoffbedarf
COD	Chemischer Sauerstoffbedarf
EM	Effektive Mikroorganismen
EU	Europäische Union
HTC	Hydrothermale Karbonisierung
HTL	Hydrothermale Verflüssigung
LGBL	Landesgesetzblatt
MAP	Ammoniummagnesiumphosphat, auch als Struvit bekannt
NAWARO	Nachwachsende Rohstoffe
NF	Nanofiltration
NOB	Nitritoxidierende Bakterien
PAM	Polyacrylamid
TC	Gesamtheit aller Kohlenstoffverbindungen
TKN	Totaler Kjeldahl - Stickstoff
TOC	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff
TS	Trockensubstanzgehalt
UF	Ultrafiltration
WRG	Österreichisches Wasserrechtsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

1.1 Aufgabenstellung und Motivation

Die Belastung des Grundwassers durch anthropogene Einflüsse ist ein grundlegendes Umweltproblem, welches dessen Qualität und Beschaffenheit zunehmend beeinflusst und beeinträchtigt. Diese Veränderungen gehen schleichend einher, rücken aber immer stärker in den Fokus des öffentlichen und wirtschaftlichen Interesses. Die Bandbreite der Gefahrenstoffe für Gewässer ist vielfältig, jedoch stellt vielerorts vor allem der Eintrag von Stickstoff in Form von Nitrat ein ernst zu nehmendes Problem dar.

Auch in der Steiermark weist das Grundwasser vor allem in den stark landwirtschaftlich geprägten südlichen Teilen wie dem Grazer Feld, dem Leibnitzer Feld und dem Unteren Murtal teils mehr oder minder erhöhte Nitratwerte auf. Die intensiv betriebene Schweinemast, sowie die intensive landwirtschaftliche Nutzung in diesen Gebieten haben maßgeblich zu diesem Problem beigetragen. So macht die Schweinehaltung mit etwa 755 000 Tieren (Stand 2016) den Großteil des Viehbestandes in der Steiermark aus. Die anfallende Schweinegülle stellt einen wertvollen Wirtschaftsdünger dar, der alle für den Pflanzenbau notwendigen Nährstoffe enthält und den es nach landwirtschaftlichen und umwelttechnischen Gesichtspunkten so effizient wie möglich zu nutzen gilt. So ist im Sinne der Kreislaufwirtschaft die Düngung landwirtschaftlicher Flächen mit Gülle im geeigneten Maß notwendig und sinnvoll. Oft gehen jedoch beträchtliche Mengen wertvoller Nährstoffe innerhalb der Nutzungskette verloren, was lokal aber auch global zu Umweltproblemen führen kann. In diesem Zusammenhang sind vor allem die Belastung des Grundwassers mit Nitrat und Phosphat, sowie die Emissionen von Ammoniak in die Atmosphäre zu nennen. Oft besteht zudem auf manchen Schweinemastbetrieben nicht zwingendermaßen ein Gleichgewicht zwischen Gülleanfall und Güllebedarf, was lokal zu Gülleüberschüssen führen kann. Stehen nicht genügend Flächen in der Umgebung für die Ausbringung zur Verfügung, entstehen für die „Entsorgung“ eines eigentlich wertvollen Wirtschaftsdüngers zusätzliche Kosten.

Da sich aufgrund der fortschreitenden Spezialisierung in der Landwirtschaft und der damit verbundenen Intensivierung der Viehhaltung in gewissen Gebieten diese Probleme aller Wahrscheinlichkeit nach in Zukunft nicht entschärfen werden, sollen in dieser Arbeit Verfahren zur Verwertung von Schweinegülle vorgestellt und die dafür notwendigen Technologien erläutert werden. Die Motivation dieser Arbeit ergibt sich zum einen aus der Notwendigkeit, die Ressource Wasser unter allen Umständen möglichst reinzuhalten, vor anthropogenen Einflüssen zu schützen und sie als Trinkwasser zu erhalten. Zum anderen gilt es, den wertvollen Wirtschaftsdünger Gülle wirtschaftlich so effizient und effektiv wie möglich zu nutzen und dadurch einen verantwortungsvollen Umgang mit der Natur zu gewährleisten.

1.2 Zielsetzung

Das Ziel dieser Arbeit besteht darin, einen umfassenden Überblick über verschiedene Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle zu geben und sowohl nationale als auch internationale Anwendungen und Verfahren strukturiert zusammenzufassen. Es sollen Lösungen aufgezeigt werden, wie man Schweinegülle effizienter nutzen kann und wie diese bei übermäßigem Anfall so behandelt werden kann, dass keine Gefahren für die Umwelt ausgehen. Der Stand der Technik, sowie aktuelle Forschungsthemen sollen dabei so weit wie möglich erfasst werden. Abschließend werden mögliche Anwendungen, welche sich auch für die Steiermark eignen könnten, herausgearbeitet und vorgestellt.

2 Grundlagen

In diesem Kapitel werden Bedeutung und Entwicklung der Landwirtschaft und deren Einfluss auf das Grundwasser kurz erläutert. Ebenso wird die Zusammensetzung von Schweinegülle sowie deren Bedeutung als Wirtschaftsdünger genauer diskutiert. Um die Vorgänge, die zur Verunreinigung des Grundwassers führen können, Schritt für Schritt nachzuvollziehen, werden die Zusammenhänge des Stickstoffkreislaufes sowie dessen anthropogene Einflüsse näher beschrieben und aufgezeigt. Des Weiteren wird ein kurzer Überblick über die rechtlichen Vorgaben gegeben, welche das Grundwasser sowie die landwirtschaftliche Düngung betreffen. Anschließend wird die derzeitige chemische und rechtliche Grundwassersituation in der südlichen Steiermark bewertet und die Güllewirtschaft in der Region als wichtigster Einflussfaktor erläutert.

2.1 Bedeutung und Entwicklung der Düngung in der Landwirtschaft.

Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Form von Gülle, Mist und Jauche stellen seit jeher in der Landwirtschaft eine wichtige Nährstoffquelle für die Pflanzendüngung dar. Durch ihre hohen Gehalte an Stickstoff, Phosphor sowie Kalium und organischer Substanz liefern sie alle wichtigen Makro- und Mikronährstoffe für das Pflanzenwachstum. Durch den Wandel der Tierhaltung hin zur Stallhaltung und der damit verbundenen Möglichkeit anfallenden Dünger zu lagern, konnte der wertvolle Dünger auch zeit- und flächenunabhängig eingesetzt werden. Eine funktionierende Kreislaufwirtschaft zwischen Viehhaltung und Ackerbau war dabei zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit essentiell. (Rathbauer, 1992)

Im Zuge der Industrialisierung hat sich auch die Landwirtschaft Mitte des 20. Jahrhunderts zunehmend modernisiert und mechanisiert, um den steigenden Nahrungsbedarf der rasch wachsenden Bevölkerung decken zu können. Im Rahmen der grünen Revolution hielten Schädlingsbekämpfungsmittel, neuartige Samenzüchtungen sowie vermehrter Einsatz von Mineralstoffdünger Einzug in die Landwirtschaft. Durch diese Maßnahmen konnten die Erträge bei gleicher Fläche vervielfacht werden. (Steinmayr, 1997; Poppinga, 2009)

Mit der Möglichkeit zur Herstellung und Verwendung von Mineralstoffdüngern waren die Landwirte nicht mehr ausschließlich auf die Tierhaltung als Nährstoffquelle angewiesen. Der Drang zur Steigerung der Produktivität sowie die steigende Nachfrage nach tierischen Lebensmitteln führten zur zunehmenden Spezialisierung der landwirtschaftlichen Betriebe (Willerstorfer, 2013). Die Intensivierung der Tierhaltung war zudem nicht mehr durch die Notwendigkeit der Eigenproduktion von Futtermitteln beschränkt, da diese auch von weither bezogen werden konnten. Die Notwendigkeit eines größtenteils geschlossenen Nährstoffstoffkreislaufes innerhalb des Betriebes war somit nicht mehr bindend. Dieser Umstand führte zusammen mit der voranschreitenden Spezialisierung dazu, dass

dieser Nährstoffkreislauf auf vielen Betriebe heute teilweise oder vollständig unterbrochen ist. So kommt es auch vereinzelt in der Steiermark in Gebieten mit hoher Viehhaltungsdichte zu Gülleüberschüssen, denen nicht ausreichende Kulturlächen gegenüberstehen. Ein Transport der überschüssigen Gülle in Gebiete mit Bedarf ist jedoch oft nur bei kurzen Entfernung mit niedrigen Kosten durchzuführen. Dieser Umstand führt beispielsweise in Niedersachsen dazu, dass überschüssige Gülle oft aufgrund fehlender Kontrollmöglichkeiten auf hofnahen Flächen in zu hohen Mengen ausgebracht wird, was die Belastung des Grundwassers weiter verschärft (Huxdorff, 2017; Kowalewsky, 2017). Ackerbaulich geprägte Regionen hingegen verzeichnen häufig einen Mangel an Wirtschaftsdünger und sind darauf angewiesen, zusätzlich teuren Mineralstoffdünger zuzukaufen. Vor allem in den Niederlanden, Norddeutschland und Belgien ist dieser Trend verstärkt zu beobachten. So existieren in Niedersachsen sogenannte Güllebörsen, welche das Angebot und die Nachfrage koordinieren und versuchen, überschüssige Gülle auf Ackerbaubetriebe in der Region umzuverteilen (Huxdorff, 2017). Strengere Auflagen für die Ausbringung sowie der Mangel an Fläche hat in den Niederlanden dazu geführt, dass die Abgabepreise für Gülle auf bis zu 25,00 € pro m³ angestiegen sind. Ein Teil der Gülle wird in umliegende Länder exportiert. Allein 2009 sind so beispielsweise 2 Millionen Tonnen Wirtschaftsdünger nach Deutschland transportiert worden (Schnippe, 2010). Auch wenn in der Steiermark die Situation der Landwirtschaft nicht so prekär scheint, wie beispielsweise in den Niederlanden, zeichnet sich auch hier ein Trend hin zur voranschreitenden Intensivierung in der Viehhaltung durchaus ab. Solche Verteilungsprobleme hindern uns an einer nachhaltigen Nutzung unserer verfügbaren Ressourcen. In diesem Zusammenhang sind vor allem die endenden, leicht abbaubaren Phosphorreserven dieser Erde zu nennen. (Huxdorff, 2017; Kowalewsky, 2017)

2.2 Bedeutung und Gefährdung des Grundwassers

Grundwasser nimmt mit seinem Nutzen als Trinkwasserquelle in Österreich einen sehr hohen Stellenwert ein. Österreich befindet sich in der glücklichen Lage, sich nahezu vollständig mit Trinkwasser aus Grund- und Quellwässern zu versorgen. Dabei ist nicht nur die mengenmäßige Verfügbarkeit herausragend, auch die Qualität des österreichischen Grundwassers ist insgesamt sehr hoch (Umweltinformation Steiermark, 2017). Das Recht auf Zugang zu sauberem Trinkwasser wurde von den Vereinten Nationen am 28. Juli 2010 als Menschenrecht anerkannt. Auch im § 30 Abs. 1 des österreichischen Wasserrechtsgesetzes (WRG) wurde bereits 1959 festgelegt, dass alle Gewässer, einschließlich des Grundwassers im Rahmen des öffentlichen Interesses reinzuhalten und zu schützen sind. So ist insbesondere das Grund- sowie Quellwasser so reinzuhalten, dass es als Trinkwasser verwendet werden kann. Doch entsprechen heutzutage

weltweit vielerorts die Grundwasservorkommen nicht mehr den Trinkwasseransprüchen (Meinardi u. a., 1995).

In ländlichen Bereichen führen vor allem die hohen Nitrat- und Phosphateinträge aus der Gülle- und Mineralstoffdüngung, sowie der Einsatz von Pestiziden und Pflanzenschutzmitteln zu Schadstoffeinträgen, was weltweit in vielen Gebieten zu massiven Verschmutzungen vor allem im oberflächennahen Grundwasser führt (Rohmann & Sontheimer, 1985; Bartel u. a., 2010). Bei der Düngung wird oft nur ein gewisser Teil der tatsächlich pflanzenverfügbaren Nährstoffe auch wirklich von den Pflanzen aufgenommen. So gehen häufig große Mengen des wertvollen Wirtschaftsdüngers durch Auswaschung in den Boden bzw. in die Oberflächengewässer sowie durch Ausgasung in die Atmosphäre verloren (Leick, 2003). Dadurch ist in Österreich der Nitratvorsorgegrenzwert von 45 mg/l (QZV Chemie GW) in manchen Gebieten überschritten (Abbildung 2-1).

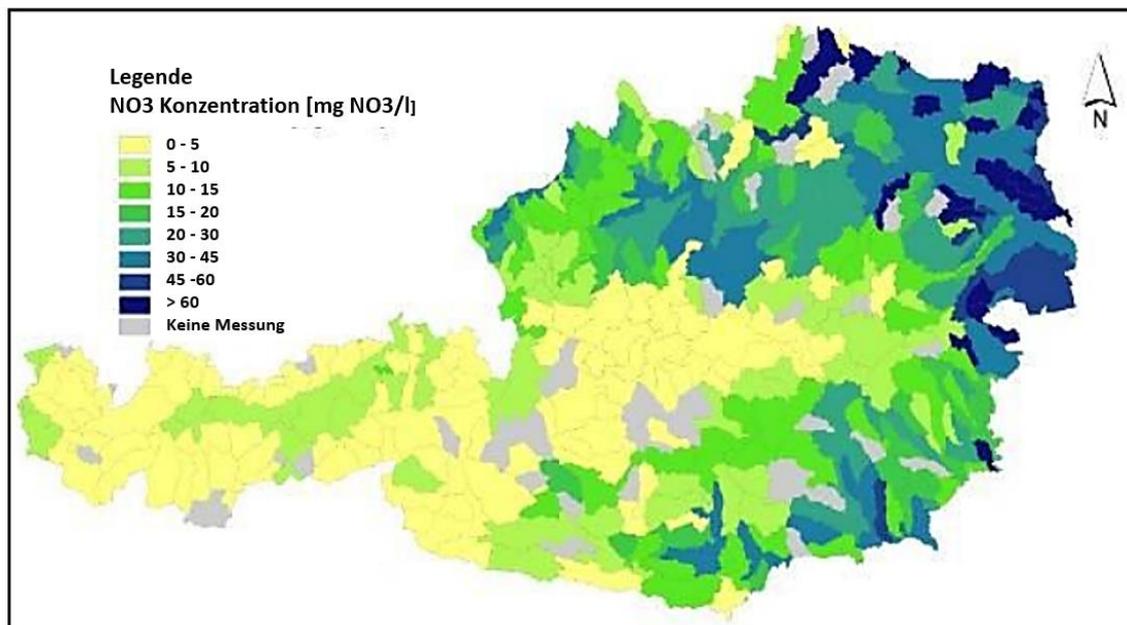


Abbildung 2-1: Gemessene durchschnittliche Nitratkonzentrationen des Grundwassers (Gabriel u. a., 2011)

Da das Grundwasser die wichtigste Quelle für die Versorgung der Bevölkerung mit sauberem Trinkwasser darstellt, ist es im Interesse aller, diese natürliche Ressource auch in Zukunft zu sichern. Dabei liegt es auch an der Politik, Maßnahmen zum Schutze des Grundwassers zu ergreifen sowie Maßnahmen und Investitionen für eine umweltgerechte, wirtschaftliche und praxistaugliche Güllewirtschaft zu fördern. Aber schließlich liegt es auch an den Landwirten selbst, mit einer verantwortungsbewussten Dünge- und Anbaupraxis die Schadstoffeinträge auf ein Minimum zu reduzieren.

2.3 Problemlage in der Steiermark

Trotz zahlreicher Gewässerschutzmaßnahmen und Auflagen für die landwirtschaftliche Praxis kommt es in einigen Gebieten der südlichen Steiermark seit Jahrzehnten vereinzelt immer wieder zu Überschreitungen des Nitratvorgrenzwertes (Ultes, 2007). Mit einer Fläche von rund 16 401 km² ist die Steiermark das zweitgrößte Bundesland der Republik Österreich mit einer Einwohnerzahl von 1.229.443 (Okt. 2015). Der Norden der Steiermark liegt größtenteils in den Ausläufern der Alpen und zeichnet sich durch einen hohen Tourismusanteil aus. Der südöstliche Teil der Steiermark ist mit Ausnahme des Ballungszentrums Graz überwiegend landwirtschaftlich geprägt. An das Grazer Becken schließen sich südlich entlang des Murtales das Grazer Feld, das Leibnitzer Feld und das untere Murtal an (Abbildung 2-2). Diese Gebiete zeichnen sich durch eine hohe Bodenfruchtbarkeit aus und liefern klimatologisch optimale Bedingungen für die landwirtschaftliche Nutzung. So ist die Steiermark durch ihre kulinarischen Spezialitäten im Wein- und Gemüsebau überregional bekannt. Doch nicht nur für die Landwirtschaft sind diese Regionen von großer Bedeutung. Auch in Bezug auf die Trinkwasserversorgung nehmen diese Gebiete einen hohen Stellenwert ein und gehören zu den ergiebigsten in der Region. So werden in der Steiermark rund 99 % des Trinkwasserbedarfs durch Grund- und Quellwässer abgedeckt. Vor allem die artesisch gespannten Grundwasservorkommen im West- und Oststeirischen Becken sind wasserwirtschaftlich von großem Interesse. (Wasserwirtschaft Steiermark, 2017)

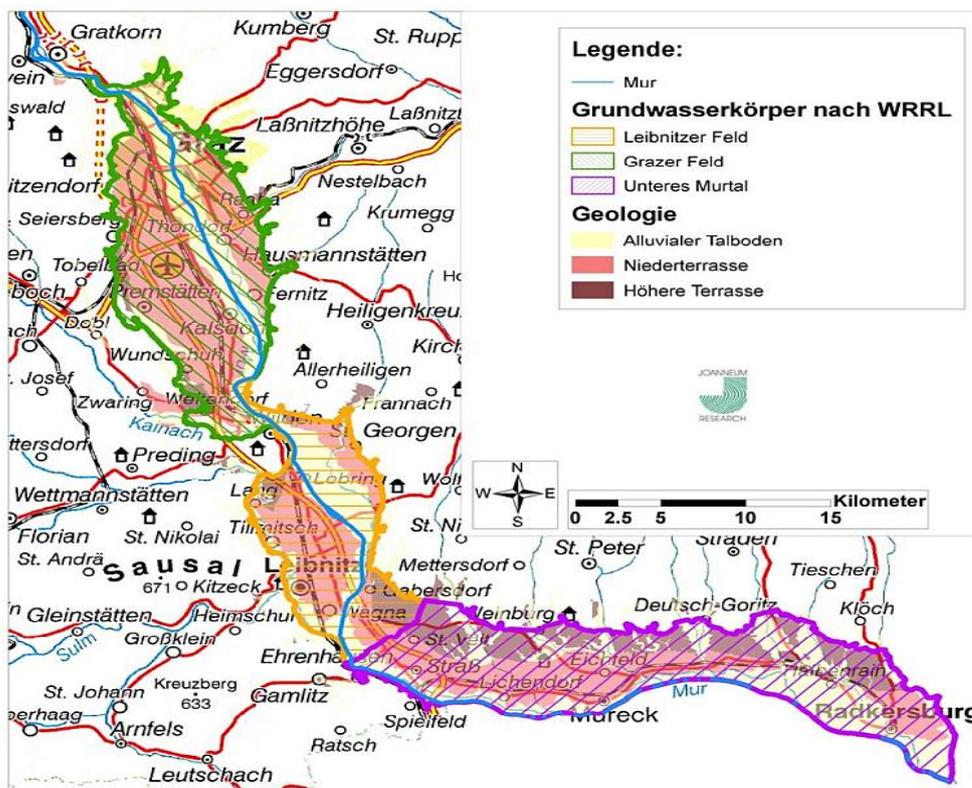


Abbildung 2-2: Geographische Lage der Grundwassergebiete nach der Wasserrahmenrichtlinie im südöstlichen Teil der Steiermark (Fank u. a., 2010b)

Die immer intensivere Nutzung dieser Region führte bereits Anfang der 1980er Jahre zu einem Interessenskonflikt zwischen Landwirten und Wasserversorgern, nachdem gehäuft Grenzwertüberschreitungen der Nitrat- und Pestizidwerte an verschiedenen Grundwassermessstellen auftraten. Die Hauptursache wurde an den steigenden Gülle- und Mineraldüngergaben auf Seiten der Landwirtschaft festgemacht (Fank, 2012). Viehbetriebe, welche lokal gehäuft auftreten, verschärfen dieses Problem in der jeweiligen Region zusätzlich. Der Grundwasserkörper entlang des Murtales ist weitestgehend als seicht liegender Porengrundwasserleiter einzustufen. Durch die flächige Gülle- und Mineralstoffdüngung der Ackerflächen kann Nitrat über das Sickerwasser in den Porengrundwasserleiter eintreten und sich durch die Grundwasserströmung verteilen. Die zum Teil überaus langen Verweilzeiten des Sickerwassers über mehrere Jahre und die schwer bestimmbareren Strömungsverhältnisse im Grundwasser lassen jedoch den Zeitpunkt des Eintrages oft nur schwer erkennen. Hinzu kommt die Abhängigkeit der Sickervorgänge von den Niederschlagsverhältnissen. So kann es in niederschlagsarmen Jahren zu Depotbildungen von Nitrat in der ungesättigten Zone kommen, welche dann erst in den Folgejahren in das Grundwasser ausgetragen werden. (Fank, 2007; Fank u. a., 2010b)

Die bereits erwähnte Spezialisierung der Betriebe wird an den Zahlen der Viehhalter in der Steiermark über die Jahrzehnte hinweg sichtbar (Tabelle 2-1). So hat sich vor allem die Zahl der Schweinehalter seit 1980 auf nahezu ein Zehntel reduziert. Die Anzahl der Schweine blieb jedoch über die Jahre hinweg relativ konstant. Gleiches ist bei der Rinderhaltung in abgeschwächter Form zu erkennen. Insgesamt macht jedoch die Schweinehaltung mit etwa 755.000 Tieren den Hauptanteil des Viehbestandes in der Steiermark aus, welche sich allerdings auf wenige Betriebe verteilen.

Tabelle 2-1: Anzahl der Viehhalter und Viehbestand in der Steiermark (Landesstatistik Steiermark, 2016)

Steiermark

Viehbestand* und Viehhalter



Landesstatistik.steiermark.at

	1980	1990	1995	2000	2005	2010	2016
Rinder	454.640	444.522	398.377	363.341	330.156	338.482	322.292
Rinderhalter	40.552	30.788	24.715	19.505	16.041	13.617	11.165
davon: Kühe ¹	174.300	167.200	160.100	151.200	135.600	136.200	127.820
Kuhhalter ¹	39.909	28.592	23.047	19.156 ⁽¹⁹⁹⁹⁾	14.566	12.141	.
Schweine	817.338	960.992	1.022.542	867.757	863.166	869.001	754.596
Schweinehalter	52.982	39.078	31.292	22.218	14.970	7.838	6.024
Schafe	27.032	51.251	60.446	58.237	56.650	65.661	68.806
Schafhalter	3.478	4.609	4.160	3.556	3.178	3.244	3.093
Ziegen	4.212	5.299	7.421	7.782	7.599	7.523	7.442
Ziegenhalter	2.177	2.267	2.393	2.353	1.963	1.706	1.487

* Stück in 1.000

Betriebe: Die Anzahl derjenigen, die am Stichtag (1. Dezember) mindestens 1 Tier der genannten Gattung hielten.

¹Nach Abschaffung der Mutterkuhprämie wurde mit 1. Dezember 2015 die Berechnungsmethode umgestellt; es fließen nunmehr auch Daten der Zentralen Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Rinderzüchter (ZAR) in die Berechnung des Kuhbestands mit ein.

Quelle: Statistik Austria, Grüner Bericht, Allgemeine Viehzählung, Agrarstrukturerhebung

Quelle: Rinderbestand: Zentrale Rinderdatenbank-Agrarmarkt Austria, Berechnungen: Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Statistik Austria

Schweinebestand: Veterinärinformationssystem, Berechnungen: Statistik Austria

Die Spezialisierung auf betrieblicher Ebene, wird begleitet von einer Lagekonzentration auf geographischer Ebene. So verteilen sich die Großbetriebe nicht in etwa gleichmäßig über die gesamte Fläche der Steiermark. Vor allem einzelne Gebiete der Süd-Ost-Steiermark weisen erhöhte Viehbesatzdichten auf (Abbildung 2-3). Die Ausgangsbasis für die Erstellung dieser Grafik bildet die maximal zulässige Stickstoffdüngergabe von 170 kg/ha nach dem Aktionsprogramm Nitrat. Während in vielen Teilen der Steiermark die flächige Nährstoffversorgung durch Wirtschaftsdünger nicht gewährleistet werden kann, fallen z. B. im Leibnitzer Feld auf manchen Viehbetrieben Nährstoffüberschüsse an. Dieser Umstand verschärfte die Belastung des Grundwassers durch den steigenden Gülleanfall natürlich, sofern die Gülle nicht flächengerecht ausgebracht werden kann. Vor allem die zahlreichen Schweinemastbetriebe sind für die hohen Gülleanfälle in diesen Gebieten verantwortlich. (Maßwohl, 2017; Holzner, 2017)

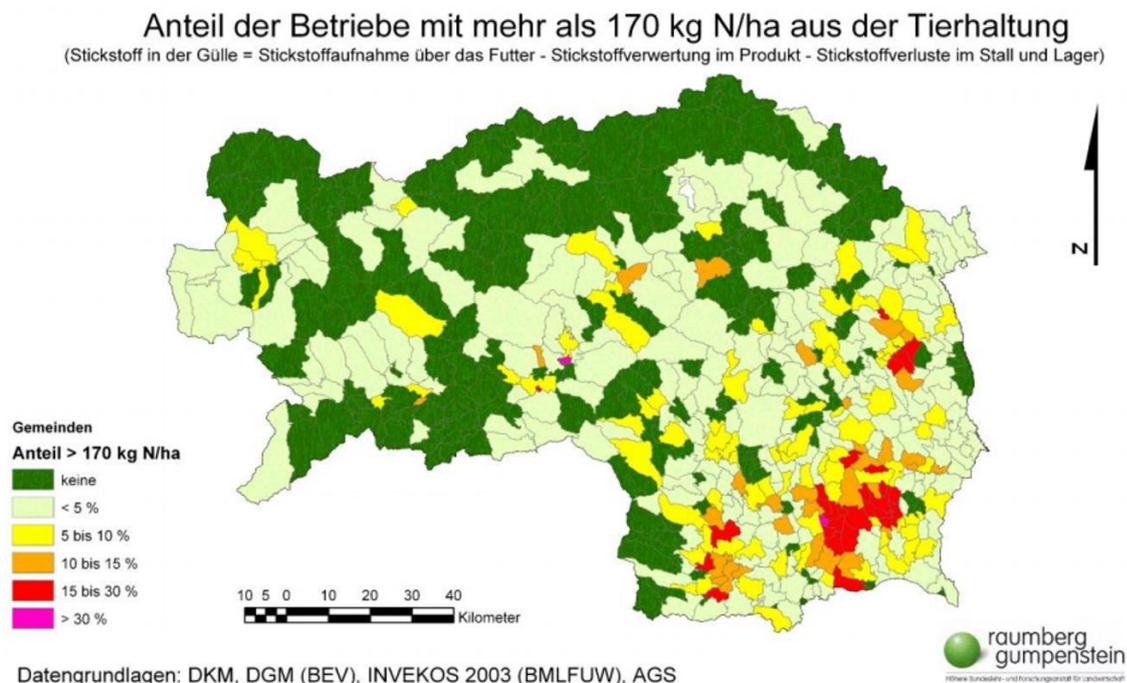


Abbildung 2-3: Geographische Verteilung der Betriebe in der Steiermark mit einem Anteil von mehr als 170 kg N/ha aus der Tierhaltung (Guggenberger, 2006)

Im Zuge der Trinkwasser-Nitratverordnung (BGBL. 557/1989), welche die stufenweise Reduktion des Nitratgrenzwertes veranlasste, und als Reaktion auf die weiter steigenden Nitratwerte wurden Anfang der 1990er Jahre mehrere Schon- und Schutzgebiete ausgewiesen, um die Grundwasserkörper zu sanieren. Diese Maßnahmen stellten sich anfangs als effizient dar, doch beobachteten die Wasserversorger seit 2001 wieder vereinzelt ansteigende Nitratwerte im Leibnitzer Feld. Ebenso wurden an verschiedenen Messstellen, wie der Messstelle Wagna im Raum Dornhof im unteren Murtal oder im Raum Bad Radkersburg seit Anfang 2000, wieder steigende Nitratwerte festgestellt. Abbildung 2-4 zeigt die Verteilung der Nitratkonzentrationen im Murtal im Jahr 2007/2008. Große Teile des Untersuchungsgebietes weisen hier eine deutliche Nitratbelastung auf. Die intensive

Schweinemast, der Anbau stickstoffhungriger Maiskulturen, sowie die generelle, intensiv durchgeführte Stickstoffdüngung in den letzten Jahrzehnten wurden hierbei als Hauptverursacher festgemacht. Seit 2008 sind wieder sinkende Nitratwerte zu verzeichnen, was auf die Wirksamkeit der damals getroffenen Maßnahmen hinweist (Abbildung 2-5) (Bernsteiner & Beichler, 2017). (Ultes, 2007; Fank u. a., 2010a, 2010b; Fank, 2012)

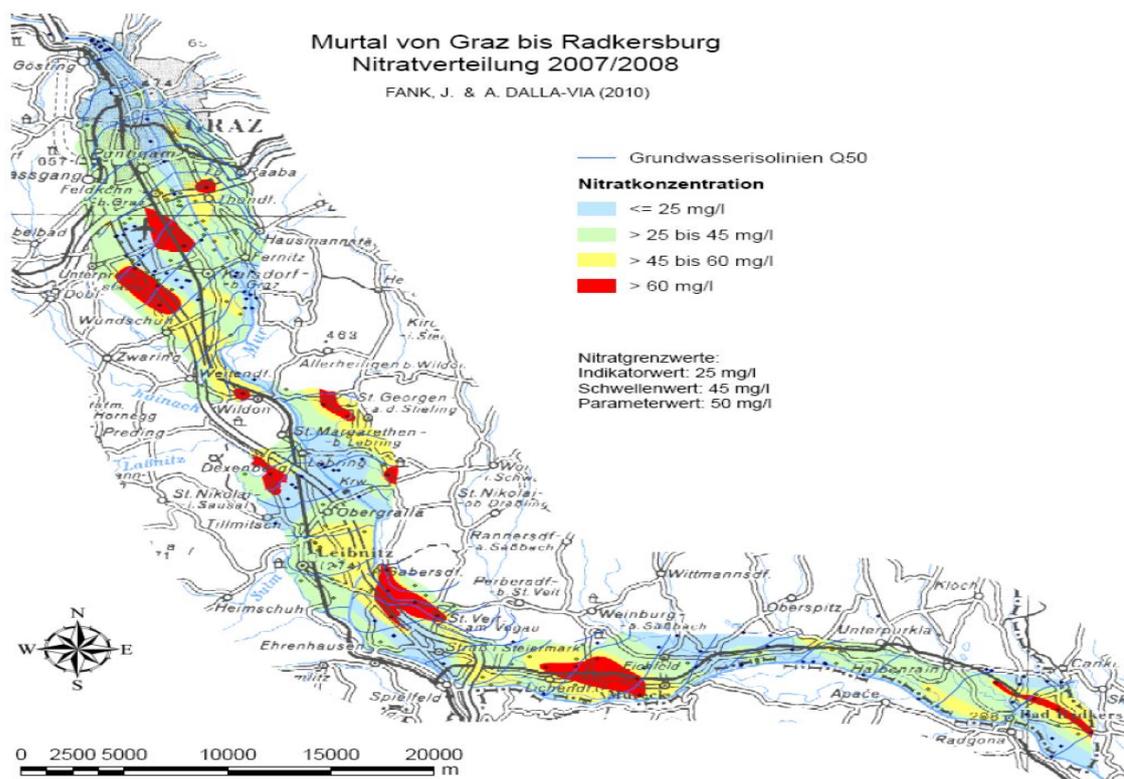
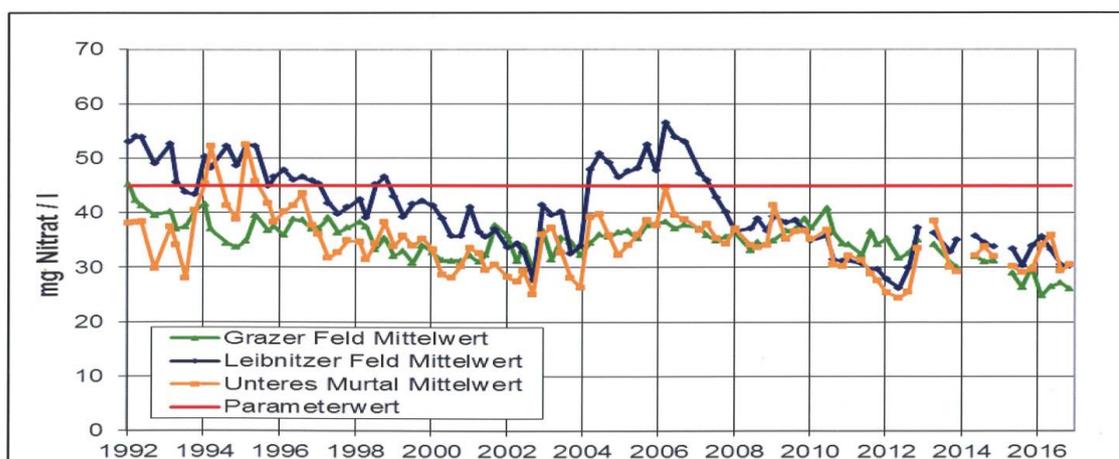


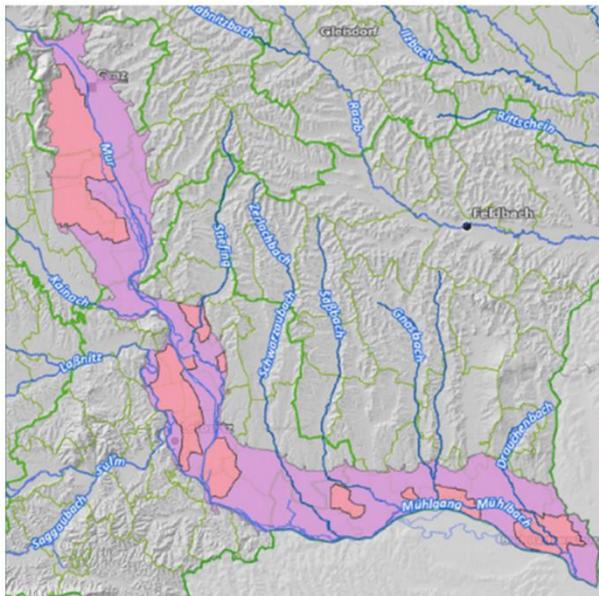
Abbildung 2-4: Mittlere langjährige Grundwasserströmungssituation und mittlere Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Murtales von Graz bis Bad Radkersburg (Fank u. a., 2010b)



Quelle: Umweltbundesamt bzw. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 15, Referat Gewässeraufsicht und Gewässerschutz, bearbeitet: LK Umweltberatung, 2017

Abbildung 2-5: Nitratmittelwerte in der südlichen Steiermark nach der Gewässorzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) (Bernsteiner & Beichler, 2017)

Im Mai 2015 wurde vom Landeshauptmann der Steiermark ein Landesgesetz (LGBl. Nr. 39/2015) erlassen, welches speziell die Sicherung des Grundwassers in den belasteten Gebieten zum Ziel hat. Darin wurden zwei Widmungsgebiete definiert, in denen die landwirtschaftliche Nutzung geregelt wurde. Von dieser Verordnung sind etwa 1.700 landwirtschaftliche Betriebe mit einer Nutzfläche von 26.000 ha betroffen. Die Lage der Widmungsgebiete ist in Abbildung 2-6 dargestellt.



Daten und Fakten

- ca. 1700 Betriebe
- Maßnahmensgebiet 1
 - 46.165 ha ges.
 - 26.263 ha LN
 - 23.010 ha Acker
- Maßnahmensgebiet 2
 - 14.163 ha ges.
 - 5.568 ha LN
 - 4.640 ha Acker

Abbildung 2-6: Lage und Dimension der beiden Widmungsgebiete im unteren Murtal nach dem LGBl. Nr. 39/2015 (Bernsteiner & Beichler, 2016)

Die Verordnung soll noch zeitnah erneuert werden. Diese Verordnung bewirkt eine generelle Reduzierung der Düngung im ausgewiesenen Gebiet, indem die Ertragslagen der darin enthaltenen Flächen zum Schutz des Grundwassers teilweise herabgestuft wurden. Die vorgeschriebenen Obergrenzen für die Düngung liegen zudem unter jenen der ÖPUL-Maßnahme „Vorbeugender Grundwasserschutz“, welche freiwillig zu erbringen ist. Zusätzlich erschwerend wirkt sich für viele Betriebe zudem das ebenfalls festgelegte Ausbringungsverbot für Dünger im Herbst aus. Diese beiden Punkte führten bei vielen Viehbetrieben dazu, dass für die anfallende Gülle oft über einen gewissen Zeitraum hinweg nicht mehr ausreichend Lagerkapazität vorhanden ist oder dass durch die Herabstufung der Ertragslage die Fläche für die Gülleausbringung nicht mehr ausreicht. Momentan fehlen damit derzeit in der Steiermark für etwa 100.000 m³ Gülle ausreichende Lagerkapazitäten. Uneinigkeiten über die notwendigen Anforderungen für den dafür erforderlichen Lagerbehälterbau verhindern dabei oft den Neubau von Güllelagern (Breiningner, 2017). (Holzner, 2017)

2.4 Rechtliche Grundlagen

In Österreich fallen das Grundwasser sowie die Regelung der Düngevorgaben in die Zuständigkeit des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). Dem jetzigen Stand nach gibt es eine Reihe von gesetzlichen Bestimmungen auf Landes-, Bundes- und EU-Ebene, welche die Nutzung, sowie den Schutz und Erhalt des Grundwassers in Österreich gesetzlich regeln. Auf Bundesebene sind hierbei das Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG), die Trinkwasserverordnung (TWV) sowie die Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW) zu nennen. Auf EU-Ebene wird die europäische Wasserpolitik durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) festgelegt. Diese trat 2000 in Kraft und wurde 2003 durch die Novelle des WRG 1959 (BGBl. Nr. 215/1959) in nationales Recht überführt. Des Weiteren erfolgte 2012 im Rahmen der EU-Richtlinie (91/676 EWG) zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen die Novellierung des bestehenden Aktionsprogramms Nitrat 2008. Die Vorgaben für die offiziell empfohlenen, beziehungsweise zulässigen Düngermengen in der Landwirtschaft sind in den Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 7. Auflage (BMLFUW, 2017) festgelegt. Auf Landesebene ist vor allem die für Teile der Steiermark geltende Verordnung (LGBl. Nr. 39/2015) des Landeshauptmannes vom 20. Mai 2015 zu erwähnen, welche die Sicherung des Grundwassers im Grazer Feld, Leibnitzer Feld und im unteren Murtal zum Ziel hat. Die bestehenden Rechtsbestimmungen für den Grundwasserschutz sowie für die Gülleausbringung sind im Anhang angeführt.

2.5 Schweinegülle als Wirtschaftsdünger

Um die Vorgänge, die zur Belastung des Grundwassers führen, nachzuvollziehen, ist es notwendig, die Beschaffenheit von Gülle im Allgemeinen zu beschreiben. Schweinegülle an sich ist ein Gemisch aus Exkrementen und Harn und kann je nach Haltungsform noch weitere Stoffe enthalten. Bei den anfallenden Stalldüngern in der Schweinehaltung sind maßgeblich vier Arten zu unterscheiden (Baumgarten, 2006).

- Gülle *Ein Gemisch aus Kot und Harn, welches ggf. Futterreste, Einstreu sowie Wasser aus der Reinigung enthalten kann.*
- Festmist *Ein Gemisch aus Kot, Harn und Einstreu. Ein Teil des Harns wird dabei durch die Einstreu gebunden.*
- Tiefstallmist *Ein Gemisch aus Kot, Harn und hohen Mengen an Einstreu, welches in der Freilandhaltung anfällt. Der Harn ist dabei zur Gänze im Einstreu gebunden*
- Jauche *Ein Gemisch, das vorwiegend aus Harn besteht, aber auch Sickerwasser und geringe Mengen an Kot und Einstreu enthalten kann.*

In den meisten Schweinemast- und Zuchtbetrieben gehören perforierte Böden in Spaltenform zum Stand der Technik. Diese haben den Vorteil, dass der anfallende Kot und Harn durch ein darunterliegendes Abflusssystem ungehindert abfließen kann. Größere Feststoffe werden von den Tieren selbst durchgetreten. Die Tiere bleiben somit verhältnismäßig sauber und die Gefahr der Verwurmung sowie der Salmonellenübertragung ist damit vermindert (Borell & Huesmann, 2009). In den meisten Mastbetrieben kommt heutzutage ein Vollspaltenboden zum Einsatz, bei dem keine Einstreu verwendet wird. Aus Sicht der Tierhygiene, der Umweltwirkung, sowie der Arbeitswirtschaft hat er viele Vorteile. Er steht jedoch auch immer wieder in der Kritik, nicht tiergerecht zu sein (Meyer u. a., 2017). So kann es durch scharfe Kanten, sowie durch harte Bodenmaterialien zu Klauen- und Zitzenverletzungen kommen (Borell & Huesmann, 2009). Ebenso haben die Tiere nicht die Möglichkeit ihrem natürlichen Drang zu folgen und im Boden nach Futter zu wühlen. Da bei dieser Haltungsform keine Einstreu verwendet wird, liegt der Großteil des aus der Schweinehaltung anfallenden Stalldüngers als Gülle vor (Bernsteiner, 2017). Bei Betrieben mit Teilspaltenböden oder Festflächen fallen die Anteile an Festmist und Jauche dann je nachdem höher aus. Da fast ausschließlich der Spaltenboden bei großen Betrieben eingesetzt wird und der Großteil des Stalldüngers somit als Gülle vorliegt, sind die verschiedenen Nährstoffgehalte von Schweinegülle je nach Alter und Fütterung in Tabelle 2-2 angeführt. Die Werte der einzelnen Nährstoffgehalte stammen aus

der 6. Auflage der österreichischen „Richtlinie für die sachgerechte Düngung“, den „Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau“ der Agrarforschung Schweiz, sowie den „Basisdaten der Düngeverordnung“ der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Diese können jedoch nur als Richtwerte dienen. Die Nährstoffzusammensetzung sowie der Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) ist stark von der Fütterungsgrundlage, der Haltungsform, der Tierart sowie der angewendeten Reinigungsmethode abhängig. Insgesamt zeichnet sich Schweinegülle bezogen auf die vorhandene Stickstoffmenge durch einen sehr hohen Phosphoranteil aus (Frandsen, 2011). So liegt das N:P Verhältnis hier meist kleiner als 4:1. Das durchschnittliche N:P Verhältnis in der Biomasse von Korngetreide und Heu liegt hingegen bei in etwa 8:1 (Szögi u. a., 2015). Somit kann es bei der Düngung mit Schweinegülle bezogen auf den entsprechenden Nährstoffbedarf der Pflanze zu Überdüngungen von Phosphor im Verhältnis zum benötigten Stickstoffbedarf kommen. Die offiziell empfohlenen Nährstoffmengen in der Düngung sind in Österreich in den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 7. Auflage“ festgelegt (BMLFUW, 2017).

Tabelle 2-2: Jährlicher Nährstoffanfall von Gülle aus der Schweinehaltung pro Stallplatz je nach Tierart und Fütterungsform (BMLFUW, 2006; Fleisch u. a., 2009; Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2013)

Trockensubstanz- gehalt ca. 5 %	Vol. [m³]	N* [kg/m³]	P₂O₅ [kg/m³]	K₂O [kg/m³]
Ferkel				
Ferkel 8 – 32 kg (LG) Standardfütterung	0,6	4,2	3,3	3,5
Ferkel 8 – 32 kg (LG) N/P- reduzierte Fütterung	0,6	4,0	2,3	3,5
Mastschweine und Jungsauen (2,5 Zyklen/Jahr)				
ab 32 kg LG bis Mastende Standardfütterung	1,5	3,8 - 5,4	2,5 - 3,1	2,5 - 3,6
ab 32 kg LG bis Mastende N/P-reduzierte Fütterung	1,5	3,3 - 4,9	2,1 - 2,6	2,5 - 3,6
Zuchtschweine inkl. Ferkel bis 25-30 kg				
Zuchtschweine Standardfütterung	6	3,9 - 4,1	2,9 - 3,2	2,6 - 3,2
Zuchtschweine N/P-reduzierte Fütterung	6	3,4 - 3,7	2,0 - 2,4	2,4 - 3,2

*Jährlicher Gesamtstickstoffanfall aus der Tierhaltung je Stallplatz nach Abzug der Stall- und Lagerverluste (-30%) in kg/m³

Aus den Daten wird ersichtlich, dass bei einem Trockensubstanzgehalt von 5 % und bei Standardfütterung in etwa 3,8 – 5,4 kg/m³ Stickstoff vorliegen. Die Stall- und Lagerverluste sind hier bereits miteingerechnet. Durch die Reduzierung der Eiweißmenge gegen Ende der Fütterung lässt sich die Stickstofffracht um etwa 10 % reduzieren. Der relative Anteil von Ammoniumstickstoff (NH₄-N) und organisch gebundenem Stickstoff liegt bei lagernder Schweinegülle bei 65 % und 35 % (BMLFUW, 2017). Hinsichtlich der Grundwasserverunreinigung ist vor allem der leicht pflanzenverfügbare Ammoniumstickstoff von Bedeutung, da er nach seiner Umwandlung zu Nitrat durch Regenereignisse relativ leicht aus der wurzelnahen Zone ausgetragen werden kann.

Phosphor kommt in der Natur fast ausschließlich in Form von Phosphaten vor und ist organisch und mineralisch im Boden gebunden. In der Düngemittelindustrie sowie in der Landwirtschaft wird der Phosphorgehalt meist als Phosphorpentoxid (P₂O₅) angegeben und entsprechend umgerechnet (Egle u. a., 2014; Makechin u. a., 2015). Bei Schweinegülle bewegen sich die Werte für den Phosphorgehalt (P₂O₅) zwischen 2,5 – 3,6 kg/m³. Dieser kann bei einer eiweißreduzierten Fütterung noch darüber hinaus um etwa 25 % gesenkt werden. In etwa 90 % des Phosphors liegen in der Feststoffphase gebunden vor (Van Ruiten, 1998). Im Gegensatz zu Nitrat ist Phosphat relativ wasserunlöslich und gelangt meist nur über Erosion und oberflächlicher Abschwemmung in die Gewässer. (Bohner u. a., 2007)

Kalium in Form von Kaliumoxid (K₂O) liegt bei Schweinegülle im Bereich von 2,4 – 3,6 kg/m³ und ist mit Hinblick auf die Grundwasserverunreinigung nur als schwach wassergefährdend einzustufen.

Der Trockensubstanzgehalt variiert mehr oder minder stark und ist von der Art der Stallreinigung sowie der Fütterung abhängig. Dies zeigen auch Untersuchungen von Wilken (2015) (Abbildung 2-7). Die Werte schwanken hierbei bei einem Stichprobenumfang von 1.071 zwischen ca. 0,8 % und 15 %. Es ist eine Häufung der Werte zwischen 1 % und 8 % zu erkennen. Die Stickstoffmenge bei gleichem TS-Gehalt schwankt zum Teil erheblich, weswegen bei bekanntem TS-Gehalt nicht unmittelbar auf die Nährstoffzusammensetzung geschlossen werden kann. Bei einem TS-Gehalt von 5 % liegen jedoch die meisten Werte für Stickstoff zwischen 3,0 und 6,5 kg/m³. Dies bestätigt auch die in der Tabelle 2-2 beschriebenen Werte. Es lässt sich insgesamt erkennen, dass bei zunehmender Verdünnung der Gülle durch z. B. Reinigungs- und Tropfwasser die Stickstoffgehalte absinken. (Wilken, 2015)

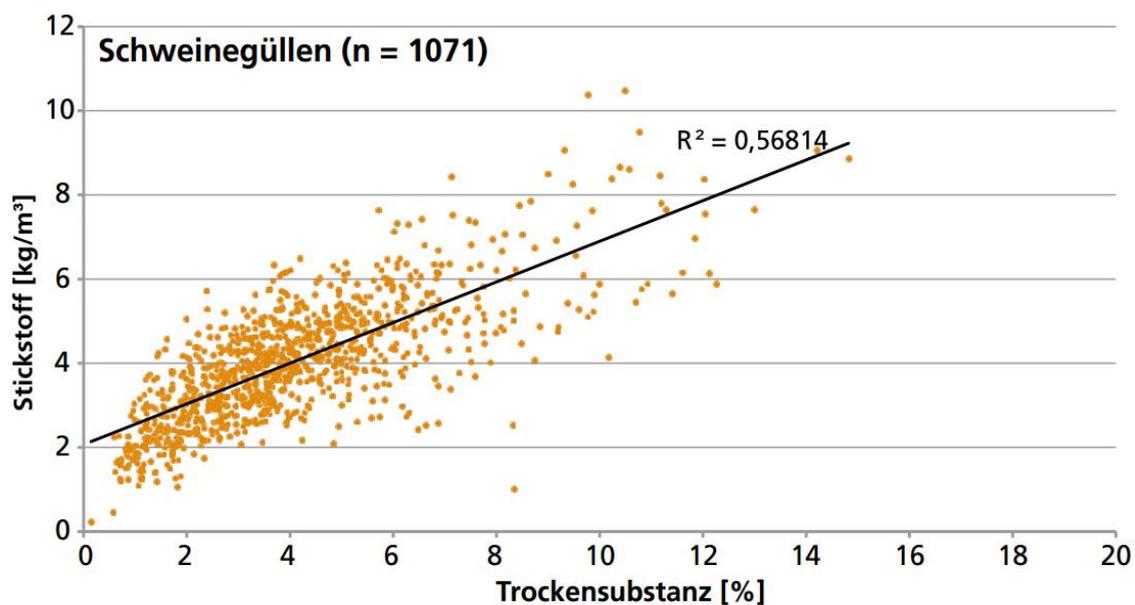


Abbildung 2-7: Betriebliche Stickstoffgehalte von Schweinegülle in Abhängigkeit der Trockensubstanz (Wilken, 2015)

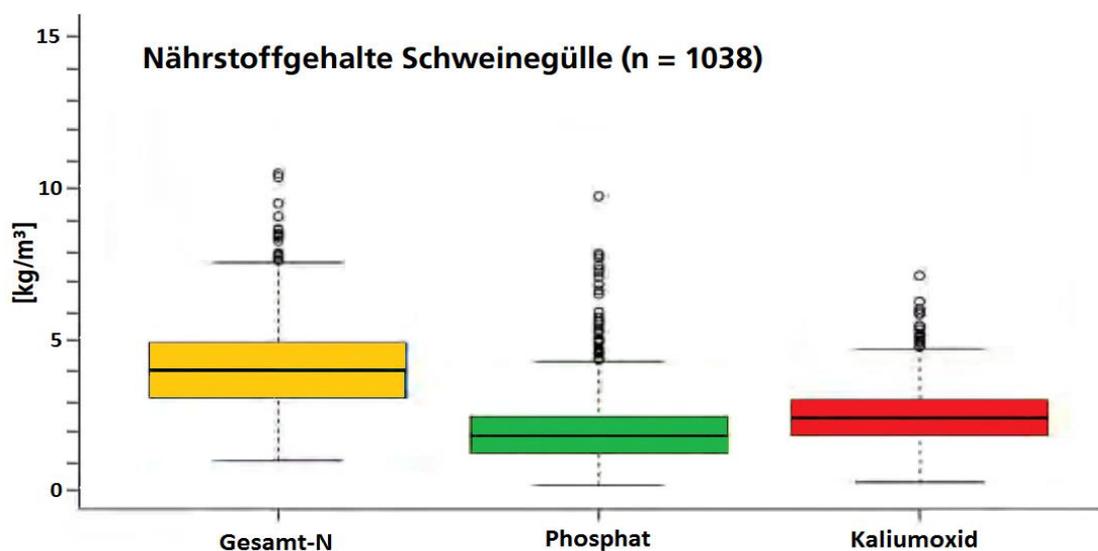


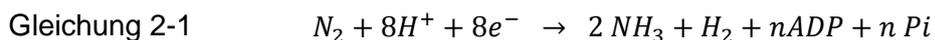
Abbildung 2-8: Relative Nährstoffgehalte von Schweinegülle (Wilken, 2015)

In Abbildung 2-8 sind die Spannweiten der Nährstoffgehalte von Schweinegülle über eine Probenmenge von 1.038 aufgezeigt. 50 % der Messwerte für Stickstoff liegen zwischen etwa 3,0 – 5,0 kg/m³. Die Spannweite aller Messwerte erstreckt sich von etwa 1,0 – 8,0 kg/m³. Für Phosphat (PO₄³⁻) liegen 50 % der Werte zwischen 1,0 – 2,5 kg/m³. Die Spannweite aller Werte reicht hier von etwa 0,2 – 4,5 kg/m³. Für Kaliumoxid (K₂O) liegen 50 % der Werte zwischen 1,9 – 3,0 kg/m³. Die maximale Spannweite reicht von 0,5 – 4,5 kg/m³. Die Ergebnisse von Wilken

(2015) zeigen, dass die Werte aus der Tabelle 2-2 gut den mittleren Nährstoffanfall widerspiegeln, allerdings vereinzelt deutliche Unterschiede auftreten können. Im Hinblick auf die jeweilige maximal erlaubte Nährstofffracht könnten diese Unterschiede zu Überschreitungen der Düngerobergrenze führen. So macht es einen Unterschied, ob bezogen auf die Richtlinie für sachgerechte Düngung ein Stickstoffgehalt von $5,0 \text{ kg/m}^3$ für Mastschweinegülle angenommen wird, tatsächlich jedoch $8,0 \text{ kg/m}^3$ vorliegen. In dem Fall würden statt 170 kgN/ha tatsächlich in etwa 270 kgN/ha ausgebracht werden. Auf Betriebsebene sollten daher regelmäßige Nährstoffanalysen oder plausible Berechnungen auf Basis des Nährstoffanfalls und des Gülle-Mengenanfalls zur betrieblichen Praxis gehören. Die Kosten für die Beprobung belaufen sich auf etwa 50 € (Wilken, 2015).

2.6 Der Stickstoffkreislauf

Stickstoff bildet mit einem Anteil von 78 % den Hauptbestandteil der Luft und kommt hier hauptsächlich in seiner elementaren Form als N_2 vor. Stickstoff ist vor allem bei der Bildung von Aminosäuren von essentieller Bedeutung. Jedoch sind weniger als 0,1 % des gesamten auf dieser Erde vorkommenden Stickstoffs in der Biomasse gebunden. Für das Wachstum von Pflanzen stellt Stickstoff neben Phosphor, Schwefel, Kalium, Calcium und Magnesium eines der wichtigsten Nährelemente dar und ist somit in der Landwirtschaft von grundlegender Bedeutung (Frey & Lösch, 2010). Trotz seines hohen Anteils in der Atmosphäre können sowohl Tiere als auch Pflanzen Stickstoff nicht direkt aus der Luft aufnehmen. So sind nur einige Mikroorganismen in der Lage unter hohem Energieaufwand Stickstoff in verwertbare Formen zu überführen (Cypionka, 2006). Die Stickstofffixierung aus der Atmosphäre und dessen Rückführung durch anschließend ablaufende Umwandlungsprozesse bilden den sogenannten Stickstoffkreislauf (Abbildung 2-9). Die einzelnen Umwandlungsprozesse folgen jedoch nicht strikt einer zeitlichen Abfolge und interagieren durch verschiedenste Auf- und Abbauprozesse untereinander. Den wichtigsten Vorgang bildet die *N_2 -Fixierung* aus der Luft durch Cyanobakterien und in Wurzelknöllchen lebende Prokaryoten. Dieser Vorgang geschieht durch das Enzym der Nitrogenase und ist für die Bakterien mit einem hohen Energieaufwand verbunden (Gleichung 2-1). (Ottow, 2011a)



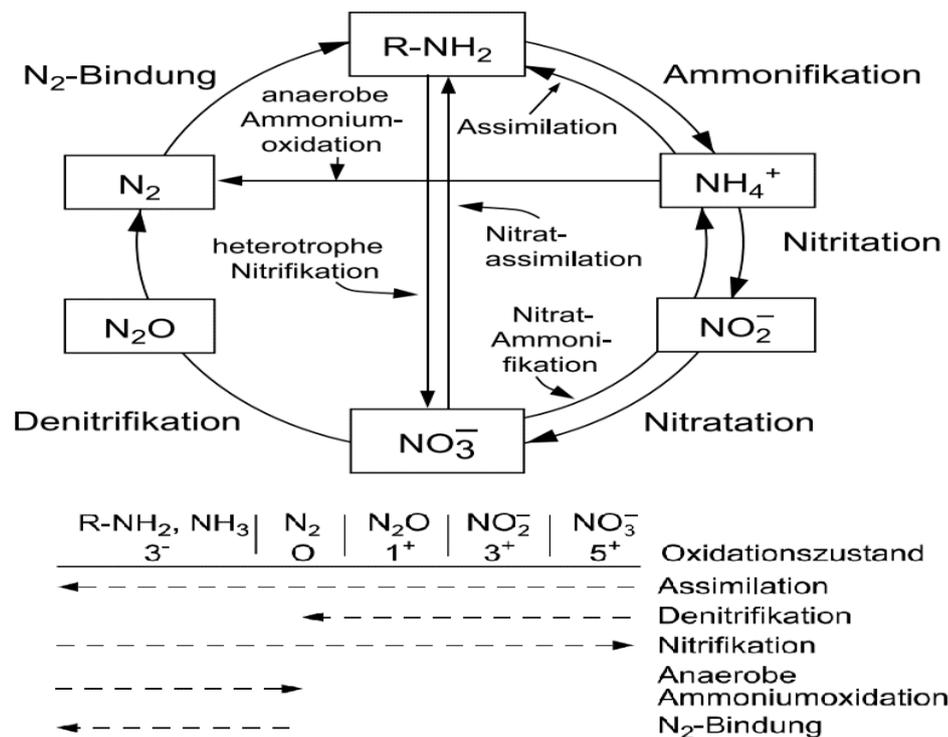


Abbildung 2-9: Der Stickstoffkreislauf mit seinen Teilschritten (Ottow, 2011a)

N_2 wird folglich zu Ammoniak (NH_3) reduziert und kann in dieser Form direkt von den Pflanzen aufgenommen werden (*Assimilation*). Viele Prokaryoten gehen Symbiosen mit den Wurzeln verschiedener Wirtspflanzen ein, um optimale Lebensbedingungen für beide Organismen zu schaffen. Dieses Zusammenspiel ist vor allem bei den Leguminosen weit verbreitet. Daher eignet sich diese Pflanzenart besonders zur Besiedlung stickstoffarmer Böden (Lammel & Flessa, 1998). Die Nitrogenase bildet den einzig natürlichen Vorgang, um Stickstoff aus der Atmosphäre in verwertbare Formen wie Ammonium (NH_4^+) umzuwandeln. Verschiedenste Bakterien besitzen Regulationsmechanismen zur Abschaltung der N_2 -Fixierung, sobald geringe Konzentrationen verwertbarer organischer oder anorganischer Stickstoffverbindungen vorliegen. Mit Hilfe der künstlichen Ammoniaksynthese des Haber-Bosch-Verfahrens kann zwar ebenfalls Ammoniak aus dem vorhandenen Luftstickstoff gewonnen werden, allerdings kann die gewünschte Reaktion nur unter hohen Drücken mittels Katalysatoren und Temperaturen von $400 - 500\text{ C}^\circ$ herbeigeführt werden. Die Ausbeute ist mit 12 % relativ gering. Jedoch ist dieser Prozess bei der Herstellung von künstlichen Stickstoffdüngern von entscheidender Bedeutung und liefert die für die Ernährung der Weltbevölkerung nötigen Düngermengen. (Ottow, 2011a)

In wässriger Lösung liegt ein Dissoziationsgleichgewicht zwischen Ammonium (NH_4^+) und Ammoniak (NH_3) vor (Gleichung 2-2). Das Verhältnis von NH_4^+ zu NH_3 ist maßgeblich von der Temperatur und dem pH-Wert abhängig (Abbildung 2-10). Wie aus dem Diagramm zu entnehmen ist, liegt bei einem pH-Werten von

7 und einer Umgebungstemperatur von 20 C° nahezu der gesamte Stickstoff als Ammoniumstickstoff (NH₄-N) vor. Jedoch verschiebt sich dieses Gleichgewicht bei geringer Erhöhung der Temperatur und des pH-Wertes deutlich zugunsten des Ammoniaks (NH₃).



An der Grenzfläche zwischen Flüssigkeit und Luft stellt sich ebenfalls ein Gleichgewicht zwischen gelöstem NH₃ und gasförmigem NH₃ ein (Gleichung 2-2). So sind die Ausgasungsverluste bei durchnässten Böden aufgrund der guten Löslichkeit von Ammoniak vermindert. Für die Verringerung der Stickstoffverluste in der landwirtschaftlichen Düngung ist es daher entscheidend, Gülle zu geeigneten Zeitpunkten auszubringen. Wirtschaftsdünger ist möglichst dann auszubringen, wenn windstille und kühle Temperaturen vorherrschen und der Boden eine gewisse Durchfeuchtung aufweist. (Leick, 2003; Pöllinger, 2017)

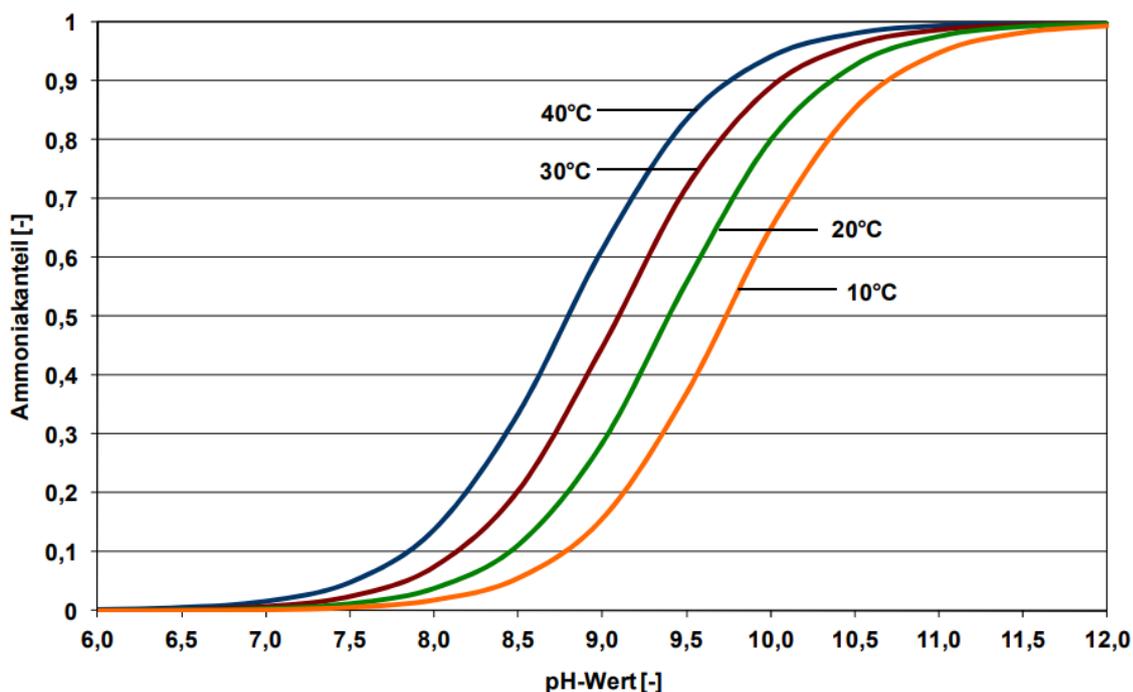
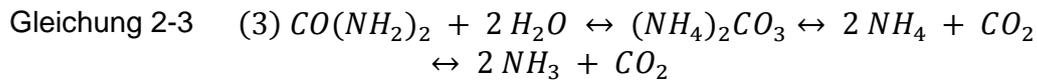


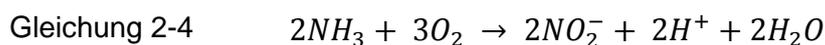
Abbildung 2-10: Dissoziationsgleichgewicht von NH₄⁺/NH₃ in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur (Gethke-Albinus, 2014)

Innerhalb des Kreislaufes kann es außerdem noch durch die *Ammonifikation* zur Bildung von Ammoniak kommen. Pflanzen und Tiere geben aufgenommenen Stickstoff in Form von stickstoffhaltigen organischen Stoffen (Pflanzenreste, Kot, Urin) wieder an die Umwelt ab. Dieser in der Viehhaltung in Form von Gülle, Jauche oder Mist anfallende Reststoff ist für viele Landwirte die Hauptstickstoffquelle. Viele Mikroorganismen (Destruenten) können den organisch gebundenen Stickstoff durch die Desaminierung abspalten. So wird Ammoniak

bei der Hydrolyse von Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) mit Hilfe des Enzyms der Urease gebildet (Gleichung 2-3). (Leick, 2003)



Neben der N_2 -Fixierung aus der Luft sowie der *Ammonifikation* bilden die *Nitrifikation* und *Denitrifikation* die beiden weiteren wichtigen Umwandlungsprozesse im Stickstoffkreislauf. Kommt es nicht zur Aufnahme des verfügbaren Ammoniums durch Pflanzen und Organismen oder zur Ausgasung von Ammoniak, folgt die *Nitrifikation* durch entsprechende Mikroorganismen (sog. Nitrifikanten). Die *Nitrifikation* erfolgt in zwei Teilprozessen. Beide Teilprozesse benötigen Sauerstoff und werden durch die Anwesenheit von aeroben Prokaryoten katalysiert. Im ersten Teilschritt wird Ammoniak zu Nitrit (NO_2^-) oxidiert (Gleichung 2-4). Im weiteren Verlauf erfolgt dann die Umwandlung zu Nitrat (NO_3^-) (Gleichung 2-5). Die Aktivität der Prokaryoten ist vom Sauerstoffgehalt und vom pH-Wert abhängig. (Ottow, 2011b)

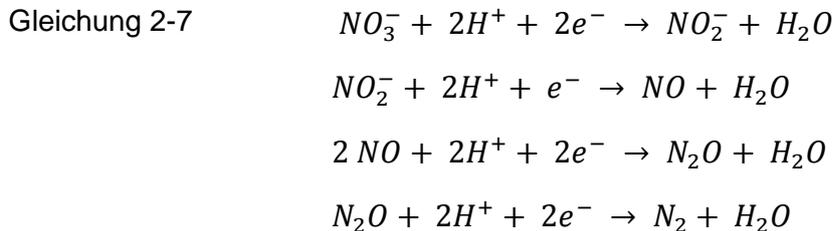


Wie Ammoniak kann Nitrat auch direkt von den Pflanzen verwertet werden (*Nitratassimilation*). Der frei verfügbare Stickstoff geht so über die Zwischenstufe des Nitrats in eine organische Form über. Dieser Umbauprozess ist jedoch auch in umgekehrter Reihenfolge denkbar. So kann Nitrat auch Mikroorganismen zur Energiegewinnung dienen, indem dieser wieder zu Ammonium reduziert wird. Dieser Vorgang der *Nitratammonifikation* erfolgt in zwei Teilschritten. Zuerst wird Nitrat durch die Nitrat-Reduktase (NAR) zu Nitrit⁻ reduziert (Gleichung 2-6). Anschließend wird das in geringen Mengen bereits toxische Nitrit zu Ammonium weiterreduziert. (Ottow, 2011b).



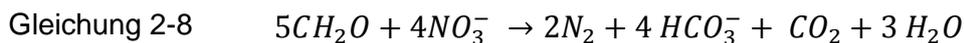
Wird Nitrat nicht von den Pflanzen aufgenommen oder durch Mikroorganismen reduziert, kann es zur *Denitrifikation* kommen. Nitrat wird folglich wieder zu nicht reaktivem Luftstickstoff umgewandelt. Die *Denitrifikation* bildet somit den letzten

großen Bestandteil des Stickstoffkreislaufs. Unter weitgehend anaeroben Bedingungen wird Nitrat über die Zwischenstufe Nitrit durch Mikroorganismen (sog. Denitrifikanten) zu gasförmigen Verbindungen wie Stickstoff (N_2), Stickstoffmonoxid (NO) und Lachgas (N_2O) reduziert (Gleichung 2-7).

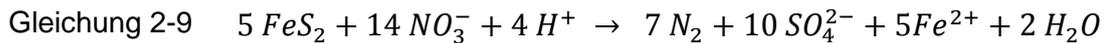


Bei der *Denitrifikation* unterscheidet man grundsätzlich zwischen den Nitratabbauvorgängen in der oberflächennahen Zone und der Grundwasserzone. Da die *Denitrifikation* nur unter anaeroben Bedingungen stattfinden kann, kommt es im Oberboden nur unter bestimmten Voraussetzungen zu einem Nitratabbau. Dies kann dann der Fall sein, wenn durch Regenereignisse die Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden eingeschränkt ist oder eine hohe biologische Aktivität zu einer hohen Sauerstoffzehrung führt. Des Weiteren müssen für eine *Denitrifikation* noch geeignete Reduktionsmittel vorliegen, welche dem Energiestoffwechsel der Mikroorganismen als Elektronendonatoren dienen. In der ungesättigten Zone des Oberbodens dienen vor allem Ernterückstände, sowie Grün- und Wirtschaftsdünger als leicht abbaubare Kohlenstoffquellen. In der gesättigten tieferen Bodenzone dienen organisch gebundener Kohlenstoff und anorganische Eisensulfide als Reduktionsmittel. Je nach Art des Reduktionsmittels wird in der Grundwasserzone zwischen der chemo-organotrophen und der chemo-lithotropen Denitrifikation unterschieden (Cremer u. a., 2015).

Die chemo-organotrophe Denitrifikation läuft mit Hilfe von organisch gebundenem Kohlenstoff als Reduktionsmittel ab (Gleichung 2-8). Dieser steht im Grundwasserleiter hauptsächlich durch Auswaschung aus dem Oberboden zur Verfügung und kann sowohl in fester als auch gelöster Form vorliegen. Er bildet die Lebensgrundlage denitrifizierender heterotropher Bakterien. (Cremer u. a., 2015)



Bei der chemo-lithotropen Denitrifikation dienen gelöste oder feststoffgebundene reduzierte Schwefelverbindungen als Reduktionsmittel (Gleichung 2-9). Diese können gelöst als Schwefelwasserstoff, gebunden als Eisendisulfid (Pyrit) oder als Zwischenprodukt der Sulfatoxidation (Thiosulfat) vorliegen. (Cremer u. a., 2015)



Bei der Denitrifikation im Grundwasserleiter scheint die Reaktion des Nitrats mit Eisendisulfid (FeS_2) zu überwiegen. Mit der Umwandlung zu nichtreaktivem atmosphärischem Stickstoff durch die Denitrifikation schließt sich der Stickstoffkreislauf. (Leson & Wisotzky, 2012; Cremer u. a., 2015)

2.7 Anthropogene Einflüsse auf den Stickstoffkreislauf

Die verschiedenen Umsetzraten in dem zuvor aufgezeigten Kreislauf hängen von vielen Faktoren ab und können je nach Standort mehr oder weniger stark variieren. In der Natur haben sich über Jahrtausende selbstregulierende Stoffkreisläufe entwickelt, was zu einer äußerst effektiven Nutzung der vorhandenen Ressourcen geführt hat. So ist das Endprodukt eines Umwandlungsprozesses gleichzeitig das Ausgangsprodukt eines weiteren (Kausel & Eser, 2011). Über die langsame Adaptierung über eine lange Zeitspanne hinweg haben sich so relativ konstante Stoffflüsse und Reservoirs zum Nutzen zahlreicher Lebewesen entwickelt. Auch im Stickstoffkreislauf hat sich durch die Assimilation und Ammonifikation ein Stoffflussgleichgewicht zwischen organischen und anorganischen Stickstoffformen ergeben. Die geringen Verluste durch Auswaschung und Ausgasung werden durch luftstickstofffixierende Bakterien ausgeglichen. Durch den Einfluss des Menschen werden diese natürlich entstandenen Stoffflüsse jedoch zunehmend verändert. In der vorindustriellen Zeit waren die Stickstoffflüsse zwischen organischen und anorganischen Formen in etwa ausgewogen. Dies führte zu stabilen terrestrischen Stickstoffreservoirs. Mit der zunehmenden Industrialisierung hat sich dieser Umstand jedoch maßgeblich geändert. So hat sich der Stickstoffumsatz in den Böden, der Biomasse und der Atmosphäre seit Beginn der Industrialisierung nahezu verdreifacht. (Lammel & Flessa, 1998; Kesselmeier, 2012)

Als Hauptträger für die anthropogenen Stickstoffeinträge sind Landwirtschaft, Industrie, Verkehr sowie der menschliche Konsum und die daraus folgende Abwasser- und Abfallwirtschaft zu nennen. Diese Einträge wirken sich mehr oder weniger stark auf die einzelnen Stoffflüsse des Stickstoffkreislaufes und dessen Reservoirs aus. Die Gesamtheit der Stoffflüsse des Stickstoffkreislaufes zeigt Abbildung 2-11. Dargestellt sind die wichtigsten natürlichen und anthropogenen Einträge (Cremer u. a., 2015).

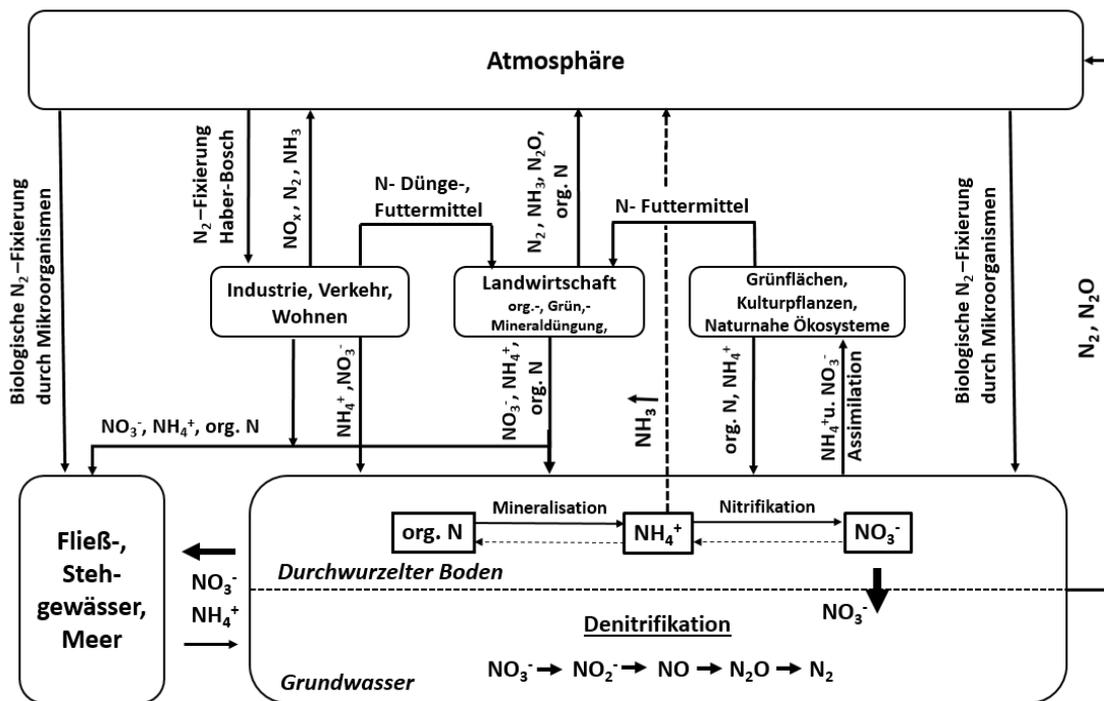


Abbildung 2-11: Umfassender Überblick über den Stickstoffkreislauf mit Einbezug anthropogener Einflüsse

Durch die fortschreitende Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft hat sich der Eintrag von Stickstoff in Atmosphäre, Böden und Gewässer im Laufe der Jahrzehnte drastisch erhöht. Ein großer Eingriff in den Stickstoffkreislauf stellt in diesem Zusammenhang das bereits erwähnte Haber-Bosch-Verfahren zur Fixierung des Luftstickstoffes dar. Damit hat die anthropogene Stickstoffzufuhr heute Ausmaße erreicht, welche die natürlich ablaufende Stickstofffixierung durch Mikroorganismen um ein Vielfaches überschreitet (Kesselmeier, 2012). Um die Fruchtbarkeit des intensiv genutzten landwirtschaftlichen Bodens jedoch zu erhalten, müssen die durch Beweidung und Ernte von Nutzpflanzen im Ackerbau entzogenen Nährstoffe wieder nachträglich durch Düngung zugeführt werden (Wisotzky, 2011).

Ein Großteil des biologisch und chemisch fixierten Stickstoffs geht jedoch wieder in die Atmosphäre verloren. In Österreich wurden im Jahr 2001 in Summe 496.000 t Stickstoff in die Luft emittiert (Obernosterer & Reiner, 2003). Industrie und Verkehr sind mit 54 % am Großteil der Stickstoffemissionen beteiligt (Abbildung 2-12). Hier kommt es durch Verbrennungsprozesse von Kohle und Erdöl zu den meisten Emissionen in die Atmosphäre. Den Großteil dieser Emissionen bilden die Stickstoffoxide Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2). Der restliche Teil geht durch Denitrifikationsvorgänge in Boden und Gewässer, sowie durch Verflüchtigungsvorgänge während der Düngung und der Abwasserbehandlung verloren. Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) bilden den Großteil der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. In Österreich sind 94 % der Ammoniakemissionen der Landwirtschaft zuzuschreiben (Cremer u. a., 2015; Pöllinger, 2016).

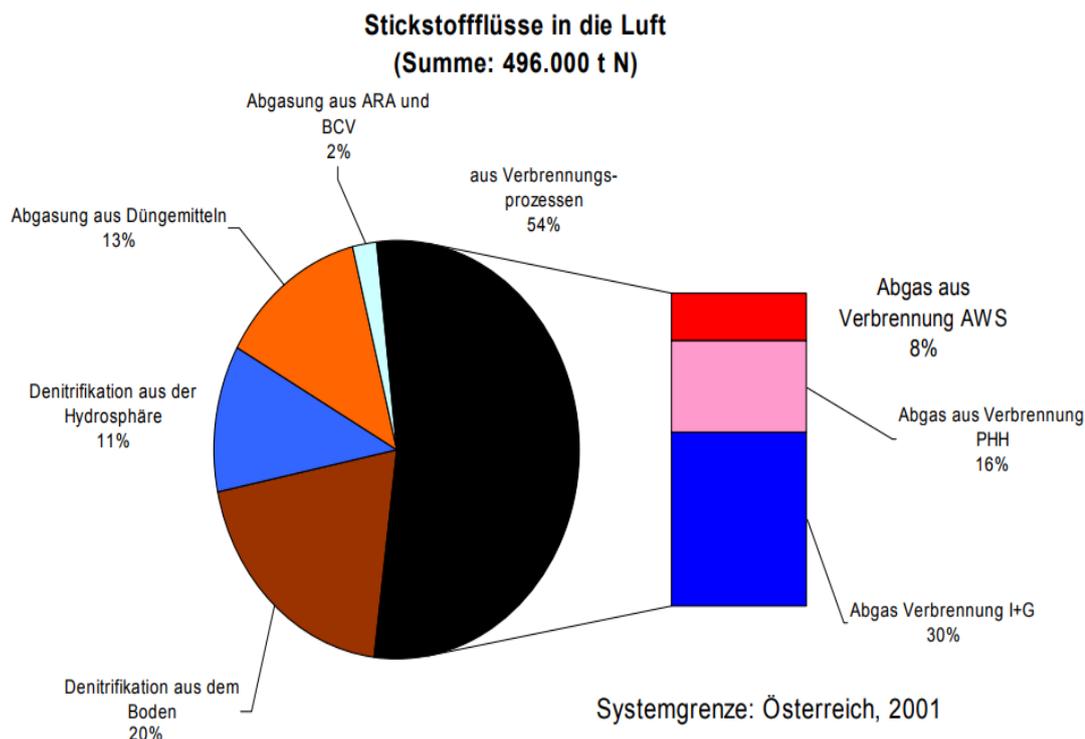


Abbildung 2-12: Anteil der Stickstoffeinträge verschiedener Quellen in die Atmosphäre. (Obernosterer & Reiner, 2003)

So betragen im Jahr 2005 die Stickstoffverluste durch Ammoniakemissionen aus der Rinder- und Schweinehaltung 40,1 kt (Amon u. a., 2007). Etwa 69 % der Ammoniakemissionen fallen auf die Rinderhaltung und 31 % auf die Schweinehaltung. Nach Amon u. a. (2007) entfallen 66,6 % der Ammoniakverluste auf die Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Verluste in Lager und Stall betragen 8,9 % bzw. 22,5 %. Nach Pöllinger (2016) sind Stallhaltung, Lagerung sowie Ausbringung für 30 %, 20 % und 50 % der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung verantwortlich.

Ein Großteil der Ammoniakverluste entsteht vor allem während und nach der Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Damit können die Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Flüssigmist zwischen 1 – 100 % bei Grünland und 3 – 70 % bei Ackerland betragen (Bussink & Oenema, 1998). Der Hauptteil der Ammoniakverluste (ca. 50 %) konzentriert sich auf die ersten 24 Stunden (Fangueiro u. a., 2015). Bei der Flüssigmistdüngung sind für die Emissionsraten vor allem die Witterungsbedingungen, die Wassersättigung des Bodens sowie die Art der Ausbringung entscheidend. Bei hoher Temperatur und Trockenheit sind die Ammoniakverluste deutlich erhöht (Leick, 2003). Gasförmig entwichener Ammoniak bindet sich an feine Staubpartikel und wird durch Niederschläge wieder auf Felder, Städte, Wälder und Gewässer ausgetragen. Davon sind oft auch nährstoffarme Ökosysteme betroffen, wo es dann durch die ungewollte N-Düngung zur Eutrophierung kommen kann (Quicker & Weber, 2016).

Die Verlustraten für Stickstoff während der Lagerung von Flüssigmist liegen nach Dewes u. a. (1990) zwischen 1,4 und 20,5 % nach 35 Tagen und 17,1 und 53,6 % nach 180 Tagen. Die Art der Lagerung sowie Temperatur und pH-Wert beeinflussen die Verlustraten maßgeblich. Ein gewisser Teil geht zudem während der Lagerung und der Ausbringung in Form von Lachgas (N_2O) in die Atmosphäre über. Lachgas stellt neben Methan (CH_4) den Hauptbestandteil der klimawirksamen Gase aus der Landwirtschaft dar. So ist die Tierhaltung mit etwa 8 – 10,8 % an den globalen Treibhausgasemissionen beteiligt (O'Mara, 2011). Insgesamt ist die Landwirtschaft an 45 % der Methangas-, 61 % der Lachgas- und 97 % der Ammoniakemissionen in Österreich beteiligt (Amon u. a., 2004b).

Der nach der Düngung im Boden verbleibende Stickstoff wird nun entweder von den Pflanzen aufgenommen, im Boden gespeichert oder über das Sickerwasser in Form von Ammonium und Nitrat in das Grund- und Oberflächenwasser ausgebracht. Ammonium kann als Kation von negativ geladenen Gruppen des organischen Kohlenstoffs oder auch von Tonmineralen gebunden werden. Gegenüber Nitrat weist Ammonium eine relativ geringe Mobilität auf. (Quicker & Weber, 2016). Humose Böden weisen ein deutlich besseres Bindeverhalten hinsichtlich Ammonium auf (Lewis & Lowenfels, 2010). Dieses kann so vermehrt in der wurzelnahen Zone rückgehalten werden. Nitrat hingegen ist ein wasserlösliches mobiles Anion und kann von den Böden meist deutlich schlechter gebunden werden. Die Auswaschungsgefahr ist hier demnach deutlich höher. Wird Nitrat in tiefere Schichten ausgewaschen, ist es für die Pflanzen nicht mehr erreichbar. Bei hohen Einträgen führt das unter Umständen zu einer Belastung des Grundwassers. Gülle als auch Kunstdünger enthalten zum Teil hohe anorganische Stickstoffverbindungen wie Ammonium und Nitrat, welche zwar äußerst schnell wirken, jedoch wie beschrieben nur kurz im Boden verfügbar sind (Berner & Fuchs, 2012). Wird dieser Stickstoff nicht unmittelbar von den Pflanzen aufgenommen, sind Verluste in die Atmosphäre und in das Grundwasser die Folge. Um die heutige hohe Ertragslage in der Landwirtschaft zu gewährleisten, muss auf allen Böden eine zusätzliche Düngung in Form von Flüssigmist oder Mineralstoffdünger erfolgen. Optimal wäre in diesem Zuge eine an die jeweilige Kulturart angepasste Düngergabe. Allerdings ist es durch zahlreiche Einflussfaktoren eine große Herausforderung, eine optimale Düngepraxis zu gewährleisten. So kommt es vielerorts zwangsweise zu einer Überdüngung der Ackerflächen. Die daran gekoppelte Auswaschung von Nitrat aus dem Oberboden führt somit zu einer steigenden Nitratbelastung im Grundwasser. (Lewis & Lowenfels, 2010; Wisotzky, 2011)

Die zunehmende Spezialisierung hat zur Folge, dass Landwirte entweder auf die Ausweitung des Ackerbaus oder die Intensivierung der Viehhaltung setzen und weitere Bewirtschaftungsformen vollständig aufgeben. Infolgedessen kann in zahlreichen Gebieten aufgrund fehlender Flächen die überschüssige Gülle nicht aufgebracht werden und muss teuer entsorgt werden. Dieses Problem hat vor allem in den Niederlanden, Belgien sowie in Niedersachsen erhebliche Ausmaße

angenommen. Da Gülle je nach Tierart und Haltungsform einen Flüssiganteil von etwa 90 – 98 % aufweist, lohnt sich ein Transport über weite Strecken nur in den wenigsten Fällen. So zahlen Landwirte in Niedersachsen zwischen 15 und 20 €/m³ für die Entsorgung. In den Niederlanden sind selbst Preise über 25 €/m³ keine Seltenheit. Findet die Gülle keine Abnehmer, landet der überschüssige Wirtschaftsdünger häufig aufgrund fehlender Kontrollen wieder auf den umliegenden Feldern (Hölzl, 2015; Huxdorff, 2017). Paradoxiertweise fehlt es in anderen Gebieten aufgrund der fehlenden Tierhaltung an Wirtschaftsdünger. Dieser muss dann teuer zugekauft werden. Das Prinzip der Kreislaufwirtschaft lässt sich in diesen Gebieten nicht mehr erkennen. Futtermittel für die Tiermast stammen häufig nicht nur aus den unmittelbar umliegenden Gebieten, sondern werden teilweise von weit entfernt liegenden Anbaugebieten dieser Erde bezogen. So ist Soja aus Süd- und Nordamerika sowie Asien heute eines der Haupteisweißfuttermittel in der europäischen Landwirtschaft (Wilhelm, 2014). So verarmen einerseits Gebiete durch den hohen Nährstoffentzug und fehlender Nachlieferung, in anderen führen die hohen Nährstoffüberschüsse zu Verunreinigungen in den Gewässern und Böden. Neben Nitrat und Phosphat kommt es durch die Verwendung von Medikamenten in der Tiermast sowie dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zur Schädlingsbekämpfung zu weiteren Schadstoffeinträgen in die Oberflächen- und Grundwässer (Ratsak u. a., 2013). (Kowalewsky, 2017; Cielejewski, 2017)

Grundsätzlich besitzt der Boden ein gewisses Nitratabbauvermögen, welches über einen gewissen Zeitraum anthropogene Nitrateinträge zu nichtreaktivem Stickstoff umsetzen kann. In geringen Mengen fallen hier wiederum Lachgas (N₂O) und Stickstoffmonoxid (NO) als Endprodukte an. Die Umsetzung von Nitrat im Grundwasser während der Denitrifikation wird, wie bereits im vorherigen Kapitel besprochen, durch die Verfügbarkeit von geeigneten Reduktionsmitteln bestimmt. Zu diesen zählen hauptsächlich Pyrite, Thiosulfat sowie organisch gebundene Kohlenstoffe. Da beim Nitratabbau die sulfidischen Schwefelverbindungen sowie die organisch gebundenen Kohlenstoffe kontinuierlich verbraucht werden, sind diese Reduktionsmittel endlich. So befürchten vor allem auch die Trinkwasserversorger, dass es durch kontinuierlich hohe Nitrateinträge zu einem sogenannten Nitratdurchbruch kommen könnte. (Cremer u. a., 2015)

2.8 Der Phosphorkreislauf

Obwohl es in der südlichen Steiermark hauptsächlich zu überhöhten Stickstoffeinträgen kommt, ist es im Sinne des Grundwasserschutzes unerlässlich, die Rolle des Phosphors miteinzubeziehen. Wie Stickstoff stellt Phosphor eines der Hauptnährstoffe für die Pflanzenernährung dar. Es kann nur in seiner höchsten Oxidationsstufe, gelöst als Orthophosphat (PO₄³⁻) von den Pflanzen aufgenommen werden. Auch für alle anderen Organismen stellt Phosphor ein nicht substituierbares Element dar und ist bei Mangel ein limitierender Wachstumsfaktor. Die

leicht abbaubaren Phosphorreserven dieser Erde sind jedoch endlich. Je nach Szenario werden diese nach etwa 50 - 200 Jahre verbraucht sein. Der Großteil des abgebauten Phosphors wird von der Landwirtschaft genutzt (Makeschin u. a., 2015). Insgesamt ist die Auswaschungsgefahr in das Grundwasser relativ gering, da wasserlösliche und labile Verbindungen stets zu stabileren Phosphaten umgewandelt werden. Zu hohe Phosphoreinträge durch landwirtschaftliche Düngung sowie durch öffentliche und industrielle Abwässer können jedoch zusammen mit Stickstoffemissionen zur Eutrophierung von Oberflächengewässern führen. Die „rote Flut“ an zahlreichen Küsten der Weltmeere gibt ein lebhaftes Bild über das mögliche Ausmaß. Phosphor stellt für die Primärproduktion im Oberflächengewässer den limitierenden Faktor dar, weswegen in den 1970er Jahren zahlreiche Maßnahmen zur Reduktion des Phosphoreintrags ergriffen wurden. (Conley u. a., 2009; Deutsch u. a., 2012; Heilmann u. a., 2014)

Um den wichtigen Nährstoff Phosphor nachhaltig zu nutzen und zu erhalten, gewinnen Konzepte zur Nährstoffrückgewinnung z. B. aus kommunalen Abwässern immer mehr an Bedeutung. Neben dem Rückgewinnungspotenzial spielen vor allem die Einsparmöglichkeiten in der landwirtschaftlichen Anwendung eine Rolle. So kann die Einsparung von Phosphor vor allem durch geeignete Düngemaßnahmen und einer Umverteilung von Phosphorüberschüssen erreicht werden. In Deutschland ist beispielsweise ein beachtlicher Teil der Böden sehr hoch mit Phosphor versorgt, wohingegen andere Gebiete hier ein entsprechendes Defizit aufweisen (Kowalewsky, 2017). In der Steiermark ist jedoch der überwiegende Anteil der Böden mit Phosphor unterversorgt, weswegen Phosphor hier kein Problem darstellt (Holzner, 2017). Die maximal empfohlene Menge an Phosphor für die landwirtschaftliche Düngung ist wiederum in der Richtlinie für die sachgerechte Düngung festgelegt. (Montag u. a., 2014)

3 Methodik

Als Grundlage dieser Arbeit diente eine umfassende nationale sowie internationale Literaturrecherche, welche in einem 6-monatigen Zeitrahmen erfolgte (März 2017 – August 2017). Ziel dieser Recherche war es, einen umfassenden Überblick über verschiedene Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle zu erlangen und diese strukturiert in dieser Arbeit zusammenzufassen. Die einzelnen Verfahren sollen in gegliederter Form beschrieben und erläutert werden. Zum Abschluss der Arbeit werden daraus schließlich mögliche Anwendungen für die Steiermark aufgezeigt und diskutiert.

Während der Bearbeitung der Masterarbeit konnte ich an zwei Tagungen teilnehmen:

- „Stickstoffumsatz im Grundwasser“, Nürnberg, 16. Februar 2017
- „Öko-Innovationen mit Biomasse“, Papenburg 28./29. Juni 2017

In Kooperation mit der Landwirtschaftskammer Steiermark bot sich mir daneben auch noch die Möglichkeit, an zwei Exkursionen teilzunehmen:

- Besuch der Biomasseaufbereitungsanlage der Firma Stipits in Rechnitz
- Betriebsbesuch mehrerer Schweinebauern in der Südoststeiermark

Im Folgenden werden nun die Anforderungen an die Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle gestellt, sowie die Methodik der Arbeit beschrieben.

3.1 Anforderungen an die Verwertungsmöglichkeiten

Ein erfolgreiches Gülle-Management zeichnet sich durch nachhaltige, kostensparende und ressourcenschonende Maßnahmen und Lösungen aus, welches möglichst alle Teilbereiche miteinbezieht. Die am häufigsten praktizierte Verwertung der anfallenden Gülle stellt seit jeher die Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen zu Düngezwecken dar. Stehen in der nahen Umgebung genügend Flächen zur Verfügung, ist diese Form der Güllewirtschaft bei Einhaltung der Düngerrichtlinien eine der sinnvollsten Möglichkeiten. Damit ersparen sich Landwirte je nach Anfall und Planung den Zukauf von teuren Mineraldüngern. Doch kommt es im Laufe der Verwertungskette oft zu unerwünschten Nährstoffverlusten durch Verflüchtigung oder Auswaschung. Um den Nährstoffgehalt der anfallenden Gülle so optimal wie möglich zu nutzen, können geeignete Ausbringetechniken sowie Lagerräume einen Beitrag leisten, um Emissionen gering zu halten und die Nährstoffausnutzung zu verbessern. Daneben können zudem noch weitere Maßnah-

men ergriffen werden, um die Düngewirkung und Nährstoffausnutzung zu verbessern und Emissionen zu vermindern. Fallen Güllemengen in einem Maß oder Zeitraum an, so dass eine umweltgerechte oder zeitnahe Ausbringung nicht mehr möglich ist, können weitere Verwertungsmöglichkeiten Sinn machen. Die Ziele der Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle sind wie folgt:

- Verbesserung der Düngewirkung und Nährstoffausnutzung
- Verminderung der Nährstoffemissionen
- Einhaltung der Nährstofffrachten
- Nährstoffabtrennung für den gezielten Düngeinsatz
- Überführung der Nährstoffe in transport-, verwertungs- und verkaufsfähige Formen
- Reduzierung der auszubringenden oder zu transportierenden Menge
- Verminderung der Lager-, Transport- und Ausbringungskosten
- Nutzung des Energiegehaltes zur Wärme- und Energiegewinnung
- Erschließung neuer Nutzungskonzepte und Wirtschaftsformen

Die Wahl der geeigneten Maßnahme richtet sich zudem nach mehreren betrieblich individuellen Faktoren (Fuchs & Drosig, 2010):

- Menge der anfallenden Gülle
- Nährstoffzusammensetzung
- Verfügbare landwirtschaftliche Flächen
- Zur Verfügung stehender Lagerraum
- Möglicher Absatzmarkt für Endprodukte in der Region
- Betriebsstruktur
- Kosten für die Gülleabnahme
- Mitbenutzung bestehender Infrastruktur bzw. Verwertungsanlagen
- Förderungen auf Landes- bzw. Bundesebene

Aus den vielen Faktoren, welche bei der praktischen Anwendung und Planung einer Maßnahme miteinbezogen werden müssen, wird ersichtlich, dass es nicht ein Standardkonzept gibt, welches alle Möglichkeiten abdeckt. Grundsätzlich umfasst das Güllemanagement jedoch 3 Grundelementen (Abbildung 3-1):

3 Säulen des Güllemanagements



Abbildung 3-1: Die drei Säulen des Güllemanagements

Das grundlegende Ziel eines nachhaltigen Güllemanagements ist es, Nährstoffe in der Gülle optimal zu nutzen und Emissionen soweit es geht zu verhindern. Die beiden wichtigsten Nährstoffe hinsichtlich Pflanzenwachstum und Umweltbelastung stellen Stickstoff und Phosphor dar. Aus diesem Grund werden zuerst Maßnahmen vorgestellt, welche die Nährstoffausnutzung des Wirtschaftsdüngers Schweinegülle verbessern und Emissionen reduzieren. Zu diesen Maßnahmen zählt vor allem der Einsatz verschiedenster Zusatzmittel, welche der Gülle beigegeben werden können.

Oft steht aber auch die Abtrennung von Nähr- sowie Feststoffen im Vordergrund. Vor allem Betriebe mit Nährstoffüberschüssen sind darauf angewiesen, Nährstofffrachten einzuhalten und die zu transportierende bzw. zu lagernde Menge an Gülle zu reduzieren. Verfahren zur Trennung der Fest- bzw. Flüssigphase können dazu dienen, Nährstoffe anzureichern und Transportkosten zu senken.

Reicht jedoch eine alleinige Abtrennung der Feststoffe nicht aus, kann die Flüssig- bzw. Festphase weiter aufbereitet werden. Das Ziel ist immer, wertvolle Nährstoffe rückzugewinnen, um daraus dann transport- und marktfähige Produkte zu erzeugen.

Zuletzt können durch den Energiegehalt der Gülle alternative Nutzungsformen, wie beispielsweise die Gewinnung von Biogas oder Bioöl interessant werden.

3.2 Beschreibung der Methodik

Im Folgenden werden nun die verschiedenen Verfahren zur Verwertung von Schweinegülle gegliedert nach einzelnen Themenbereichen beschrieben und deren Funktion sowie Zweck erläutert. Verfahren, welche das gleiche Ziel verfolgen oder einen bestimmten Platz in der Verwertungskette einnehmen, wurden unter einem Kapitel zusammengefasst. Die einzelnen Verwertungsmöglichkeiten wurden in folgende Gruppen unterteilt:

- Zusatzmittel in der Güllebehandlung
- Verfahren zur Feststoffseparation
- Verfahren zur Behandlung der Flüssigphase
- Verfahren zur Behandlung der Festphase
- Gewinnung von Biogas durch anaerobe Vergärung

Die Verfahren zur Verwertung bzw. Behandlung von Schweinegülle lassen sich im folgenden Fließdiagramm darstellen (Abbildung 3-2):

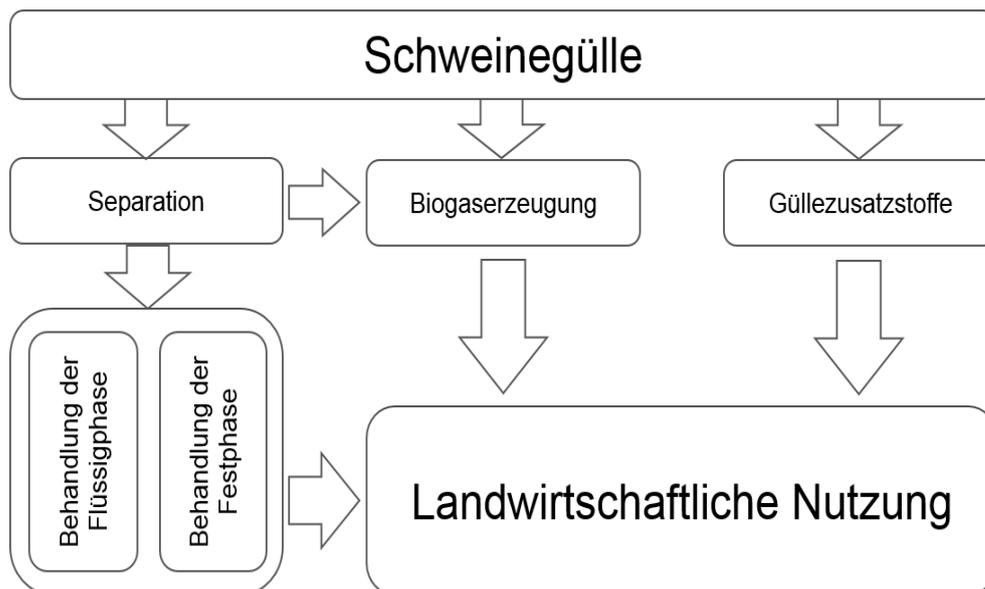


Abbildung 3-2: Fließdiagramm für die einzelnen Verfahren zur Verwertung von Schweinegülle

Da an erster Stelle eines Projekts zumeist die Kosten stehen, werden sofern möglich die Investitionskosten sowie die laufenden Betriebskosten mit angeführt. Diese können jedoch nur als grobe Richtwerte dienen, da es unausweichlich ist, diese für jedes Projekt durch eine individuelle Kostenrechnung zu ermitteln und folglich das beste Konzept herauszuarbeiten. Am Anfang einer jeden Verfahrensbeschreibung werden zudem die jeweiligen Kernpunkte nochmals in einer kleinen Übersicht am Rand stichpunktartig zusammengefasst. Zuletzt werden bereits realisierte Anlagen und Forschungsprojekte zur Verwertung von Schweinegülle sowie geeignete Maßnahmen für die Steiermark vorgestellt.

4 Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle

4.1 Zusatzmittel in der Güllebehandlung

Zusatzmittel werden in der Güllebehandlung oft eingesetzt, um Nährstoffverlusten während der Lagerung vorzubeugen und eine unangenehme Geruchsentwicklung zu unterbinden. Es kommen vor allem Zusatzmittel zum Einsatz, welche die mikrobielle Umsetzung fördern oder den pH-Wert der Gülle senken. Oft wird dadurch zudem die Düngewirkung sowie die Homogenität der Gülle verbessert. Flockungs- und Fällungsmitteln hingegen werden dafür eingesetzt, um die Effizienz bestimmter Separationsverfahren zu erhöhen.

4.1.1 Milchsäuregärung

Die Milchsäuregärung ist ein schon sehr lange bekanntes Verfahren, welches z. B. zur Konservierung von Lebensmitteln oder zur Haltbarmachung von Futtermitteln in Silos genutzt wird. In der Güllebehandlung wird es zur Stabilisierung des Harnstoffes und zur Verhinderung von Fäulnisbildung verwendet. Die verschiedenen Milchsäurepräparate können entweder der Güllegrube zugesetzt, im Stall durch Vernebelung verteilt oder direkt ins Futter gegeben werden. Die verschiedenen Präparate der Hersteller bestehen meist aus einem Gemisch aus Milchsäure-, Hefe- sowie Photosynthesebakterien, welche zusammengefasst oft auch als effektive Mikroorganismen (EM) bezeichnet werden. Durch die effektiven Mikroorganismen werden Zuckerverbindungen unter anoxischen Bedingungen in Milchsäure umgewandelt, was lokal eine Absenkung des pH-Wertes zur Folge hat (Gleichung 4-1) (Fangueiro u. a., 2015). (Schmidt, 2012; Quicker & Weber, 2016)

Milchsäuregärung

Besonderheiten:

- *Aufbau von Biomasse*
- *Reduktion der Emissionen*
- *Geruchsverminderung*
- *Einsatz in Grube, Stall oder in der Fütterung möglich*
- *Reduzierung der Keimbelastung*

Kosten:

Erstbehandlung:

2 €/m³

Betriebskosten:

Wöchentlich:

0,05 – 0,5 €/m³

pH-Wert:

<6,0

Emissionsverminderung:

NH₃: 40 - 90 %

CH₄: bis zu 100 %

Gleichung 4-1



Unter diesen Bedingungen werden die meisten Pathogene, Bakterien und Enzyme effektiv abgetötet. Fällt der pH-Wert unter 4,5, wird zudem die Umwandlung von Harnstoff zu Ammoniak aktiv unterbunden, indem das Enzym Urease ge-

hemmt wird. Ebenso ist ein Rückgang der Methanbildung aufgrund der ungünstigen Umgebungsbedingungen für die entsprechenden Bakterien zu verzeichnen (Schmidt, 2012). Die Ausgasung von Ammoniak ist aufgrund des niedrigen pH-Wertes stark vermindert. Gleichzeitig kommt es zudem zu Einlagerungen von Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Kohlenstoff in das Zellgewebe der Mikroorganismen, wodurch diese biologisch gebunden werden und nicht mehr entweichen können. So bedingt die Gärung einen Aufbau von Biomasse und verhindert den Abbau durch Fäulnisbakterien. Eine deutliche Reduzierung der Geruchsentwicklung ist die Folge. Nach Aufbringung auf landwirtschaftliche Böden kommt es durch den Einfluss des Luftsauerstoffs zum Absterben der Milchsäurebakterien und Überführung der Nährstoffe in pflanzenverfügbare Formen. (Quicker & Weber, 2016)

Um eine Güllegrube erfolgreich anzuzüpfen ist es notwendig, eine ausreichende Zahl von Milchsäurebakterien einzubringen. Die direkte Durchmischung von Milchsäurefermenten in einer vollen Güllegrube ist laut (Schmidt, 2012) nicht zu empfehlen, da hierbei meistens die fäulnisbildenden Bakterien zu dominant sind und somit das erforderliche mikrobielle Milieu nicht erreicht wird. Deswegen sollte die Grube bis auf einen Bodensatz von etwa 25 cm entleert werden, um diese anschließend mit Milchsäurefermenten wie Sauerkrautsaft oder EM anzuzüpfen. Für 50 m³ Güllesediment werden in etwa 100 – 250 l Sauerkrautsaft benötigt, damit die Milchsäurebakterien in ausreichender Menge vorliegen. Ebenso können für diesen Zweck EM verwendet werden. Um für eine zusätzliche Fixierung von Nähr- und Giftstoffen zu sorgen, können ca. 2 Vol.-% Biokohle mit eingemischt werden (siehe Kap. 4.1.3). Die täglich zusätzlich hinzukommende Gülle muss dann jeweils wieder mit 0,1 Massen-% Milchsäurefermenten sowie Biokohle durchmischt werden, um das optimale Milieu für die Bakterien zu halten. (Schmidt, 2012)

Nach Berg u. a. (1998) sind für Schweinegülle in etwa 5 Volumenprozent 50 %-iger Milchsäure ausreichend, um den pH-Wert auf 4,5 abzusenken und damit geeignete Bedingungen zu schaffen. Eine vorläufige Reduzierung der Güllemenge zu Erstbehandlungszwecken wurde nicht als essenziell angesehen. Es muss hier nur auf eine ausreichende Durchmischung geachtet werden. Die Untersuchungen von Berg u. a. (1998) haben gezeigt, dass so behandelte Gülle bei pH-Werten unter 5,0 eine Emissionsminderung bei Ammoniak um 80 bis 90 % aufweist. Ebenso werden die Methanemissionen bei pH-Werten um 4,5 nahezu vollständig unterbunden. Dadurch kommt es bei der dermaßen behandelten Gülle auch nach der unmittelbaren Ausbringung nur zu geringfügigen Ammoniakverlusten. Emissionen von Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) wurden nicht festgestellt. Bei Düngerversuchen konnte zudem eine leichte Steigerung der Frischmasseausbeute (Ölrettich) von 7 % gegenüber unbehandelter Schweinegülle erzielt werden. Der pH-Wert des Bodens blieb von der so behandelten Gülle unberührt. (Berg u. a., 1998)

Da jedoch die Milchsäurebakterien Zuckerverbindungen für den Umbau zu Milchsäure benötigen und Gülle einen relativ geringen Kohlenstoffgehalt aufweist, ist die notwendige Menge an EM zum Teil sehr hoch. So müssten nach Nyffenegger (2013) alleinig 27,1 Volumen-% Sauerkrautsaft zugegeben werden, um den pH-Wert von 7,0 auf nur 6,5 abzusenken. Laut Nyffenegger (2013) ist jedoch eine Einsatzmenge von maximal 7 % logistisch machbar. Aus diesem Grund ist eine Zugabe einer leicht verfügbaren Kohlenstoffquelle zur Wachstumsförderung unbedingt von Nöten. Dies zeigen auch Untersuchungen von Amon et al. (2004b). Hier bewirkte die Zugabe von EM bei Schweinegülle sogar eine leichte Erhöhung der Ammoniak und Methanemissionen. Der Grund hierfür wurde an dem geringen Trockensubstanzgehalt (1,97 %) und dem damit niedrigen Kohlenstoffgehalt festgemacht. Hier wurden zudem nur geringe Mengen (0,1 Volumenprozent) EM zugemischt.

(Schmidt, 2012) empfiehlt eine Zugabe von ca. 1 - 3 Volumenprozent Melasse, um geeignete Bedingungen für das Wachstum zu schaffen. Alternativ ist es auch denkbar, milchsäurebakterienreiche Silageabwässer in die Gülle einzuleiten und damit die Gülle anzupfropfen (Kahlstatt, 1999; Schmidt, 2012). Die im Vergleich zur Gülle höheren Kohlenstoffgehalte der Silage würden das Bakterienwachstum aller Wahrscheinlichkeit nach noch zusätzlich begünstigen. In der Praxis wäre die Absenkung des pH-Wertes auf etwa 6,0 aller Wahrscheinlichkeit nach ausreichend, um Emissionen deutlich zu senken und den wirtschaftlichen Nutzen zu gewährleisten. Insgesamt stellen die hohen erforderlichen Mengen an EM und leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen die größte Herausforderung für die Milchsäuregärung dar (Rippel, 2017). (Schmidt, 2012; Nyffenegger, 2013)

Optional kann das Milchsäureferment auch durch Vernebelung direkt im Stall ausgebracht werden. Die Erfahrung von Landwirten zeigt, dass sich der Einsatz von EM in der Tierhaltung durchwegs positiv auf die Tiergesundheit, das Stallklima, die Geruchsbelastung sowie die Steigerung der Produktivität auswirkt (Rackl, 2006; Fruhmann, 2017). Das Versprühen von EM im Stall hatte nach Versuchen von Amon u. a. (2004a) eine 35 %ige Reduktion der Emissionen von klimarelevanten Gasen zur Folge. Auch können die Milchsäurebakterien direkt in das Futter der Tiere gegeben werden, was die Verdauung fördert und eine nachfolgende Zugabe von EM ersetzt. Wie Versuche von Amon et al. (2004b) zeigen, ließen sich durch die Zugabe von EM FKE (Fermentierter Kräuterextrakt) im Futter der Schweine die Ammoniak- und Methanemissionen um 41 % bzw. 77 % deutlich senken. Damit sticht die Milchsäuregärung insgesamt als vielversprechende Maßnahme zur Reduktion von Emissionen und Gerüchen sowie zur Verbesserung der Tiergesundheit hervor. Der Einsatz kann zu verschiedenen Zeitpunkten in der Stoffflusskette erfolgen, wobei die Futterzugabe sowie die Vernebelung im Stall die Milchsäuregärung in der Güllegrube eventuell ersetzen könnten. (Quicker & Weber, 2016)

Die Kosten für die Milchsäuregärung fallen je nach Produkt und Einsatzzweck unterschiedlich aus. So werden für das Produkt Boden-FIT® laut Hersteller EM Schweiz AG für die Erstbehandlung in etwa 1 l pro m³ Gülle zugegeben, was einem Kostenaufwand von ca. 2 € pro m³ entspricht. Anschließend sollten pro m³ wöchentlich weitere 0,025 – 0,01 dl Boden-FIT® zugegeben werden, was einen laufenden Kostenaufwand für die EM von etwa 0,05 bis 0,15 € pro m³ bedeutet. Alternativ können die EM auch selbst durch die Zugabe von Melasse vermehrt werden, was den Kostenaufwand weiter reduziert. Sauerkrautsaft eignet sich ebenso als Zusatzmittel, wobei hier aufgrund der fehlenden koexistierenden Mikroorganismen unbedingt Melasse als Wachstumsbeschleuniger zugegeben werden muss (Nyffenegger, 2013). Sauerkrautsaft fällt in vielen Betrieben als Abfallstoff an und wird gegen Bezahlung in Kläranlagen mitbehandelt. Damit stellt Sauerkrautsaft durchaus eine Alternative zu kommerziell zu beziehende EM dar.

4.1.2 Säurezugabe

Das Ansäuern der Gülle hat den Vorteil, dass die Verluste von Ammoniumstickstoff durch Ausgasung deutlich gesenkt werden können. Da das Dissoziationsgleichgewicht zwischen flüchtigem Ammoniak und dissoziiertem Ammonium stark vom pH-Wert abhängt, kann das Gleichgewicht durch ein Ansäuern stark auf die Seite des gelösten Ammoniums verschoben werden. Als Säure wird in vielen Fällen Schwefelsäure (H₂SO₄) aufgrund ihrer günstigen Anschaffungskosten und der zusätzlichen Düngerwirkung eingesetzt (Ottosen u. a., 2009). Ebenso kann Salpetersäure (HNO₃) oder beispielsweise Aluminiumsulfat (Al₂(SO₄)₃) verwendet werden. Alternativ kann die Zugabe organischer Kohlenstoffquellen wie Melasse, Kleie, Molke, Kartoffelschalen, etc. ebenfalls eine gewisse Säurebildung in der Gülle hervorrufen.

Es kommt durch den Abbau energiereicher, reaktiver organischer Kohlenstoffquellen zu einer erhöhten Bildung von Kohlenstoffdioxid (CO₂), was eine ansäuernde Wirkung in der Gülle bewirkt. Jedoch kommt es durch das zumeist anoxische Milieu in der Gülle vermehrt zu Geruchs- und Methanemissionen, weswegen solche Stoffe besser in einer Biogasanlage mit zu vergären sind (Nyffe-

Säurezugabe

Besonderheiten:

- Reduktion von Ammoniak- und Methanemissionen
- Ansäuerung im Stall, Lager oder am Feld möglich
- Verzögerung der Nitrifikation
- Veränderung der Güllezusammensetzung
- Korrosive Atmosphäre für Beton
- Arbeitssicherheit ist zu beachten

Anlagekosten: Betriebskosten:

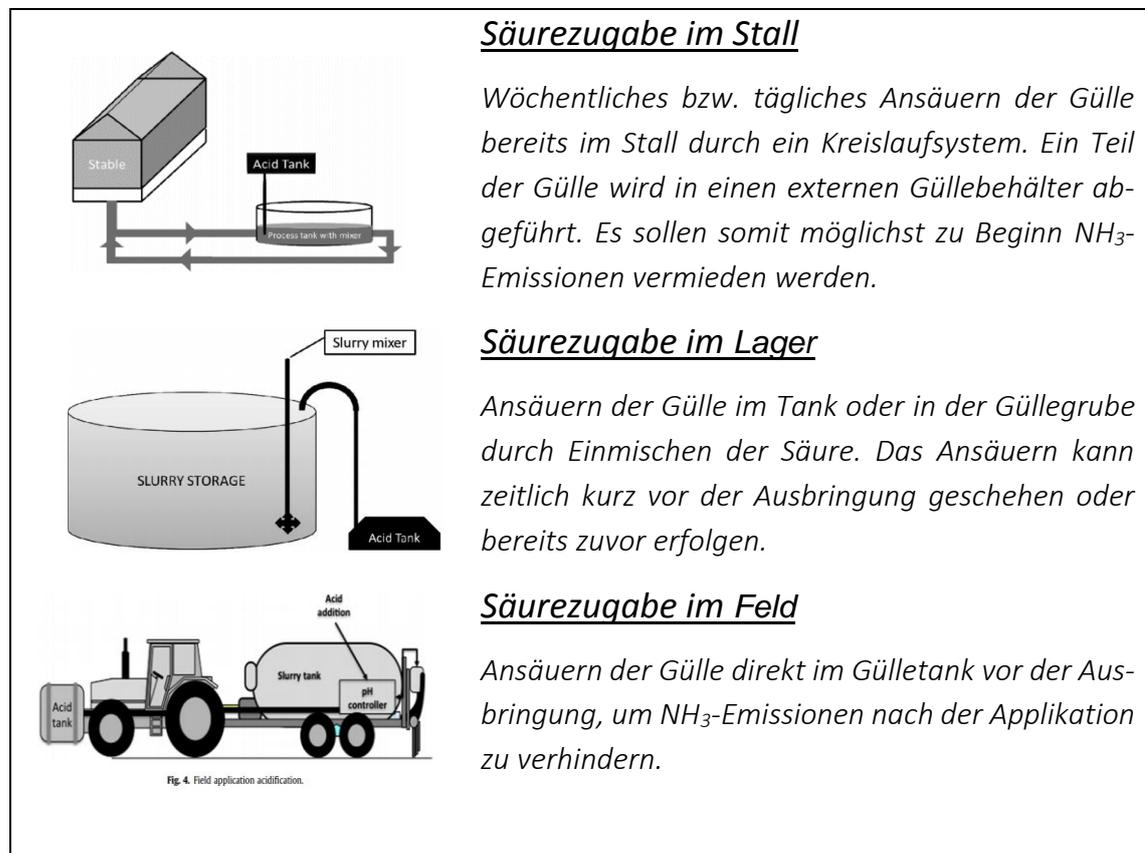
Keine Angabe Stall: Pro Schwein ca.
7,5 – 16 €/Jahr
Feld: ca. 0,7 €/m³

pH-Wert: Emissionsminderung:

<5,5 NH₃: bis zu 90 %
CH₄: bis 80 %

negger, 2013). Beim Ansäuern der Gülle können je nach dem Zeitpunkt der Zugabe drei maßgeblich verschiedene Verfahren unterschieden werden (Tabelle 4-1). (Fangueiro et al., 2015)

Tabelle 4-1: Verschiedene mögliche Zeitpunkte der Säurezugabe (Fangueiro u. a., 2015)



Die Säurezugabe wird vor allem großflächig in Dänemark eingesetzt, wo 20 % der gesamten anfallenden Gülle mit Säure behandelt wird. In anderen EU-Staaten mit hohen Gülleüberschüssen (Deutschland, Niederlande und Belgien) ist diese Technologie wenig verbreitet. Einen Vorteil der Säurezugabe sehen viele Bauern darin, anschließend auf kostenintensive Ausbringungstechniken wie den Schlitzverteiler verzichten zu können. Ein weiterer Vorteil von angesäuertem Gülle kann die Verbesserung der Gasausbeute in Biogasanlagen sein, wenn der Gülleanteil nicht mehr als 20 – 30 % beträgt. (Jacobsen, 2015)

Die Wirkung von Säure zur Reduzierung der Ammoniakemissionen wurde von mehreren Studien bestätigt, jedoch sind Ergebnisse zu Methan-, Kohlenstoff-, Schwefelwasserstoff-, und Lachgasemissionen oft nicht eindeutig. Versuche von Kai u. a. (2008) zeigen bei Einsatz von 96 %iger Schwefelsäure im Stall eine Ammoniakreduktion um 70 %. Dabei wurden 0,5 kg Säure in 100 l Schweinegülle gemischt. Bei der Geruchsentwicklung war keine Verbesserung zu erkennen. Regueiro u. a. (2015) stellte fest, dass Schweinegülle, deren pH-Wert durch Einsatz von Aluminiumsulfat auf 5,5 gesenkt wurde, Emissionsminderungen von Ammoniak, Methan, Kohlenstoffdioxid und Lachgas um 92 %, 81 %, 48 % und 88 %

erreichten. Versuche von Wang u. a. (2014) zeigen nach Ansäuern mit Schwefelsäure (pH 5,5) ebenfalls eine Reduktion von Ammoniak- und Methanemissionen um 80,8 % und 40,2 %. Eine Absenkung des pH-Wertes auf 6,5 reduzierte die Ammoniakemissionen hingegen nur mehr um 31,2 %. Es konnten keine Minderung der Methanemissionen festgestellt werden. Für eine effektive Unterdrückung der Ammoniak- und Methanemissionen ist somit zumindest ein pH-Wert von unter 5,5 anzustreben. Im Gegensatz zu den Untersuchungen von Regueiro u. a. (2015) stellten Velthof & Oenema (1993) sowie Fangueiro u. a. (2010) eine Erhöhung der Lachgasemissionen (pH 6,0) um über 100 % sowie 23 % bei Einsatz von Salpetersäure und Schwefelsäure fest. Methanemissionen konnten nach Versuchen von Berg u. a. (2006) und Berg & Pazsiczki (2006) bei Verwendung von Salzsäure und Salpetersäure um 40 – 65 % bzw. 17 – 75 % gesenkt werden.

Nach der Ausbringung von angesäuerter Schweinegülle konnten Versuche von Fangueiro u. a. (2010) eine Verzögerung der Ammoniumnitrifikation von 20 Tagen feststellen. Nach 60 Tagen waren die Werte für die Ammoniumkonzentration deutlich höher als bei unbehandelter Gülle, was aller Wahrscheinlichkeit nach auf die Verzögerung der Nitrifikation rückzuführen ist. Eine Reduktion der Ammoniakemissionen nach der Ausbringung konnte von Kai u. a. (2008) nachgewiesen werden. Dabei lagen die NH_3 -Emissionen von angesäuerter Gülle (pH 6,3) bezogen auf den gesamten Stickstoffgehalt nach 7 Tagen bei nur 16 %. Im Falle der unbehandelten Gülle hingegen gingen nach 7 Tagen nahezu 50 % des gesamten Stickstoffs verloren. Ebenso wurde in der gleichen Studie eine Ertragssteigerung für Winterweizen und Sommergerste festgestellt. Die Nährstoffwirksamkeit angesäuerter Gülle wurde so um 43 % erhöht.

Ein Ansäuern der Gülle verhindert nicht nur Emissionen, sondern verändert auch die Zusammensetzung der Gülle zum Teil deutlich. Dies kann eventuelle nachfolgende Separationstechniken entscheidend beeinflussen, indem die Viskosität der Gülle bei niedrigem pH-Wert durch die Veränderung des Sedimentationswiderstandes deutlich herabgesetzt wird. Dies ist auf die Verringerung des elektrischen Potentials der negativ geladenen Partikel zurückzuführen. Versuche von Cocolo u. a. (2016) zeigten um 50 %, 35 % und 10 % verringerte Abscheideraten für die Trockensubstanz bei Verwendung einer Schneckenpresse, Zentrifuge sowie einer Bandfilterpresse (siehe Kap. 4.2). Der Grund dafür liegt an einer deutlichen Erhöhung der Durchsatzraten aufgrund der geringeren Viskosität. So hatten die Feinpartikel weniger Zeit sich in der Festphase abzulagern. Ebenso bewirkt ein saures Milieu die Überführung von organisch gebundenem Phosphor sowie Magnesium und Kalzium in die gelöste Form. So zeigen Versuche von Hjorth u. a. (2015), dass bei unbehandelter Schweinegülle mit einem pH-Wert von 7,11 nur in etwa 8,8 % des Phosphors in gelöster Form vorliegen. Bei einem pH-Wert von 5,33 hingegen lässt sich der Anteil des gelösten Phosphors auf 85,5 % anheben. Ebenso wurde der Großteil des Magnesiums und Calciums in

die gelöste Form überführt. Auch Bilbao (2015) zeigte, dass sich durch die Separation angesäuerter Schweinegülle fast alle Hauptnährstoffe in die flüssige Phase überführen lassen (Abbildung 4-1). Damit werden durch Absenkung des pH-Wertes alle für die Pflanzen wichtigen Hauptnährstoffe in die flüssige Phase überführt. Sollen Nährstoffe durch eine Separation verstärkt in der Festphase zurückgehalten werden, kann sich dies negativ auf die Effizienz des Verfahrens auswirken. (Fangueiro u. a., 2015; Cocolo u. a., 2016)

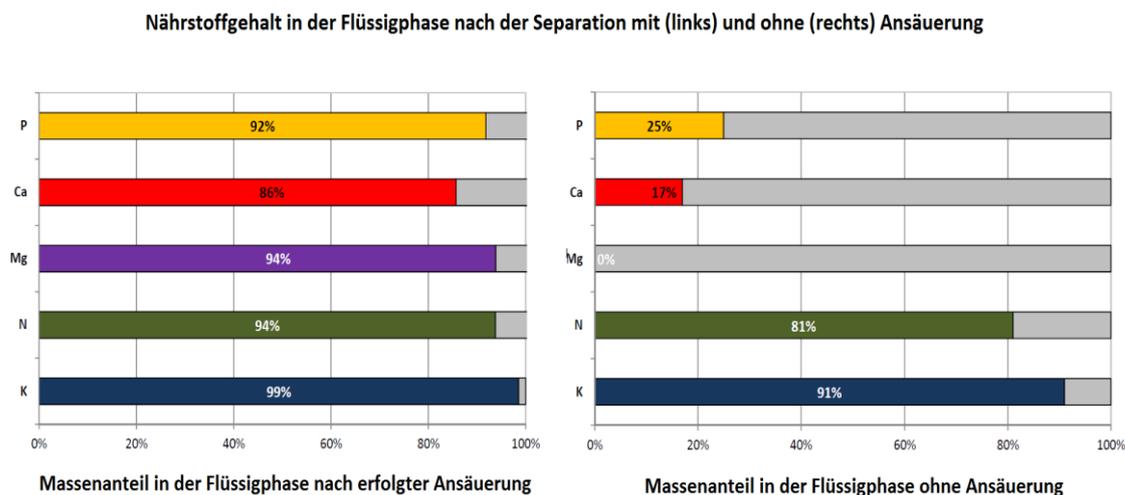


Abbildung 4-1: Nährstoffzusammensetzung der Flüssigphase mit (links) und ohne (rechts) Ansäuerung nach erfolgter Separation (Bilbao, 2015)

Insgesamt hat sich Schwefelsäure bei der Anwendung etabliert, da Salpeter- und Salzsäure höhere Kosten bei vergleichsweise geringer Ansäuerungseffizienz verursachen (Kureck & Ramp, 2014). Anzumerken ist allerdings, dass die Verwendung von Säuren nicht ungefährlich ist und unbedingt Arbeitsschutzmaßnahmen und -Vorschriften einzuhalten sind. Zudem besitzen Säuren eine korrosive Wirkung gegenüber Beton, weswegen Güllegruben eine spezielle Beschichtung benötigen (Breininger, 2017). Sollen Emissionen zudem langfristig während der Lagerung gesenkt werden, muss Säure in regelmäßigen Abständen nachdosiert werden. Die Gesamtkosten für die Säurezugabe im Stall betragen bei einem Betrieb mit ca. 1.300 Schweinen pro Schwein in etwa 16 €/Jahr. Für größer Betriebe mit etwa 3.300 Mastschweinen reduzieren sich die Gesamtkosten pro Schwein auf etwa 7,5 €/Jahr. Die Zugabe der Säure direkt während der Gülleausbringung erfordert Kosten von etwa 0,7 €/m³ Gülle. (Jacobsen, 2015)

4.1.3 Zugabe von Biokohle

Die Zugabe von Biokohle (auch Pflanzenkohle genannt) kann einen sinnvollen Schritt in der Güllebehandlung darstellen. Biokohle ist in der Lage, durch ihre hohe spezifische Oberfläche organische Verbindungen, Ammonium, Ammoniak sowie geruchsintensive und toxische Stoffe zu binden. Dies führt zu einer reduzierten Geruchsbildung sowie einer Verminderung der Ammoniak- und Nitratverluste durch Ausgasung und Auswaschung. Langfristig fungiert die Kohle als Langzeitreservoir für die jeweiligen Pflanzennährstoffe, wobei vor allem Nitrat zurückgehalten wird. (Schmidt, 2012; Ronsse u. a., 2013)

Zugabe von Biokohle

Besonderheiten:

- Geruchsverminderung
- Bindung von toxischen Stoffen
- Bindung von Nitrat im Boden
- Langzeitspeicher für Nährstoffe
- Verbesserung des Bodenlebens
- Aufbau von Humus

Laufende Kosten:

<i>Biokohle</i>	<i>Biokohle + EM</i>
1,85 €/m ³	2,30 €/m ³

pH-Wert: **Emissionsverminderung:**

5,5 – 10,5	<i>NH₃: pH abhängig</i>
	<i>NO₃: bis zu 100 %</i>

Aufgrund der hohen Wasserrückhalterate, die durch die poröse Struktur bedingte Bodenbelüftung, sowie dem hohen Kohlenstoffanteil, ist Biokohle zudem ein hervorragender Bodenverbesserer. Kohle ist sehr stabil und abbauresistent, schützt durch einen Ausgleich der pH-Bilanz vor Versäuerung des Bodens und verbessert die mikrobielle Umgebung (Lehmann u. a., 2006; Sohi u. a., 2010). Die Zugabe von Kohle zusammen mit organischen Pflanzen- sowie Tierabfällen zur Bodenverbesserung wurde schon vor ca. 8000 Jahren im Amazonas von den Indios angewendet. Die entstandene Schwarzerde, die sog. Terra Preta, zählt zu den fruchtbarsten Böden dieser Erde (Maia u. a., 2011). Wird Kohle der Einstreu beigemischt, kann sie flüssige Ausscheidungen aufnehmen und eine Versorgung des Mists mit Sauerstoff gewährleisten. Durch die hohe mikrobielle Aktivität kommt es somit zu einer Art Schnellkompostierung und Verminderung von Fäulnis und Gerüchen. Dieser Kompost kann anschließend zur Fruchtbarkeitssteigerung auf Feldflächen verwendet werden. Auch kann Biokohle direkt in der Fütterung zugesetzt werden (Rippel, 2017). Hier ist die optimale Menge entscheidend, damit den Tieren keine für das Wachstum notwendigen Nährstoffe entzogen werden (Maßwohl, 2017). (Ronsse u. a., 2013; Quicker & Weber, 2016)

Um Gülle mit Biokohle zu versetzen, sind nach Schmidt (2012) in etwa 2 Volumenprozent Biokohle von Nöten. Dabei ist darauf zu achten, dass die Kohle möglichst fein in Pulverform vorliegt, um eine gute Homogenität sowie eine problemlose Ausbringung zu gewährleisten. Der pH-Wert von Biokohle reicht normalerweise von 5,5 bis 10,5 und richtet sich nach dem Aschegehalt und der Zusammensetzung der Kohle. Das basische Milieu der Kohle kann unter Umständen die Ausgasung von Ammoniak verstärken. Biokohle mit neutralen bis sauren pH-

Werten ist daher als Güllezusatz vorzuziehen (Chen u. a., 2013; Schimmelpfennig u. a., 2014). Anderweitig bietet sich der Einsatz von Biokohle zusammen mit der Milchsäuregärung oder der Säurezugabe an (vgl. Kap. 4.1.1 & 4.1.2). Damit können unabhängig vom pH-Wert der Kohle basische Verhältnisse vermieden werden. (Quicker & Weber, 2016)

Versuche zum Nitratrückhaltevermögen von Biokohle haben Kammann u. a. (2014) untersucht. Ackerflächen wiesen um 60 % verringerte Nitratauswaschungsraten auf, wenn 30 t Biokohle pro Hektar aufgebracht wurden. Zusammen mit der gleichen Menge Kompost konnte die Nitratauswaschung vollkommen unterbunden werden. Ebenso wurde eine signifikante Verminderung von Lachgasemissionen festgestellt. Versuche mit Mais und Weizen haben zudem ergeben, dass Biokohle eine deutliche Steigerung der Erträge mit sich brachte, wenn gleichzeitig geringere Stickstoffdüngergaben (bis 50 kg N/ha) erfolgten. Zu hohe Stickstoffgaben jedoch zeigten keine oder nur geringe Ertragssteigerung. Insgesamt ist es anzuraten, Kohle vor der Ausbringung mit Nährstoffen zu sättigen. Wird Biokohle direkt auf die Ackerfläche gegeben, können dem Boden Nährstoffe entzogen werden. Biokohle sollte zuvor mit Nährstoffen in einem hochaktiven Milieu (Tiermagen, Kompost, Güllegrube etc.) beladen werden (Schmidt, 2012). (Kammann u. a., 2014)

Der gemeinsame Einsatz von Biokohle zusammen mit der Milchsäuregärung bzw. der Säurezugabe ist zu empfehlen, da das meist basische Milieu der Kohle Ammoniakemissionen begünstigen kann. Laut Hersteller EM-Süd® sollten pro 100 m³ Gülle in etwa 300 kg Biokohle zusammen mit 25 Liter EM-Güllezusatz eingesetzt werden. Der Preis für einen m³ Gülle beläuft sich auf 2,30 €. Die Gülle sollte frühestens nach etwa 14 Tagen ausgebracht werden, um eine ausreichende Nährstoffsättigung der Kohle zu erzielen. Die Kosten für die Biokohle allein betragen in etwa 1,85 € pro m³ behandelter Gülle.

4.1.4 Zugabe von Stickstoffstabilisatoren

Stickstoffstabilisatoren werden kurz vor oder während der Ausbringung der Gülle zugemischt, um die Umwandlung von Harnstoff zu Nitrat zu unterbinden. Je nach Wirkungsmechanismus kommen zwei unterschiedliche Stickstoffstabilisatoren zum Einsatz, die Ammoniumstabilisatoren auf der einen Seite, die Ureaseinhibitoren auf der anderen (Fuchs & Baumgartner, 2016). Durch den Einsatz von Ammoniumstabilisatoren lässt sich die Umwandlung von Ammonium (NH₄⁺) zu leicht löslichem Nitrat (NO₃⁻) verzögern. Das Ziel ist dabei, eine effektivere Ausnutzung der in der Gülle vorhandenen Stickstoffmenge zu erreichen, indem ein Überangebot an Nitrat verhindert wird. Es wird damit versucht, eine für die Pflanzen bedarfsgerechte Nitratversorgung sicherzustellen und der Gefahr der Nitratverlagerung entgegenzuwirken. Normalerweise dauert die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat durch die jeweiligen Mikroorganismen je nach Temperatur und Bodenverhältnisse in etwa 10 – 14 Tage. Der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen

setzt nun die Aktivität der für die Nitrifikation verantwortlichen Nitrosomonas-Bakterien herab, indem die Energiebereitstellung des dafür notwendigen Enzyms gehemmt wird (Olfs u. a., 2015). Dadurch kann je nach Temperatur eine Hemmdauer von etwa 4 – 8 Wochen erreicht werden. Neben der verminderten Nitratbildung kommt es zudem zur Reduktion von Lachgasemissionen. Es existieren auf dem Markt verschiedene Nitrifikationshemmstoffe. Die gängigsten sind *Didin*, *Piadin*, *Vizura* und *N-Lock*. Insgesamt bietet sich der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen vor allem in Kombination mit bodennahen Ausbringtechniken wie dem Schleppschlauchverteiler oder dem Gülleschlitzverfahren an. Hierbei kann auch die Menge des Wirkstoffes im Vergleich zur breitflächigen Gülleausbringung geringer ausfallen, da die Gülle hier konzentriert aufgebracht wird. Dies hat eine geringere Austauschfläche mit den im Boden lebenden Mikroorganismen zur Folge, was die Nitrifikation weiter verlangsamt. (Olfs u. a., 2015; Fuchs & Baumgartner, 2016)

Im Gegensatz zu den Ammoniumstabilisatoren setzen Ureaseinhibitoren bereits bei der Ammonifikation von Harnstoff an. Hierbei wird die Aktivität des Enzyms Urease während der Hydrolyse gehemmt. Da die Hydrolyse einen Anstieg des pH-Wertes in unmittelbarer Umgebung hervorruft, kann es besonders hier zu Stickstoffverlusten in Form von Ammoniak kommen. Durch den Einsatz von solchen Inhibitoren lässt sich je nach Bodentemperatur die Umwandlung von Harnstoff von 2 auf etwa 10 Tage verlängern. Der Harnstoff hat somit mehr Zeit, um in die Bodenlösung zu gelangen. Der Einsatz von Ureasein-

Zugabe von Stickstoffstabilisatoren

Besonderheiten:

- *Verzögerung der Nitrifikation bzw. Ammonifikation durch geeignete Hemmstoffe*
- *Verminderung der Nitratverlagerungsgefahr im Boden*
- *Bessere Nährstoffausnutzung*
- *Einsparung von zusätzlichen Düngegaben*

Kosten für

Dosieranlage:

1 700 – 2 100 €

Betriebskosten:

Abh. von Ausbringtechnik:

0,40 – 0,83 €/m³

hibitoren verhindert so die Stickstoffverluste durch Ammoniakausgasung. Die Wirkungsweise beider Stickstoffstabilisatoren zeigt Abbildung 4-2 nochmals. (Reichinger, 2015; Fuchs & Baumgartner, 2016)

Der Einsatz der Stickstoffstabilisatoren erfolgt zweckmäßig während der Befüllung des Güllewagens über einen Bypass, um eine optimale Durchmischung zu gewährleisten. Zum Einsatz kommen spezielle automatisierte Dosieranlagen, welche eine genaue und kontinuierliche Dosierung beim Befüllen ermöglichen. Alternativ kann auch der flüssige Hemmstoff direkt im Güllelager zugegeben werden. Die Gülle sollte dann aber innerhalb von 2 Wochen ausgebracht und zuvor in jedem Fall gut durchmischt werden. (Harms, 2015; Olfs u. a., 2015)

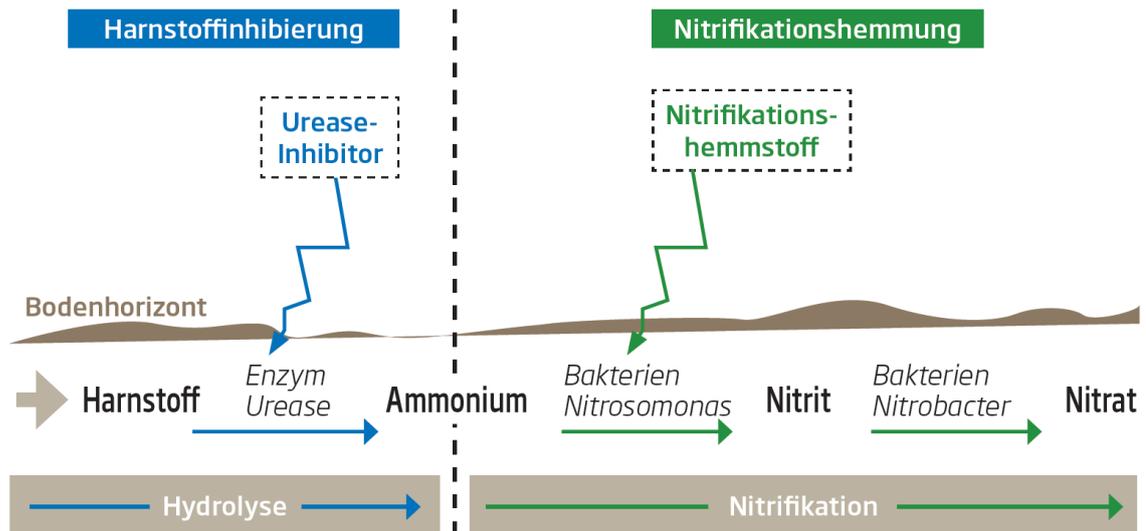


Abbildung 4-2: Wirkungsweise der verschiedenen Stickstoffstabilisatoren während der Umwandlung von Harnstoff zu Nitrat (Fuchs & Baumgartner, 2016)

Messungen der Ammoniumstickstoffkonzentration im Gülleband nach der Ausbringung haben ergeben, dass bei Einsatz von Didin die Konzentration nach 24 und 61 Tagen nur um 24 % und 31 % gesunken ist. Die Kontrollmessung ohne Hemmstoff ergab hingegen eine Absenkung der Ammoniumstickstoffkonzentration nach 24 und 62 Tagen um 32 % und 78 %. Der Hemmstoff Piadin hingegen verzeichnete eine Konzentrationsminderung von 14 % und 51 %. Auch Feldversuche von Schmidhalter u. a. (2011) zeigten ebenfalls eine deutliche Verzögerung der Nitrifikation um 35 Tage nach Einsatz von Piadin. Eine dreijährige Versuchsreihe mit den Landwirtschaftskammern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein zeigte zudem höher Trockenmasseerträge um teilweise 5,1 bis 7,6 %. (Olfs u. a., 2015)

Düngeversuche in Oberösterreich zeigten hingegen keinen Ertragsvorteil bei Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen. Dies wurde aber auch mit den generell sehr trockenen Witterungsbedingungen begründet, welche eine N-Mobilisierung im Boden erschwerten. Allerdings zeigte hierbei der Einsatz von Ureaseinhibitoren eine deutliche Ertragssteigerung. (Reichinger, 2015)

Laut Harms (2015) belaufen sich die Kosten für den Hemmstoff Piadin im Falle der Gülleinjektion auf etwa 12,30 €/ha. Auf ein Ausbringvolumen von etwa 30 m³ bezogen ergeben sich damit Kosten von etwa 0,40 €/m³. Reimer (2010) nimmt für die Zugabe von Stabilisatoren inklusive Aufwendungen für die Dosierung Kosten von 25 €/ha an. Die erforderliche Einsatzmenge beziffert er mit 4 – 7 l/ha. Bezogen auf ein Ausbringvolumen von 30 m³/ha würden Kosten von etwa 0,83 €/m³ anfallen. Eine Dosieranlage für ein Güllefass kostet beispielsweise von der Firma Agrotop zwischen ca. 1.700 und 2.100 € (Agrotop, 2014).

4.1.5 Zugabe von Flockungs- und Fällungsmitteln

Der Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln beruht auf der Überlegung, die Effizienz nachfolgender Separationstechniken zu verbessern. Die Separation zielt auf die Abtrennung von Feststoffen aus der Gülle ab (siehe Kap. 4.2). Mit Hilfe von Fällungs- und Flockungsmitteln lassen sich auch Kleinstpartikel in die Feststoffphase überführen, welche sonst durch viele Separationsverfahren nicht abgeschieden werden könnten. Vor allem Bandfilter sowie Siebtechniken profitieren erheblich von einer vorgeschalteten Flockung. Da die in der Gülle dispergierten Kleinstpartikel meist negativ geladen sind, stoßen sich diese gegenseitig ab und bleiben somit in Schwebelage. Ein natürliches Zusammenballen sowie Absetzen dieser Teilchen durch Sedimentation ist dadurch nicht möglich (siehe Kap. 4.2.1). Zudem kommt es durch diese Kleinstpartikel oft zu Versetzungserscheinungen von Filtern bzw. Sieben. Ziel der Flockungs- und Fällungsmittel ist es, diese Partikel zu neutralisieren und sie somit über Brückenbindungen oder Fällmittel in größere und leichter absetzbare Flocken zusammenzuführen (Abbildung 4-3). (Hjorth u. a., 2008)

Zugabe von Fällungs- und Flockungsmitteln

Besonderheiten:

- Zusammenballung von Partikeln
- Steigerung der Feststoffausbeute nachfolgender Separationstechniken
- Gezielte Ausfällung von Phosphor und org. Stickstoff
- Einsatz gesetzlich noch nicht geregelt
- Gesundheitliche Folgen noch nicht absehbar

Anlagekosten: Betriebskosten:

Keine Angabe	Flockung
	0,50 - 0,80 €/m ³

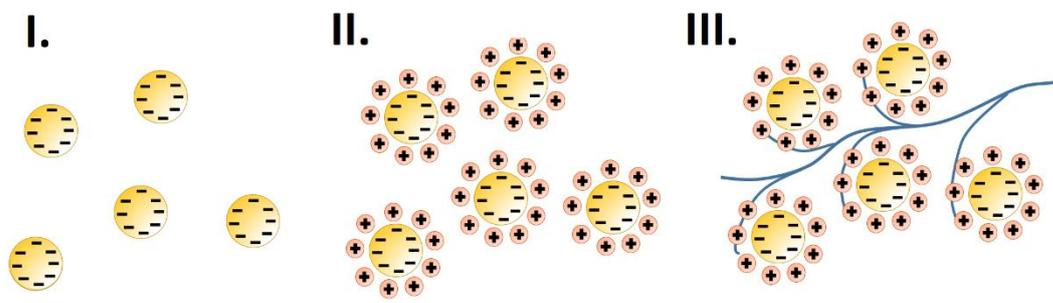


Abbildung 4-3: Die drei Phasen der Flockenbildung: I. Suspendierte freischwebende Partikel, II. Neutralisierung der Partikel; III. Quervernetzung durch Flockungshilfsmittel

Als Flockungsmittel kommen primär Eisen- (Fe^{3+}), Aluminium- (Al^{3+}) sowie Calciumsalze (Ca^{2+}) zum Einsatz. Aufgrund ihrer höheren Ladung erzielen jedoch dreiwertige Flockungsmittel bei gleicher Konzentration eine bessere Flockungswirkung als zweiwertige Mittel. Die jeweiligen Metallsalze sind in verschiedenen Formen erhältlich. Dazu zählen z. B. Aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), Aluminiumchlorid (AlCl_3), Eisenchlorid (FeCl_3), Eisensulfat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), Calciumcarbonat

(CaCO₃), Kalk (CaO) sowie Kalkmilch (Ca(OH)₂) (Ackerman & Cicek, 2010). Eisen- bzw. Aluminiumionen haben neben der neutralisierenden Wirkung zudem die Eigenschaft, Phosphor auszufällen. Die chemische Reaktion folgt der Gleichung 4-2 und der Gleichung 4-3. (Ndegwa u. a., 2001)



Für die Zugabe von Flockungsmitteln ist die optimale Dosierung entscheidend, da zu große Mengen das Ladungsverhältnis schnell umdrehen können und sich die Partikel dadurch dann wieder gegenseitig abstoßen würden. Ebenso werden in vielen Fällen langkettige organische Flockungshilfsmittel wie Polyacrylamid eingesetzt, welche je nach Einsatzgebiet verschiedene Ladungsdichten aufweisen. Hierbei lagern sich die langkettigen Polymere an die Partikeloberflächen an und formen somit größere Flocken. Untersuchungen haben gezeigt, dass langkettige Polymere mit mittlerer Ladungsdichte größere aber weniger dichte Flocken agglomerieren. Diese eignen sich gut für schwerkraftgetriebene Siebtechniken wie dem Vibrationssieb. Stark verzweigte Polymere fördern eher die Bildung von kleineren dichteren Flocken, welche sich für die Filterpressung besser eignen. (Hjorth u. a., 2008; Fuchs & Drosch, 2010)

Ndegwa u. a. (2001) untersuchte die Verbesserung der Sedimentationswirkung von Schweinegülle (1 % TS) durch Zugabe verschiedener Flockungsmittel. Durch die Zugabe von Aluminiumsulfat (500 – 2 000 mg/l) konnte nach 4 Stunden eine Erhöhung des Abscheidegrads für Feststoffe im unteren Drittel des Sedimentationsbehälters von ursprünglichen 66 % auf 74 – 96 % erreicht werden. Die Zugabe von Eisenchlorid (500 – 2.000 mg/l) erhöhte die Abscheidegrade auf 76 – 98 %, wobei erst bei Konzentrationen von 2.000 mg/l ein deutlicher Anstieg der Abscheiderate zu verzeichnen war. Für beide Flockungsmittel wurde eine optimale Zugabemenge von 1.500 mg/l ermittelt. (Ndegwa u. a., 2001)

Die Zugabe von Polyacrylamid (PAM) zur Verbesserung der Sedimentationswirkung von Schweinegülle mit Trockensubstanzgehalten von 2,2 – 7,3 % haben Walker & Kelley (2003) untersucht. Dabei konnte bei TS-Gehalten von 2,2 % schon bei Einsatz von 62,5 mg/l PAM ein Abscheidegrad von über 99,9 % erreicht werden. TS-Gehalte von 5,7 – 7,3 % erforderten die Zugabe von 375 mg/l, um eine mittlerer Abscheiderate von 92 % für die Feststoffe zu erreichen. Die Phosphor- und Stickstoffabscheideraten lagen bei 63 bzw. bei 77 %. (Walker & Kelley, 2003)

Die Auswirkungen der Polymerzugabe auf die Effizienz verschiedene Separationstechniken haben Hjorth u. a. (2008), Troy (2012) und Vanotti u. a. (2002)

untersucht. Die Abscheidegrade für Feststoffe wurden an der Trübung des Retentats nach erfolgter Separation festgemacht und konnten unter Einsatz einer Zentrifuge, einer Filterpresse (2 bar; 22 µm Filterweite) sowie einer Schwerkraftfiltration (200 µm Filterweite) in allen Fällen deutlich erhöht werden (Hjorth u. a., 2008). Zudem konnte durch die Zugabe des Polymers ein Verlegen der Filter verhindert werden. Versuche von Troy (2012) mit Schweinegülle (2,5 % TS) zeigten bei Einsatz von 3 Liter Aluminiumsulfat und 0,4 Volumenprozent Polyacrylamid eine Steigerung des Trockenmassegehaltes nach Verwendung einer Dekanterzentrifuge um bis zu 38 %. Vanotti u. a. (2002) konnte nachweisen, dass je nach Polymermenge bei Einsatz eines Siebes (0,1 mm) die Trockensubstanz-, Phosphor- sowie Stickstoffgehalte in der Festphase deutlich gesteigert werden konnten (Tabelle 4-2). Die Kosten pro m³ behandelter Schweinegülle (2,0 – 2,5 %TS) belaufen sich auf etwa 0,50 – 0,80 €. (Vanotti u. a., 2002; Hjorth u. a., 2008; Troy, 2012)

Tabelle 4-2: Mittlere Entfernungsraten für Schweinegülle mit TS-Gehalten von 0,4 bis 2,5 % unter Zugabe von verschiedenen Mengen PAM und Einsatz eines Siebes (0,1 mm) (Vanotti u. a., 2002)

<i>Polymermenge (mg/l)</i>	<i>TS (%)</i>	<i>COD (%)</i>	<i>BOD (%)</i>	<i>Gesamt-P (%)</i>	<i>Org.-P (%)</i>	<i>TKN (%)</i>	<i>Org.-N (%)</i>
0	15	5	7	10	10	7	13
20	29	19	26	21	21	13	23
80	79	59	52	63	77	26	61
140	95	69	59	74	92	35	85

Die Zugabe von Fällungs- und Flockungsmitteln stellt insgesamt eine ausgezeichnete Möglichkeit dar, um die Effizienz von Separationstechniken zu erhöhen und gezielt Phosphor sowie organisch gebundenen Stickstoff in die Festphase überzuführen. Kritisch betrachtet muss allerdings die oft eingeschränkte biologische Abbaubarkeit solcher synthetisch hergestellter Polymere. Gelangen diese Mikrokunststoffe auf die Felder, kann noch nicht abgesehen werden, inwieweit diese in gleicher oder veränderter Form vom Menschen aufgenommen werden können. So sind die Auswirkungen auf die Gesundheit noch nicht vollständig untersucht. In Deutschland sollen daher nur mehr Polymere zum Einsatz kommen, welche sich nach 2 Jahren um mindestens 20 % abgebaut haben. Alternativ stehen Polymere auf Basis von Chitin und Stärke zur Verfügung, welche eine bessere Abbaubarkeit aufweisen und keine gesundheitlichen Folgen nach sich ziehen. Praxisversuche zeigten jedoch einen bis zu dreimal höheren Konzentrationsaufwand gegenüber synthetischen Polymeren. Wie die österreichische Düngemittelverordnung diesen Sachverhalt aufnehmen und berücksichtigen wird, bleibt abzuwarten. (Lohaus, 2016)

4.2 Verfahren zur Feststoffseparation

Verschiedenste Phasentrennverfahren spielen bei der Gülleverwertung eine wichtige Rolle und werden in erster Linie dazu genutzt, den hohen Wassergehalt zu senken und somit Lagerraum einzusparen und Transportkosten zu senken. Auch setzen weitere Aufbereitungsverfahren eine vorherige Phasentrennung voraus (siehe Kap. 4.3 & 4.4). Da sich das Nährstoffverhältnis in der Fest- bzw. Flüssigphase zum Teil deutlich unterscheidet, können Verfahren zur Feststoffseparation auch dazu genutzt werden, die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor zu einem gewissen Grad gezielt abzutrennen. Der Großteil des vorhandenen Phosphors (ca. 90 %) liegt gebunden in der Festphase vor, wohingegen Stickstoff überwiegend als Ammoniumstickstoff in der Flüssigphase gelöst ist. Die unterschiedlichen Separationsverfahren weisen verschiedene Abscheidegrade für die einzelnen Nährstoffe auf. Für die Wahl des geeigneten Separationsverfahrens ist die Nährstoffbilanz des Betriebes entscheidend (Cielejewski u. a., 2014). Da die meisten organischen Kohlenstoffverbindungen im Feststoff enthalten sind, lässt sich durch die Separation eine höhere Energiedichte für z. B. die Biogasgewinnung erzielen. Allerdings kann es durch die Separation auch zu einer Überführung von zunächst gelösten Schwermetallen in die Festphase kommen, welche sich in ihr konzentriert ansammeln. (Hjorth u. a., 2010; Sommer u. a., 2013)

4.2.1 Eindickung

Die Eindickung der Gülle durch Sedimentation ist ein äußerst kostengünstiges und einfach zu implementierendes Verfahren zur Anreicherung von Nährstoffen, insbesondere von Phosphat. Da Schweinegülle natürliche Absetzeigenschaften besitzt, kann durch eine geeignet lange Verweildauer in einem Güllebehälter eine gewisse Absetzwirkung der Feststoffe erreicht werden. Es bildet sich am Boden eine Sinkschicht aus, welche im Vergleich zur Dünngülle Phosphat in bis zu 10-fach höheren Konzentrationen enthalten kann (Kowalewsky, 2017). Falls gewünscht, kann die Dünngülle in einen zweiten Behälter überführt werden.

Die tatsächliche Phosphat- und Trockensubstanzkonzentration im Sediment hängt davon ab, wie lange die Gülle gelagert wurde. In der Regel muss vor der

Eindickung

Besonderheiten:

- Gezielt Nährstoffanreicherung durch eine sich bildende Sinkschicht
- Steigerung der Feststoffausbeute für nachfolgende Separationstechniken
- Im Ein- oder Zweibehälterverfahren möglich

Kosten:

700 – 1.000 €
für zweite Entnahmeleitung
17.000 € für einen Eindicker

Betriebskosten:

Kosten für Pumpvorgang, Aufrühren und die Nährstoffanalyse von ca. 0,10 – 0,20 €/m³ (Cielejewski u. a., 2014)

TS-Gehalt:

Keine Angabe

Entfernungsraten:

ca. 66 % für N
ca. 90 % für P₂O₅

Entnahme der Sinkschicht eine gewisse Durchmischung stattfinden, um eine bessere Handhabung der Gülle zu erreichen. Es ist jedoch unter allen Umständen zu beachten, dass es bei einer Durchmischung vermehrt zur Freisetzung von gefährlichen Gasen kommen kann. Hier sind Ammoniak (NH_3) zu nennen, welches reizend auf die Atemwege wirkt, sowie Kohlendioxid (CO_2), Schwefelwasserstoff (H_2S) oder Methan (CH_4), welche zu Erstickungen führen und ein explosives Gemisch bilden können (Ellersiek & Cielejewski, 2010). Alternativ kann die entnommene Sinkschicht durch eine nachfolgende Separation weiter entwässert werden. (Laurenz & Kowalewsky, 2013; Cielejewski u. a., 2014).

Durch die Eindickung kann beispielsweise ein erheblicher Teil der Nährstofffracht in Betrieben entfernt werden, welche mit Gülleüberschüssen konfrontiert sind. Die Dünngülle kann zur Düngung auf die eigenen Hofflächen ausgebracht werden, wohingegen die Dickgülle abtransportiert oder für weitere Verfahren verwendet werden kann. Die technische Implementierung dieses Verfahrens geschieht durch eine einfache Installation einer zweiten Entnahmeleitung am oberen Teil des Güllebehälters. Die Kosten dafür belaufen sich auf etwa 700 – 1.000 €. Alternativ dazu kann auch ein Überlauf zum Abzug der Dünngülle dienen. Der Ablauf eines solchen Verfahrens ist schematisch in Abbildung 4-4 angeführt. Ebenso sind die zugehörigen Nährstoffgehalte der Dünn- bzw. Dickgülle mit aufgeführt. Bei der Planung ist zu bedenken, dass meistens ein weiterer Güllebehälter für die Lagerung der Dünngülle errichtet werden muss. Folgt die Ausbringung zeitlich direkt der Entnahme der Dünngülle, kann unter Umständen auf einen zweiten Behälter verzichtet werden. (Kowalewsky, 2017)

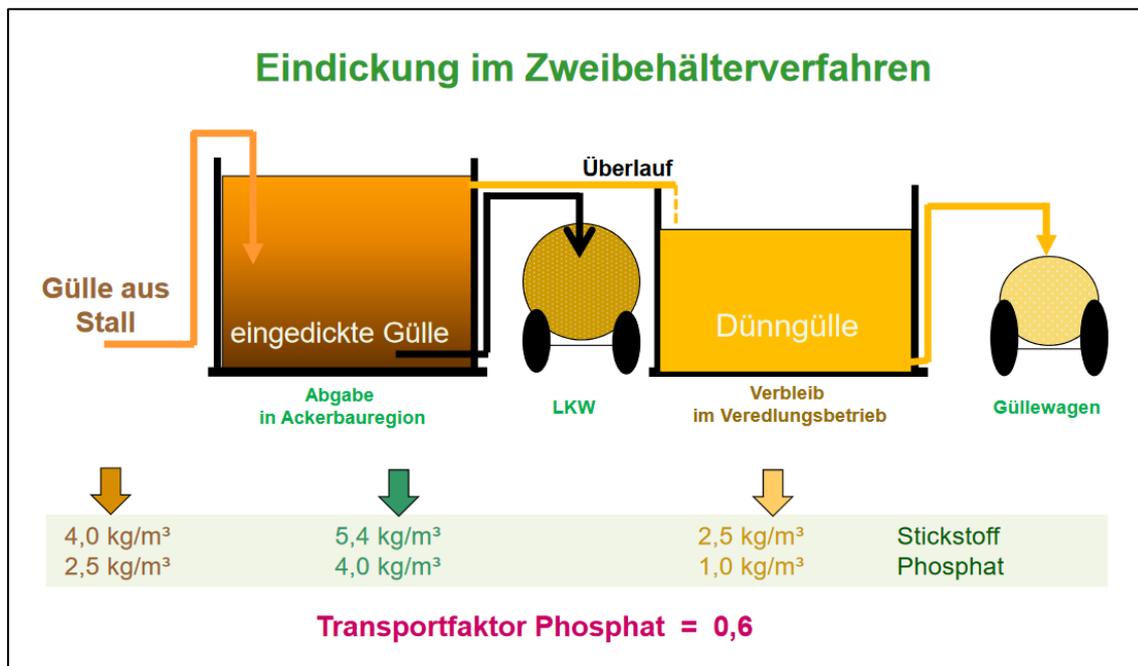


Abbildung 4-4: Eindickung von Schweinegülle im Zweibehälterverfahren und die dazugehörigen Nährstofffrachten (Laurenz & Kowalewsky, 2013)

Insgesamt gestaltet es sich als schwierig, genaue Nährstoffgehalte für die Dick- bzw. Dünngülle zu benennen, da bislang keine Richtwerte vorliegen oder gefunden wurden. Die Nährstoffgehalte hängen zudem stark von der Sedimentationsdauer, dem Trockensubstanzgehalt, der Entnahmetiefe sowie der Fütterungsgrundlage der Tiere ab. Ebenso kann keine eindeutige Trennlinie zwischen Dick- und Dünngülle gezogen werden. Somit müssen die Nährstoffgehalte immer spezifisch bestimmt werden. Erfahrungswerte zeigen jedoch, dass sich bis zu 90 % des Phosphates und etwa 60 % des Stickstoffs und Kalis in der dicken Phase befinden (Cielejewski u. a., 2014). Beline u. a. (2004) zeigten in Versuchen, dass sich während der Sedimentation von zuvor belüfteter Schweinegülle etwa 63 % des Phosphors in der eingedickten Gülle abgesetzt haben. Allerdings fehlen auch hier genaue Angaben zum Sedimentationsvolumen. Nach Laurenz & Kowalewsky (2013) ist in der Dickgülle die Phosphatkonzentration um etwa das 4-fache erhöht (Abbildung 4-4). Für Stickstoff ist eine in etwa 2,2-fache Konzentration festzustellen. In Abbildung 4-5 werden die Nährstofffrachten im Einbehälterverfahren ersichtlich. Dickgülle sowie Dünngülle liegen hier im gleichen Mengenverhältnis vor. Die Stickstoffkonzentration ist auch hier in der Dickgülle um das 2-fache erhöht. Es wird damit ein Stickstoffabscheidegrad von 66 % erreicht. Die Konzentration von Phosphat in der Dickgülle ist jedoch hier in etwa 11-mal so hoch, was einen Abscheidegrad von 92 % bedeutet (Kowalewsky, 2014). Weswegen die Phosphatkonzentration im Einbehälterverfahren deutlich höher als im Zweibehälterverfahren ist, wird aus den angegebenen Daten nicht ersichtlich.

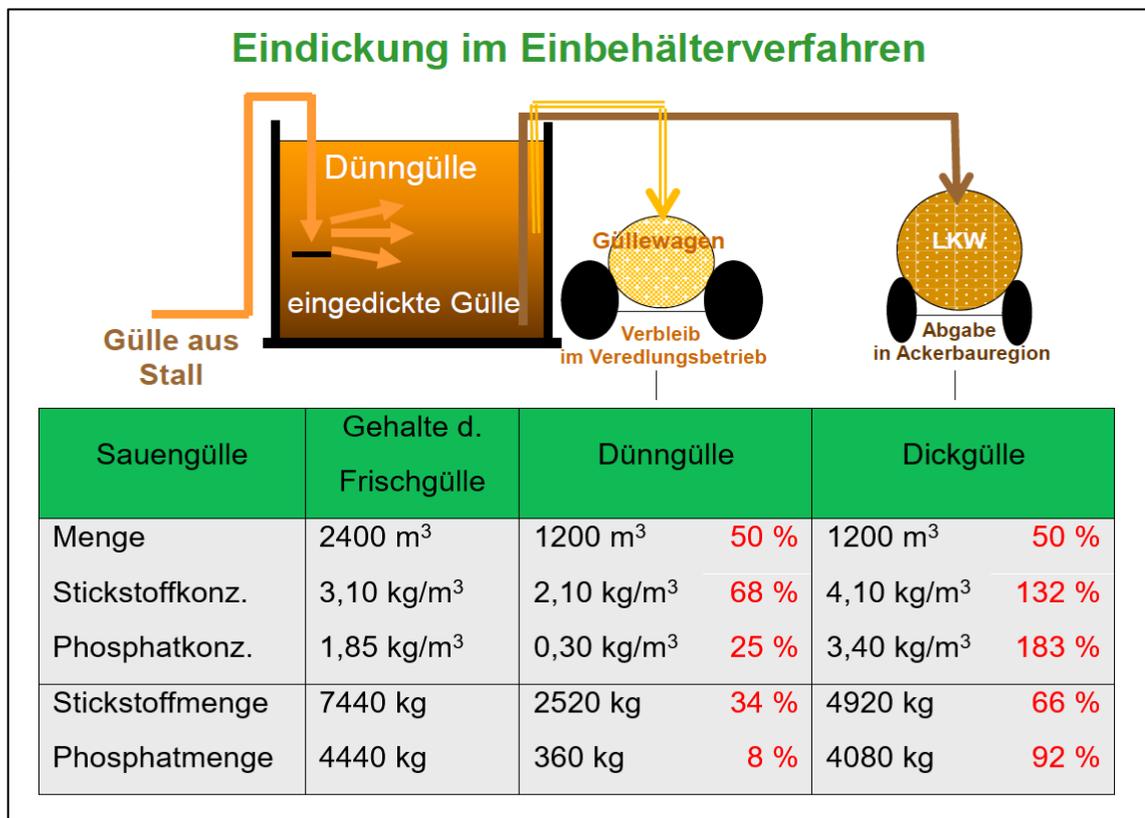


Abbildung 4-5: Eindickung von Schweinegülle im Einbehälterverfahren mit den dazugehörigen Nährstofffrachten (Kowalewsky, 2014)

Die Abhängigkeit der Nährstoffkonzentration von der Behältertiefe wird nochmals in Tabelle 4-3 ersichtlich. Der stärkste Konzentrationsunterschied ist bei der Phosphatkonzentration zu erkennen. So ist diese am Boden des Behälters nach genügend langer Absetzzeit um das 81-fache gegenüber dem obersten Bereich erhöht. Für Stickstoff ist in etwa wieder eine 2-fach höhere Konzentration am Boden zu verzeichnen. Die Konzentration von Kali hingegen ist hier von der Entnahmetiefe unabhängig. Diese Werte geben einen guten Anhaltspunkt über die Trenneigenschaften des Eindickverfahrens. Allerdings sollte in der Praxis immer eine spezifische Bestimmung der Nährstoffgehalte erfolgen. (Kowalewsky, 2014)

Tabelle 4-3: Nährstoffverteilung von Sauen- und Ferkelgülle in verschiedenen Bereichen des Lagerbehälters (Ergebnisse einer Untersuchung von GS-agri) (Kowalewsky, 2014)

Behälter-Bereich	Entnahmetiefe	Nährstoffgehalte in kg/m ³		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Oben	1 m	2,6	0,2	1,9
Mitte oben	2 m	2,1	0,3	2,0
Mitte unten	3 m	5,7	13,2	2,1
Unten	4 m	5,6	16,1	2,1
Maximaler Differenzfaktor		2,1	80,5	1,1

Alternativ kann die Sedimentationsleistung nochmals aktiv durch spezielle Eindicker erhöht werden. Diese sind zumeist am oberen Ende zylindrisch und laufen nach unten hin konisch zu. Der Betrieb kann chargenweise oder kontinuierlich erfolgen. Die Gülle wird von oben in den Behälter eingebracht und nach gewisser Absetzzeit am konischen Ende abgezogen. Die Effektivität lässt sich nochmals durch umlaufende Rührer oder durch Vibration erhöhen (Hjorth u. a., 2010). Die Kosten für einen Eindicker mit einem Volumen von 350 m³ belaufen sich auf etwa 17.000 € (Levasseur, 2004). Untersuchungen von Ndegwa u. a. (2001) zeigen eine starke Abhängigkeit der Absetzleistung vom Trockensubstanzgehalt und der Sedimentationszeit (Abbildung 4-6). Die effizienteste Entfernung der Trockenmasse mit ca. 60 % konnte bei einem ursprünglichen TS-Gehalt von 1 – 2 % erreicht werden. Flockungsmittel (vgl. Kap.4.1.5) sowie längere Absetzzeiten könnten die Absetzleistung weiter verbessern. (Ndegwa u. a., 2001)

Insgesamt stellt das Eindickverfahren eine kostengünstige Alternative zu teuren Separationsverfahren dar, mit dem sich bereits Nährstoffe zu einem gewissen Grad abtrennen lassen. Somit ist dieses Verfahren vor allem für Betriebe interessant, welche nur geringe Nährstoffüberschüsse aufweisen und durch die Eindickung bereits die nötige Nährstoffentlastung schaffen. Die Einsparung von Transportkosten ergibt sich durch die erhöhten Nährstoffgehalte in der Dickgülle, womit das abzugebende Volumen kleiner ausfallen kann.

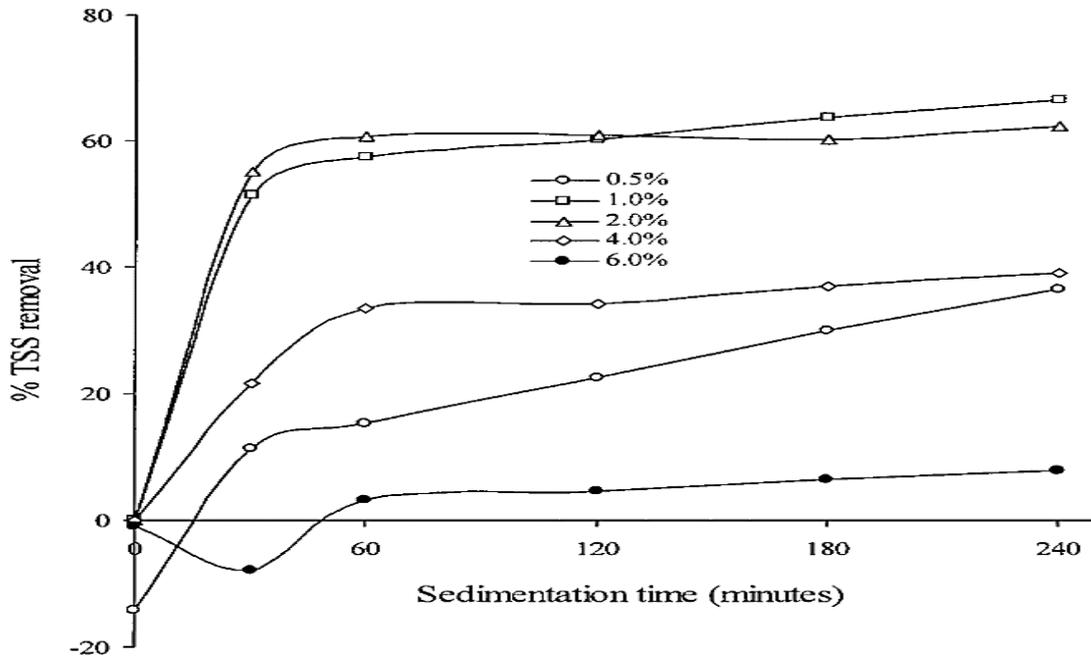


Abbildung 4-6: Einfluss des TS-Gehaltes der Rohgülle auf die Sedimentationsleistung (Trockenmasseentfernungsrate) (Ndegwa u. a., 2001)

4.2.2 Schneckenpressung

Die Schneckenpressung stellt eines der gängigsten Verfahren zur Feststoffseparation dar und findet weite Verbreitung in der Gülleseparation. Bei diesem Verfahren wird das zu entwässernde Material durch eine sich langsam drehende Schnecke zusammengedrängt und somit entwässert. In der Mitte des Zylinders befindet sich ein geschlitzter Siebkorb, durch den die Flüssigkeit austreten kann. Am Austragsende der Pressschnecke befinden sich Widerstandsklappen, welche die Stauwirkung des Feststoffes regeln. Zusammen mit der Schneckendrehzahl, dem Vordruck der Zuführung, der Maschenweite des Siebkorbessowie dem Gegendruck der Widerstandsklappen kann so der Entwässerungsgrad gesteuert werden (Fuchs & Drosch, 2010; Wobser, 2016). Das Substrat durchläuft bei diesem Vorgang eine gewisse Durchmischung und ist Scherspannungen, sowie einer Temperaturerhöhung durch Reibung ausgesetzt. Dies kann zu einer

Schneckenpressung

Besonderheiten:

- Abtrennung der Feststoffe durch Filterpressung
- Mobile Ausführung möglich
- Robust und wartungsarm
- Einfach zu implementieren
- Höhere Biogasausbeuten möglich

Kosten:

17.000 –
40.000 €

Betriebskosten:

1,45 – 4,00 €/m³

TS-Gehalt:

20 – 40 %

Entfernungsraten:

ca. 8 – 16 % für N
ca. 10 -30 % für P₂O₅

Depolymerisation von Zellulose, Ligninen und Proteinen führen, was sich bei einer nachfolgenden Biogasgewinnung durch höhere Methanausbeute bemerkbar machen kann. (Hjorth u. a., 2011; Kowalewsky, 2017)

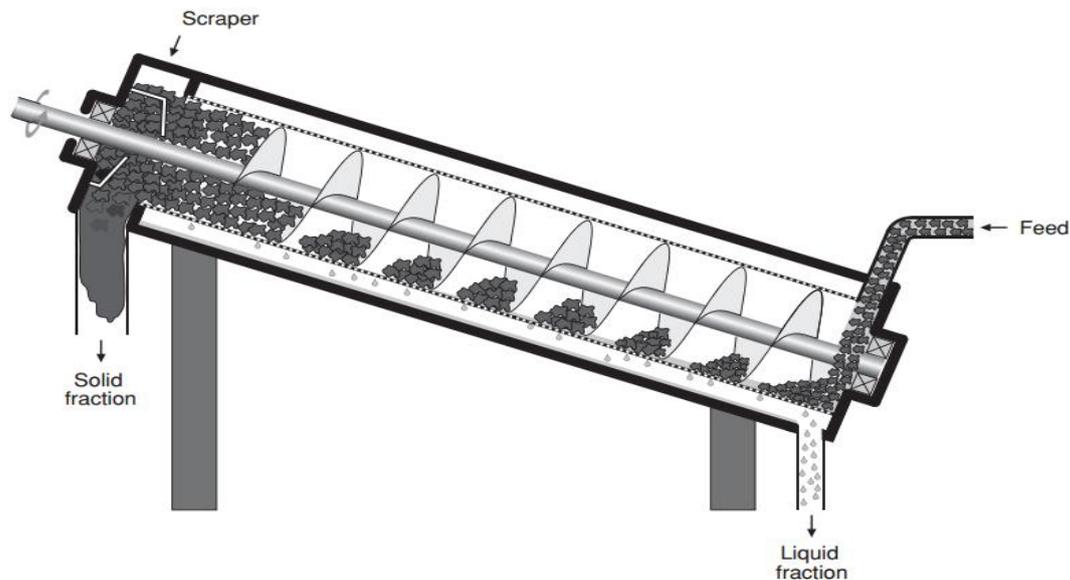


Abbildung 4-7: Typischer Aufbau einer Pressschnecke (Sommer u. a., 2013)

Die Filterweite des Siebkorbes kann oft in einem relativ weiten Bereich eingestellt werden und liegt üblicherweise zwischen 250 – 750 μm (Hjorth u. a., 2011; Cielejewski, 2013; Arens, 2017). Der Durchmesser der größten Partikel in der ablaufenden Flüssigphase reicht von etwa 0,5 – 1,0 mm. Durch eine Einengung der Schnecke bzw. Verdickung der Welle gegen Austragsende hin, wird eine weitergehende Verdichtung erreicht, was zu einer noch besseren Entwässerung führt. Die Reinigung des Filters erfolgt durch intern angebrachte Bürsten und durch regelmäßig erfolgende Spülungen von außen. Ein schematischer Aufbau einer solchen Pressschnecke ist in Abbildung 4-7 dargestellt. Alternativ kann die Anlage auch in einer mobilen Bauweise errichtet werden, wodurch sie je nach Bedarf von einem Betrieb zum anderen transportiert werden kann. Typische Durchsatzwerte variieren je nach Baugröße zwischen 5 – 120 m^3/h . (Fuchs & Drosig, 2010; Arens, 2017)

Der Trockensubstanzgehalt des Feststoffes liegt bei der Pressschneckenseparation in etwa zwischen 20 – 40 % und ist stark von der Charakteristik der Schweinegülle sowie dem Aufbau und den Einstellungen der Schneckenpresse abhängig. Hothan & Brauckmann (2010) haben eine Beprobung von 6 verschiedenen Schneckenpressen durchgeführt, um die unterschiedlichen Abscheidegrade verschiedener Modelle aufzuzeigen. In allen Versuchen wurde dieselbe Schweinegülle mit einem Trockensubstanzgehalt von 5 % verwendet. Abbildung 4-8 und Tabelle 4-4 zeigen die erzielten Abscheidegrade der einzelnen Modelle sowie die mittleren Abscheideraten.

Mittlere Abscheidegrade der 6 Schneckenpressen

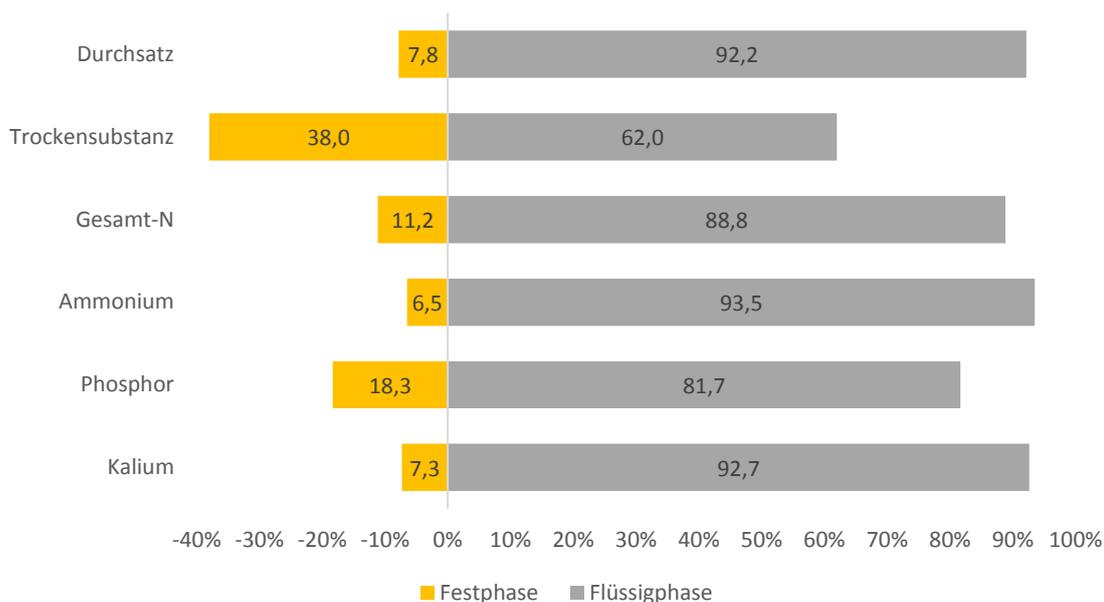


Abbildung 4-8: Mittlere Abscheidegrade aller Schneckenpressen in graphischer Darstellung (Hothan & Brauckmann, 2010)

Tabelle 4-4: TS-Gehalt und Abscheidegrad der Festphase aller 6 beprobten Schneckenpressen (Hothan & Brauckmann, 2010)

ABSCHIEDERADE IN DER FESTPHASE IN %

HERSTELLER / TYPENBEZEICHNUNG	TS-Gehalt %	Durchsatz	TS	Gesamt-N	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O
GYLLEX AL-2 AGRO A/S	23,5	11	45	16	10	28	11
FAN SEPARATOR GMBH PSS 5.2-780	33,2	6	35	9	5	18	6
NOCK-MASCHINENBAU GMBH SEPARATOR SP 254.1	34,2	7	41	11	6	21	7
BIG DUTCHMAN INTERNATIONAL GMBH / OPTIPRESS II	30,5	6	35	9	5	16	5
ANONYM I	20,6	8	31	10	6	13	7
ANONYM II	25,4	9	41	12	7	14	8

Aus den Ergebnissen wird ersichtlich, dass die Bandbreite für die Phosphorabscheidung zwischen 13 und 28 % variiert. Bei einem durchschnittlichen Mengenanteil von 7,8 % der Festphase und einem Phosphatabschieidegrad von 18,3 % lässt sich damit in der Festphase eine ca. 2,3-fach erhöhte Phosphatkonzentration gegenüber der Rohgülle erreichen. Der Anteil am Gesamtstickstoff erreicht in der Festphase nur etwa das 1,4-fache von dem der Rohgülle, wohingegen Ammoniumstickstoff in etwa zu gleichen Teilen in beiden Phasen vorhanden ist. (Hothan & Brauckmann, 2010)

Die Kosten für die Schneckenpresse richten sich nach dem möglichen Durchsatz sowie der gewünschten Ausführung. Üblicherweise liegen die Anlagekosten hierbei zwischen 17.000 und 40.000 € (Levasseur, 2004; Arens, 2017). Die Betriebskosten reichen von etwa 1,45 bis 4,0 €/m³ (Foged u. a., 2011; Arens, 2017). Insgesamt stellt die Schneckenpressung eine kostengünstige Form der Feststoffseparation dar, welche aber im Vergleich zu anderen Verfahren geringere Nährstoffabschieidegrade erzielt.

4.2.3 Dekanterzentrifuge

Die Wirkung der Zentrifugalkräfte und die damit verbundene Phasentrennung macht sich das System der Dekanterzentrifuge zu Nutze. Dabei werden Feststoffe, wenn ihre Sedimentationsgeschwindigkeit hoch genug ist, an den Rand des Zylinders gedrängt und mittels der Transportschnecke zum Austragsende ausgelesen. Durch die hohen einwirkenden Gravitationskräfte lassen sich so auch Partikel abscheiden, welche sich sonst nicht absetzen würden. Die Abscheiderate für Feststoffe ist bei diesem Verfahren demnach relativ hoch.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit hängt von der Partikelgröße, ihrer Form, der Viskosität, sowie der Dichtedifferenz von Feststoff und Trägerflüssigkeit ab. Erreicht werden die Zentrifugalkräfte durch eine sich schnell rotierende Manteltrommel, welche mit etwa 3.000 – 4.000 U/min rotiert (Abbildung 4-9). Die Rotationsgeschwindigkeit der Transportschnecke ist gegenüber dem Mantel leicht erhöht. Durch die hohen Umdrehungsgeschwindigkeiten kann es jedoch durch eventuell in der Gülle vorhandene Steine zu Abrieberscheinungen kommen, was die Lebensdauer der Zentrifuge verkürzen kann (Kowalewsky, 2017).

Dekanterzentrifuge

Besonderheiten:

- *Abtrennung der Feststoffe durch Zentrifugalkräfte*
- *Mobile Ausführung möglich*
- *Wartungsintensiv*
- *Abscheidung von Kleinstpartikeln*

Kosten:

> 100.000 €

Betriebskosten:

7,00 – 8,00 €/m³

TS-Gehalt:

25 – 30 %

Entfernungsraten:

ca. 15 – 35 % für N

ca. 70 – 90 % für P

Über einen Zulauf gelangt die Gülle kontinuierlich in etwa die Mitte des Vollmantels. Die geklärte Flüssigkeit fließt durch die Freizonen der Transportschnecke und läuft dann am Überlaufwehr ab. Die Zentrifuge kann dabei sowohl vertikal als auch horizontal ausgeführt sein. Zudem existieren mobile Anlagen, welche eine ortsungebundene Behandlung der Gülle ermöglichen. (Fuchs & Drosig, 2010; Hjorth u. a., 2010; Sommer u. a., 2013; Hermus, 2017)

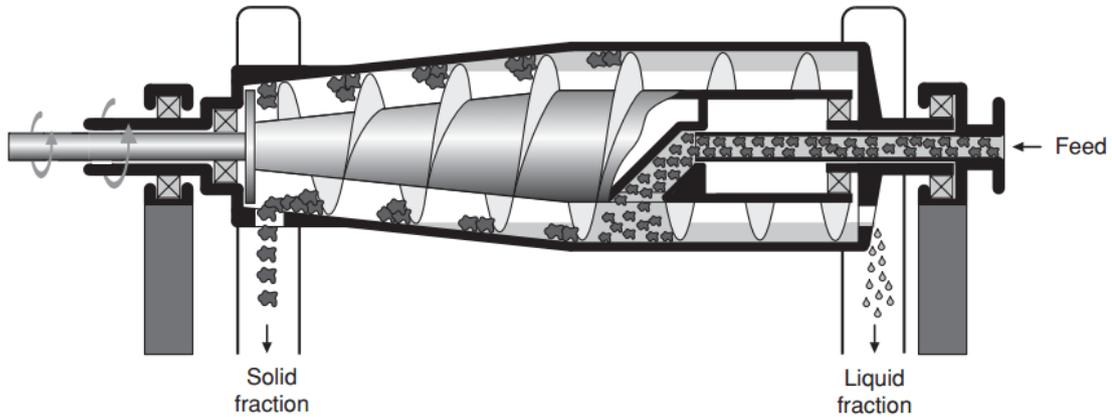


Abbildung 4-9: Schematische Darstellung einer Dekanterzentrifuge (Sommer u. a., 2013)

Tabelle 4-5: Kenndaten verschiedener Dekanterzentrifugen für Schweinegülle mit der entsprechenden Abtrennleistung (Hothan & Brauckmann, 2010; Hermus, 2017)

Abscheidegrade in der Festphase in %

Hersteller / Typenbezeichnung	TS-Gehalt der Festphase in %	Durchsatz	Durchsatz	TS	Gesamt-N	NH ₄ -N	Gesamt-P	K ₂ O
RWG Emsland-Süd eG Huning / Mobiler Dekanter	25	25 -35 m ³ /h	-	-	-	-	80	-
Spaleck Oberflächentechnik / Zentrifuge N4	28,6	1,1 - 2,4 m ³ /h	13	60	19	13	68*	13
Westfalia Separator Production GmbH / UCA 501-0032	26,3	21.544 kg/h	12	60	23	15	80*	12
Literaturwerte	TS-Gehalt der Rohgülle							
(Møller u. a., 2007)	8,9		22	69	34	22	87	-
(Møller u. a., 2007)	5,1		9	51	17	10	71	
(Møller u. a., 2007)	4,0		7	52	17	7	70	
(Møller u. a., 2007)	6,8		26	70	36	26	82	
(Møller u. a., 2002)	5,3		13	60	29	-	62	
(Møller u. a., 2002)	2,6		5	33	13	-	66	

* P₂O₅

Der große Vorteil der Zentrifuge gegenüber anderen Methoden liegt in der hohen Abscheiderate von Phosphor (Tabelle 4-5). Allerdings liegen die Investitionskosten sowie der Energieverbrauch im Vergleich zu anderen Separationstechniken deutlich höher. Sie reichen meist über 100.000 € (Wetter u. a., 2017). Die Investitionskosten für die mobile Huning-Zentrifuge der RWG Emsland-Süd eG belaufen sich auf 400.000 € (Hermus, 2017). Die Betriebskosten sowie der Energieverbrauch für die mobile Anlage reichen von 7,00 – 8,00 €/m³ bzw. von 0,80 – 1,00 kWh/m³. Dabei sollte die Auslastung mindestens 1.500 Stunden bzw. 40.000 m³ im Jahr betragen (Wobser, 2016).

4.2.4 Bandfilterpresse

Die Separation durch eine Bandfilterpresse findet vor allem in der Abwassertechnik zur Klärschlamm entwässerung seine Anwendung, kann aber ebenso in der Gülleseparation zum Einsatz kommen. Bei der Bandfilterpresse gelangt die Gülle über einen Zulauf auf ein perforiertes Siebband, welches als Endlosband geführt wird. Durch das umlaufende Siebband wird die Gülle kontinuierlich durch die Anlage befördert. Zu Beginn findet bereits durch die Siebmaschen mit Hilfe der Schwerkraft eine gewisse Vorentwässerung statt. Die eigentliche Entwässerung erfolgt durch einen mechanischen Pressvorgang. Das Filterband wird hier mit der darauf liegenden Gülle mit einem zweiten Band zusammengeführt und über eine Abfolge von rotierenden Zylindern zusammengepresst. Am Austragsende wird der nun entwässerte Filterkuchen über eine mechanische Einrichtung ausgetragen (Abbildung 4-10). Die Entwässerungsleistung ist zum einen von der Maschenweite des Filterbandes, dem Ausgangsmaterial, der Durchlaufzeit und -menge, sowie dem Vordruck des Bandes durch die rotierenden Zylinder abhängig. Alternativ kann auch ein Vakuumbandfilter verwendet werden, bei dem der Filterkuchen zusätzlich durch Unterdruck entwässert wird. Eine Absaugeinrichtung sorgt unterhalb des Filterbandes für den entsprechenden Druckunterschied. Diese Technik ist allerdings mit höheren Kosten verbunden. Um dieses Verfahren effizient betreiben zu können, ist fast immer die Zugabe von Fällungs- und Flockungsmitteln von Nöten (siehe Kap. 4.1.5). Die erzielbaren Abscheidegrade bei Schweinegülle sind in der Tabelle 4-6 dargestellt, wobei für dieses Verfahren nur sehr wenige Werte gefunden wurden. (Fuchs & Drosig, 2010; Sommer u. a., 2013)

Bandfilterpresse

Besonderheiten:

- *Abtrennung der Feststoffe durch Filterpressung*
- *Mobile Ausführung möglich*
- *Zugabe von Flockungsmitteln notwendig*

Kosten:

30.000 –
125.000 €

Betriebskosten:

ca. 1,5 €/m³

TS-Gehalt:

25 – 35 %

Entfernungsraten:

ca. 30 % für N

ca. 40 -75 % für P

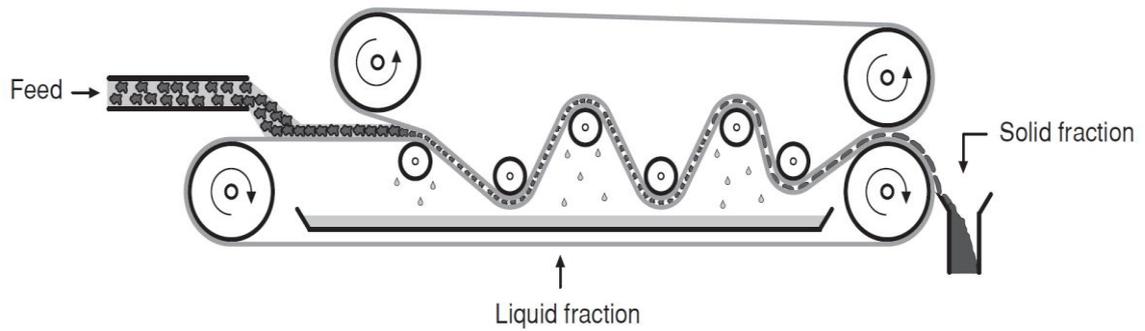


Abbildung 4-10: Schematischer Aufbau einer Bandfilterpresse mit mehreren Umlenkzylindern (Sommer et al., 2013)

Für die Anlagekosten wurden zum Vergleich Anlagen zur Klärschlammmentwässerung herangezogen. Je nach Größe liegen die Kosten zwischen 30.000 € und 125.000 €. Die Betriebskosten liegen bei einem täglichen Durchsatz von etwa 65 m³ bei etwa 1,5 €/m³. (Luft u. a., 2012; Herbert, 2016; Wetter u. a., 2017)

Tabelle 4-6: Abscheidegrade der Bandfilterpresse für die Festphase bei Schweinegülle nach unterschiedlichen Literaturangaben

Abscheidegrade in der Festphase
in %

Quelle	TS-Gehalt % der Rohgülle	Filtergröße (mm)	Durchsatz	TS	Gesamt-N	P ₂ O ₅
Møller et al., 2000*	5,7	3,0	30	62	34	39
(Zhang & Westerman, 1997)	3-8	0,1	-	47 - 59	32 - 35	18 - 21
(Stralka & Samuelson, 2010)	-	-	9	35	29	73

4.2.5 Rotationsfilterpresse

Die Rotationsfilterpresse ist ein relativ neues Verfahren zur Feststoffseparation und wurde im Auftrag der kanadischen Regierung 1992 entwickelt. Sie findet hauptsächlich im nordamerikanischen Raum Verbreitung. Bei der Rotationsfilterpresse wird die Gülle bei geringem Druck kontinuierlich durch zwei sich parallel drehende Siebplatten durch einen umlaufenden Kanal befördert. Das Filtrat tritt hier auf ganzer Länge durch die Siebplatten aus, wohingegen die Feststoffe zurückgehalten und am Ende als Filterkuchen ausgetragen werden (Abbildung 4-11). Die Entwässerungsleistung ist von der Filterweite, den Reibungskräften und der gesamten Umlauflänge abhängig. Diese kann zusätzlich durch eine Widerstandseinrichtung am Ende der Presse hin in einem gewissen Bereich variabel eingestellt werden. Eine Spülung der Kammer zu Reinigungszwecken kann einmal täglich erfolgen und nimmt ca. 5 Minuten in Anspruch. (Foged u. a., 2011; Fournier Industries Inc., 2017)

Rotationsfilterpresse

Besonderheiten:

- Geschlossenes System
- Keine Geruchsbelästigung
- Zugabe von Flockungsmitteln notwendig

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

TS-Gehalt:

> 25 %

Entfernungsraten:

Keine Angabe

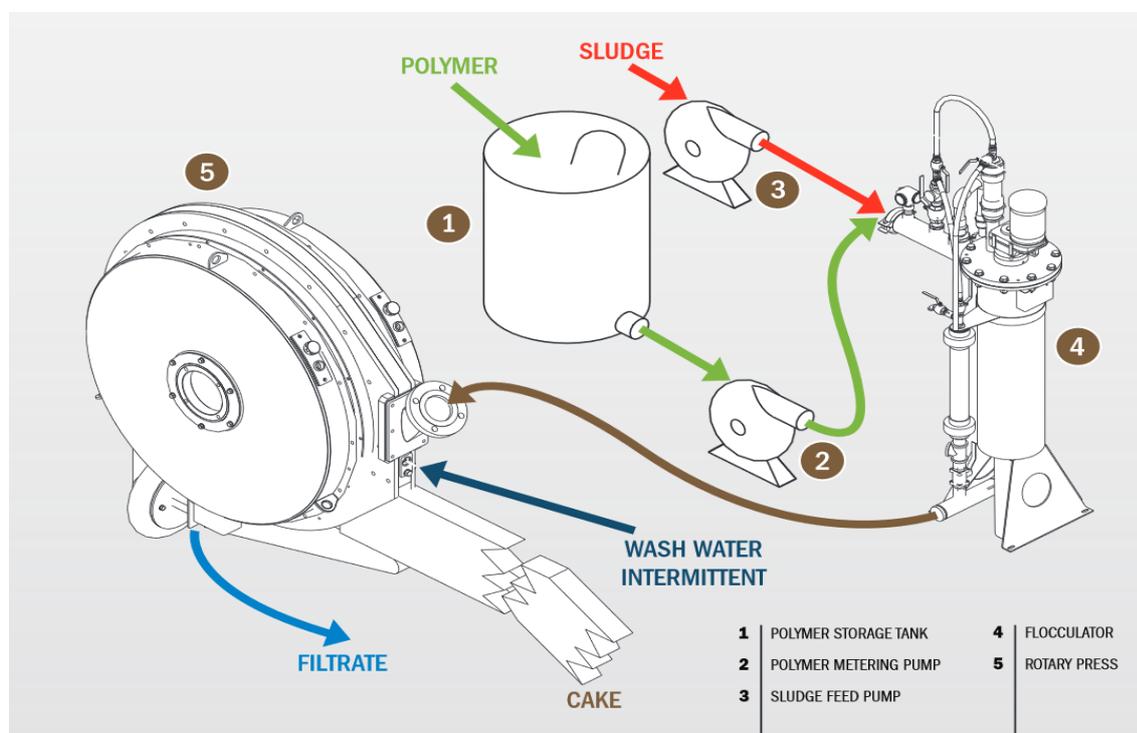


Abbildung 4-11: Schematischer Aufbau einer Rotationsfilterpresse (Fournier Industries Inc., 2017)

Zu diesem Verfahren war kaum Literatur aufzufinden, welche die Abscheidegrade von Schweinegülle behandelte, weswegen hier nur grobe Richtwerte angegeben werden können. Die Rotationsfilterpresse ermöglicht bei Abwässern vielfach Abscheideraten der gesamten Feststoffe von über 98 %. Der Feststoffanteil des Filterkuchens liegt bei über 25 %. Standardmäßig wird bei diesem Verfahren ein Polymerzusatz verwendet, welcher mit 4,8 kg/t relativ gering ausfällt. Der hohe Feststoffabscheidegrad dürfte sich daher in einer relativ hohen Phosphorentfernungsrate niederschlagen, was dieses Verfahren äußerst attraktiv macht. (Ackerman & Cicek, 2010)

4.2.6 Vibrationssieb

Das Vibrationssieb (auch Schwing-sieb genannt) ist ein weiteres Verfahren zur Entwässerung von Gülle und wird hauptsächlich einem primären Separator zur weitergehenden Feststoffentnahme vor- bzw. nachgeschaltet. Dadurch können entweder bereits anfänglich gröbere Feststoffe aus der Gülle ausgetragen werden, um den nachfolgenden Prozess zu optimieren oder nachträglich Feinstpartikel zur Entlastung nachfolgender Behandlungsschritte entfernt werden. Die jeweilige Nutzung bestimmt dann Parameter wie z. B. die Maschenweite des Siebes. Das Vibrationssieb besteht aus einer hori-

Vibrationssieb

Besonderheiten:

- *Schwerkraftentwässerung durch ein oder mehrere Siebflächen*
- *Vibration verhindert ein Versetzen*
- *Kann anderen Separationstechniken vor- bzw. nachgeschaltet werden*
- *Mobile Ausführung möglich*

Kosten:

60.000 -
250.000 €

Betriebskosten:

2,10 – 2,50 €/m³

TS-Gehalt:

20 - 30 %

Entfernungsraten:

ca. 20 % für N
ca. 25 % für P

zontal gelagerten Siebfläche, auf welcher die Gülle kontinuierlich mittig aufgebracht wird. Das Sieb wird dann durch einen Umwuchtfanschmotor in Schwingung versetzt, wodurch sich das Material gleichmäßig auf der gesamten Fläche verteilt. Grobmaterial sammelt sich oberflächlich an und wird seitlich zum Siebende hin ausgetragen (Abbildung 4-12). Die flüssige Phase wird aufgefangen und über eine Vorrichtung abgezogen. Nach Zhang & Westerman (1997) erreichen Vibrationssiebe Abscheidegrade von 20 %, 21 % und 26 % für Feststoffe, Gesamtstickstoff sowie Phosphor. Durch die ständige Schwingung des Siebes erhöht sich die Abtrennleistung und zusätzlich wird ein Verlegen des Siebes verhindert. Typische Maschenweiten für eine nachgeschaltete Feststoffentfernung liegen bei etwa 150 – 250 µm. (Rathbauer, 1992; Fuchs & Drosig, 2010)

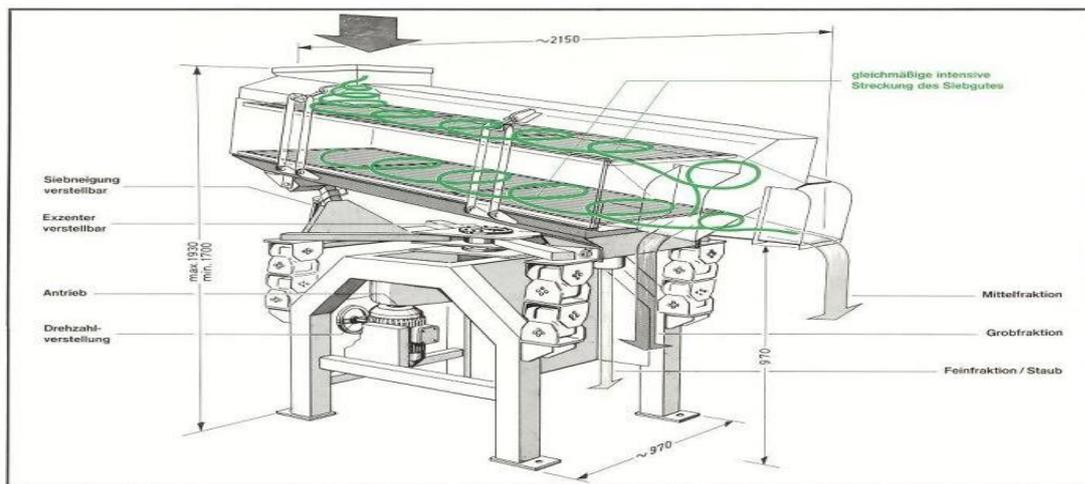


Abbildung 4-12: Funktionsweise eines Schwingsiebes mit zwei Siebflächen (Franz Sagemüller GmbH, 2017)

Zusätzlich kann die Effizienz des Vibrationssiebes durch ein von unten einwirkendes Vakuum verbessert werden. Diese Technik verwendet z. B. der Hersteller SILCon® bei seinem Vakuumseparator V₂S (Abbildung 4-13). Bei dieser mobilen Anlage dient das vakuumbetriebene Schwingsieb zur vorläufigen Feststoffentnahme (Hermus, 2017). Es werden hier bereits TS-Gehalte von 20 – 25 % erreicht. Zwei nachfolgend parallel betriebene Pressschnecken dienen zur weiteren Entwässerung des Filterkuchens auf 30 – 40 %. Bei einem Durchsatz von 60 – 200 m³/h fällt der Energieverbrauch mit 0,5 – 0,8 kWh/m³ relativ gering aus. Der Phosphorabscheidegrad bei Schweinegülle liegt bei diesem speziellen Verfahren bei etwa 25 %. Flaten u. a. (2007) beziffern Anlagekosten für ein Vibrationssieb, welches für einen Betrieb mit 2.000 Mastschweinen ausgelegt ist, auf etwa 60.000 €. Die Betriebskosten liegen pro Jahr bei etwa 6.500 €, was Betriebskosten von etwa 2,10 € pro m³ Gülle ergibt. Für das mobile Vibrationssieb der Firma (SILCON GmbH & Co.KG, 2017) fallen für das Vibrationssieb inklusive nachgeschalteter Pressschnecke Anlage- und Betriebskosten von 250.000 € bzw. 2,50 €/m³ an. (Hermus, 2017)



Abbildung 4-13: Mobiles Vibrationssieb V₂S mit integrierter Pressschnecke (SILCON GmbH & Co.KG, 2017)

4.2.7 Flotation

Die Flotation ist ein in der Gülleaufbereitung relativ wenig eingesetztes Verfahren und wird meist nachgeschaltet zur Feststoffentfernung verwendet. Dabei wird ein Auftrieb suspendierter oder dispergierter Stoffe durch die Anlagerung von Gasen erzeugt. Es bildet sich eine schaumartige Schwimmphase aus, welche durch einen Oberflächenräumer abgezogen werden kann. Der Eintrag von Gas kann entweder aktiv oder passiv erfolgen. Bei der aktiven Flotation wird zumeist Luft über Düsen unter Druck unterseitig in den Flotationsbehälter eingeleitet (Entspannungsflotation). Es kann aber auch eine einfache Luftzuleitung durch anschließende Verwirbelung (Begasungsflotation) der Blasen mit Hilfe eines Rotors erfolgen. Ziel beider Verfahren ist es, möglichst kleine Gasblasen zu erzeugen, um so die Auftriebswirkung zu erhöhen. Bei der passiven Flotation wird der Effekt sich eigenständig bildender Gase (CO₂, H₂S, NH₃, etc.) ausgenutzt, um die Auftriebswirkung sicherzustellen. In beiden Verfahren ist die Zugabe von Flockungs- bzw. Flotationsreagenzien für eine effektive Abtrennung erforderlich. So lassen sich bei der aktiven Flotation TS-Gehalte von 8 – 12 % im Feststoff erreichen. (Meunier u. a., 2009; Fuchs & Drosch, 2010)

Flotation

Besonderheiten:

- *Schwerkraftentwässerung durch ein oder mehrere Siebe*
- *Vibration verhindert ein Versetzen*
- *Als eigenständige Technik oder vor- bzw. nachgeschaltet*
- *Mobile Ausführung möglich*

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

TS-Gehalt:

8 – 12 %

18 % (LISOX)

Entfernungsraten

(LISOX):

Bis zu 40 % für N

Bis zu 90 % für P

Ein spezielles Verfahren der passiven Flotation stellt das LISOX-Verfahren dar. Es ist auf eine Betriebsgröße von etwa 2.000 Schweinen ausgelegt. Das Verfahren erfolgt in drei Schritten. Zuerst werden leicht absetzbare Stoffe (Haare, Einstreu, Grobstoffe, etc.) durch Sedimentation entfernt. Die Aufenthaltszeit beträgt 30 Minuten bei einem Retentionsvolumen von 3.000 Litern. Anschließend erfolgt der erste biologisch passive Flotationsschritt unter Einsatz von 3,0 – 6,0 g/l Polyacrylamid. Eine Retentionszeit von 12 Stunden reicht aus, um eine hinreichende Gasbildung durch die in der Gülle vorhandenen Mikroorganismen sicherzustellen. Die aufschwimmende Schicht wird dann von einem Oberflächenräumer abgezogen. Am Beckenboden anfallender Schlamm wird ebenfalls durch eine Pumpe abgezogen und wieder dem ersten Verfahrensschritt zugeführt. Die nach der ersten Flotation übrig gebliebene Flüssigphase durchläuft nun eine zweite passive Flotation. Die Aufenthaltszeiten betragen hierbei zwischen 0,5 – 4,0 Stunden. Die Schwimm- sowie die Sinkschicht werden wieder wie zuvor beschrieben abgeführt. Die abgeschiedenen Feststoffe aller drei Schritte werden

Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle

schließlich wieder zusammengeführt und können nun leicht abtransportiert werden. Die stickstoffreiche Flüssigphase des zweiten Flotationsschritts verbleibt am Betrieb und kann entweder zur Düngung eingesetzt oder einem weiteren Behandlungsschritt unterzogen werden. Ausgehend von einem TS-Gehalt von 4,5 % in der Rohgülle wird damit in der Festphase ein TS-Gehalt von 17,9 % erreicht. Die Abscheiderate für Phosphor beträgt 87 % (Abbildung 4-14). Nachteile des Verfahrens ergeben sich durch Stickstoffverluste in Form von Ammoniak durch die kontinuierliche Belüftung. Hier würde sich ggf. eine weitere Reinigung der Abluft über eine saure Wäsche (siehe Kap. 4.3.2) anbieten. Leider konnten zur Flotation von Schweinegülle im Rahmen der durchgeführten Literaturrecherchen weder Investitions- noch Betriebskosten gefunden werden. (Meunier u. a., 2009)

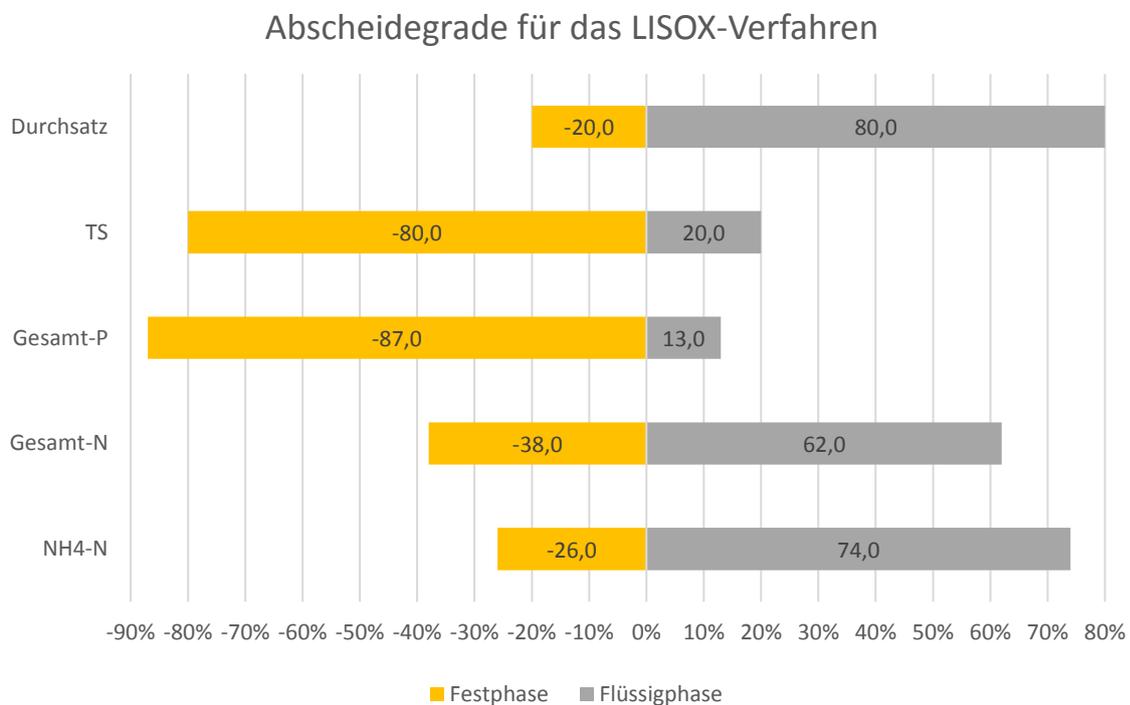


Abbildung 4-14: Mittlere Abscheidegrade des LISOX-Verfahrens

4.3 Verfahren zur Behandlung der Flüssigphase

Die nach der Feststoffseparation anfallende Flüssigphase kann aufgrund ihres hohen Nährstoffgehaltes vorzüglich für Düngungs- bzw. Bewässerungszwecke verwendet werden. Hierbei ist vor allem der zumeist immer noch hohe Gehalt an Stickstoff sowie gelöster Mikronährstoffe zu nennen. Des Weiteren kann ein Teil der Flüssigphase z. B. zur Einstellung des Trockensubstanzgehaltes bei der Biomasse für Biogasanlagen verwendet werden. Es besteht jedoch auch die Möglichkeit, noch weitere Behandlungsschritte folgen zu lassen. Durch eine vollständige Nährstoffentfernung lässt sich z. B. die Flüssigphase auch zu vorflutertauglichem Abwasser aufbereiten. Vor allem Stickstoff kann durch geeignete Verfahren wieder rückgewonnen werden und dann z. B. als Mineralstoffdünger genutzt werden. Der Grad der Abscheidung sowie die Selektivität der abgetrennten Stoffe sind maßgeblich vom angewendeten Verfahren abhängig. Die Wahl eines geeigneten Verfahrens richtet sich z. B. nach der Integrierbarkeit, dem Mengenanfall sowie den Kosten. Da diese weitergehenden Behandlungsverfahren meist sehr kostenintensiv sind, ist nach Möglichkeit eine direkte Verwendung der Flüssigphase z. B. zu Dünge Zwecken vorzuziehen. (Fuchs & Drosch, 2010)

Bei den Verfahren unterscheidet man vor allem Verfahren zur generellen Nährstoff- und Partikelentfernung (z. B. Membrantrennverfahren) und Verfahren zur gezielten Nährstoffentfernung. Membrantrennverfahren arbeiten physikalisch mit einer Trennschicht und eignen sich vor allem zur Abscheidung von Klein- bzw. Kleinstpartikeln und zum Teil auch von gelösten Verbindungen wie Ammonium. Verfahren zur Nährstoffentfernung hingegen scheiden die jeweiligen Nährstoffe z. B. durch chemische Fällungsreaktionen oder elektrolytische Vorgänge gezielt ab.

4.3.1 Membrantrennverfahren

Eine Membran ist eine flächige, teildurchlässige Struktur, welche zumindest für eine Komponente einer Flüssigkeit oder eines Gases durchlässig ist. Dabei kommt es zu keiner chemischen oder thermischen Veränderung der Inhaltsstoffe (Hersener & Meier, 2002). In der Natur kommen Membranen in pflanzlichen und tierischen Zellen vor und sind für den Stoffwechsel dieser Organismen unerlässlich. Neben natürlich vorkommenden Membranen gibt es eine Vielfalt von synthetischen Membranen, welche je nach Funktion unterschiedlich aufgebaut sind. Kontinuierlich durchströmte Membrananordnungen sind durch einen Eingang für das zu trennende Fluid sowie durch zwei Ausgänge für das Retentat und das Permeat gekennzeichnet (Abbildung 4-15). (Rautenbach & Melin, 2007)

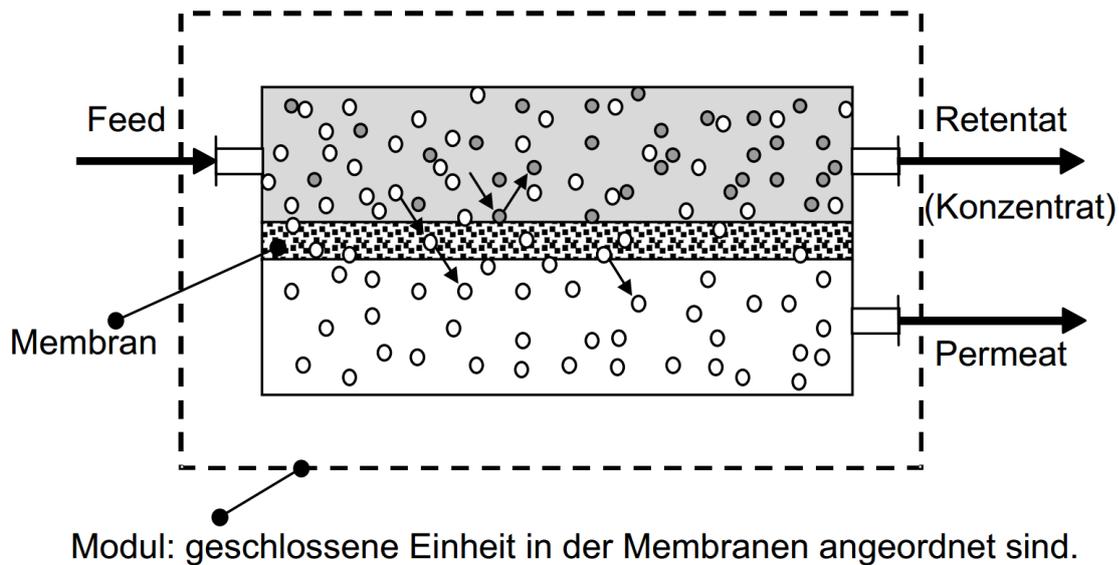


Abbildung 4-15: Schematische Darstellung eines Membrantrennverfahrens (Rautenbach & Melin, 2007)

Technische Membrananlagen bestehen zumeist aus mehreren Bausteinen, den sogenannten Modulen. Die Art der Membran wird nach dem Trennprinzip, der Größe der abgetrennten Partikel sowie dem Aggregatzustand des durchströmenden Fluid unterschieden. In den folgenden Kapiteln werden aufgrund der Eignung zur Behandlung der Flüssigphase von Schweinegülle nur druckdifferenzgetriebene Verfahren beschrieben. Je nach Größenordnung der abgetrennten Stoffe unterscheidet man zwischen der Umkehrosmose sowie der Nano-, Ultra-, bzw. Mikrofiltration (Abbildung 4-16). Bei der Ultra- bzw. Mikrofiltration kommen Porenmembranen zum Einsatz. Der Trenneffekt wird hier durch eine einfache Sieb- und Filterwirkung hervorgerufen. Die Umkehrosmose sowie die Nanofiltration arbeiten mit Lösungs-Diffusions-Membranen, die über keine durchgehenden Poren mehr verfügen. Hier wird die Filterwirkung durch die verschiedene Löslichkeit von Verbindungen im Membranmaterial erreicht. Die meisten der heute eingesetzten Membranen sind organische Polymermembranen, wobei aber auch anorganisch aufgebaute Membranen aus Keramik und Metallen durchaus ihre Anwendungen finden. (Rautenbach & Melin, 2007; Fuchs & Drosig, 2010)

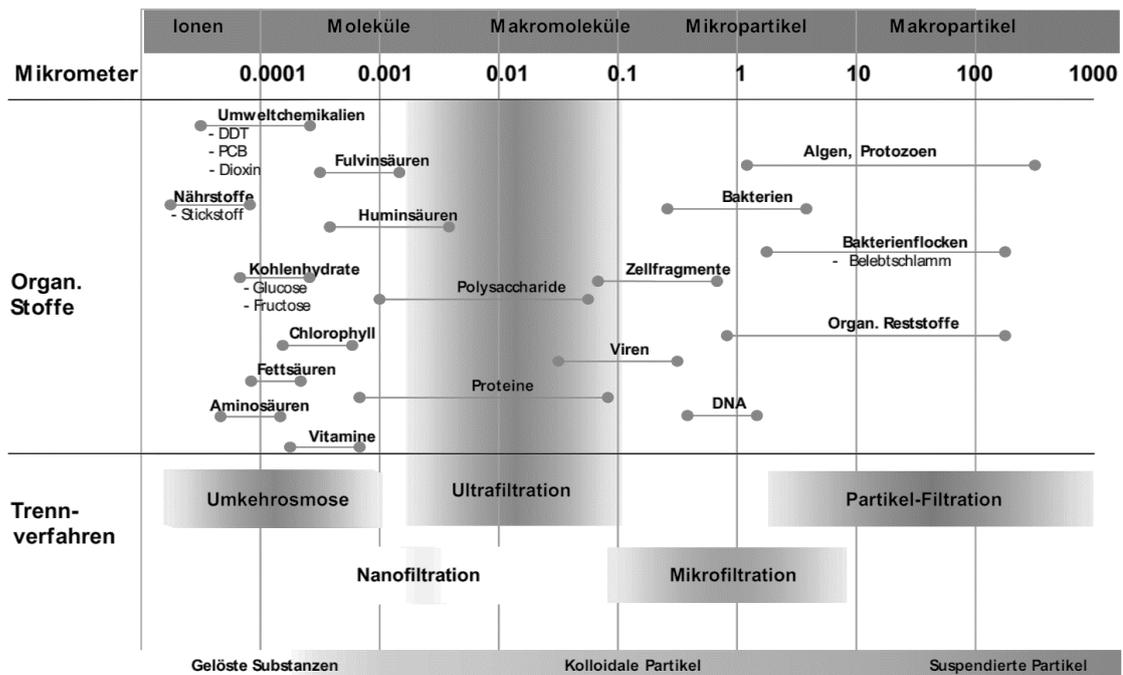


Abbildung 4-16: Unterschiedliche Abtrennleistungen verschiedener Filtrationsverfahren in Abhängigkeit der Porenweite (Hersener & Meier, 2002)

4.3.1.1 Ultrafiltration und Mikrofiltration

Die Ultrafiltration sowie Mikrofiltration sind beides druckgetriebene Membranverfahren, welche eingesetzt werden, um z. B. suspendierte Partikel, organische Reststoffe, Bakterien sowie Viren aus der Flüssigphase zu entfernen. Der Rückhalteeffekt wird durch die Filterwirkung der unterschiedlich großen Poren erreicht (Fuchs & Drosig, 2010). Die Porengröße bei der Mikrofiltration liegt zwischen 0,08 und 10,0 µm. Der Nominaldurchmesser, bei welchem in etwa 95 % der Partikel zurückgehalten werden, beträgt 0,13 µm. Der Druckbereich liegt in etwa zwischen

0,1 und 3,0 bar bei einem Durchfluss von über 50 l m⁻² h⁻¹ bar⁻¹. Im Gegensatz dazu weist die Ultrafiltration aufgrund der kleineren Porengröße (0,002 - 0,1 µm) einen Druckbereich von 0,5 bis 10 bar auf. Aufgrund der kleineren Porengröße können hier auch kolloidale Partikel abgetrennt werden. In beiden Fällen bildet sich ein Filterkuchen an der Porenoberfläche aus, wodurch oft auch Partikel zurückgehalten werden, welche kleiner sind als der Nominaldurchmesser. Da die Mikro- und die Ultrafiltration bereits Partikel mit Größen bis zu etwa 0,08 µm bzw.

Ultra- bzw. Mikrofiltration

Besonderheiten:

- Gefahr der Membranverlegung bei Schweinegülle
- Vorabtrennung der Feststoffe ist unbedingt notwendig
- Hoher Wartungs- und Reinigungsaufwand

Kosten:

UF: 40.000 – 200.000 €
MF: ca. 25.000 €

Betriebskosten:

Keine Angabe

0,002 µm abtrennen können, werden sie gerne als Vortrennungsstufe für die Umkehrosmose verwendet. Um einen störungsfreien Betrieb zu gewährleisten, ist es in beiden Fällen notwendig, größere Feststoffe bereits zuvor möglichst umfassend abzutrennen. Zu hohe Feststoffanteile würden die Membran zu schnell belegen und die Viskosität des Mediums negativ beeinflussen. Der alleinige Einsatz einer Pressschnecke oder einer Dekanterzentrifuge kann dafür nicht als ausreichend betrachtet werden. Es sind weitere Verfahren wie die Flotation oder ein feines Vibrationsbogensieb notwendig, um den Anforderungen der Ultra- bzw. Mikrofiltration gerecht zu werden. Eine Ultrafiltration kann auch einer Biogasanlage nachgeschaltet werden, um verbleibende organische Stoffe abzutrennen und diese wieder dem Fermenter zuzuführen. Der Abbaugrad des Kohlenstoffgehaltes könnte damit nahezu verdoppelt werden (Hersener & Meier, 2002). In vielen Fällen werden die Membranmodule in einem Crossflow-Verfahren durchströmt, um einer zu großen Deckschichtbildung (Fouling) an der Membranoberfläche entgegenzuwirken. Eine periodische Reinigung dient ebenfalls dazu, die Leistungsfähigkeit der Membran aufrechtzuerhalten. Die Reinigung erfolgt durch Rückspülungen oder mithilfe von Reinigungschemikalien wie Natronlauge und verschiedenen Säuren. In der Praxis unterscheidet sich die Trennleistung der Mikro- und Ultrafiltration kaum, da aufgrund der in beiden Fällen vorhandenen Deckschicht sowie die Anlagerung von Partikeln in den Poren der Mikrofiltration meist ähnliche Rückhaltraten die Folge sind. Im Langzeitverhalten scheint die Ultrafiltration überlegen zu sein, da sich die kleineren Poren nicht so leicht verlegen. Die Kosten für eine Ultrafiltrationsanlage beziffert Dietrich (2017) je nach Durchsatzvolumen mit 40.000 bis 200.000 €. Für eine vollautomatisierte Mikrofiltrationsanlage mit einem Durchsatz von 0,4 m³/h werden Investitionskosten von etwa 25.000 € angegeben. (Rautenbach & Melin, 2007; Fuchs & Drosch, 2010; Dietrich, 2017)

4.3.1.2 Nanofiltration und Umkehrosmose

Mit Hilfe der Nanofiltration und der Umkehrosmose lassen sich auch gelöste Ionen zurückhalten. Die Nanofiltration deckt Bereiche der Ultrafiltration sowie der Umkehrosmose ab, erreicht jedoch nicht das Rückhaltevermögen einwertiger Ionen (z. B. Ammonium) der Umkehrosmose. Für mehrwertige Ionen allerdings liegt das Rückhaltevermögen bei über 90 %. Hinsichtlich des Betriebsdrucks weist die Umkehrosmose mit 50 – 100 bar gegenüber der Nanofiltration (3 - 30 bar) weitaus höhere

Nanofiltration u. Umkehrosmose

Besonderheiten:

- *Vorabtrennung der Feststoffe unbedingt notwendig*
- *Hohe Rückhaltewirkung auch einwertiger Ionen (UO)*
- *Vorflutertaugliches Wasser*

Kosten:

Vollaufbereitung: 340.000 – 400.000 €

Betriebskosten:

*Für Umkehrosmoseeinheit + Vorfiltrationsstufen:
ca. 3,00 – 13,50 €/m³*

Druckbereiche auf. Als Membranen kommen in beiden Fällen Lösungs-Diffusions-Membranen zum Einsatz, welche keine durchgehenden Poren mehr besitzen. Hier beruht der Trennmechanismus auf der unterschiedlichen Löslichkeit der Stoffe im Membranmaterial. Hemmend auf die Effizienz solcher Membranen wirkt sich neben dem Fouling die Annäherung an eine kritische Konzentration einer anorganischen Komponente aus (Scaling). Ebenso können Laugen, Säuren und organische Lösemittel die Membran schädigen. Um Ammoniumkonzentrationen unter 10 mg/l zu erreichen, ist meist eine 3-stufige Umkehrosmose notwendig. Da Lösungs-Diffusions-Membranen ungeladene Verbindungen wie z. B. Ammoniak kaum zurückhalten, kann die Ausbeute durch Absenkung des pH-Wertes erhöht werden. Insgesamt erreicht die Nanofiltration nicht das Rückhaltevermögen der Umkehrosmose für gelöste einwertige Ionen. Sie kann diese somit nicht vollständig ersetzen. Allerdings kann die Nanofiltration vorzüglich als Vorstufe einer Ammoniakstrippung zur Entfernung organischer Verbindungen eingesetzt werden (siehe Kap.4.3.2). (Rautenbach & Melin, 2007; Fuchs & Drosch, 2010)

Versuche zum Rückhaltevermögen einer Ultrafiltration mit anschließender 2-stufiger Umkehrosmose haben Kwiecinska & Konieczny (2012) durchgeführt. Eine Sedimentation sowie eine Flotation wurden zur vorgehenden Feststoffentnahme angewendet, wodurch bereits 67 % der Trockensubstanz abgeschieden wurden. Durch die Ultrafiltration und die anschließende 2-stufige Umkehrosmose konnten anschließend sehr hohe Abscheideraten erreicht werden (Tabelle 4-7).

Tabelle 4-7: Abscheidegrade separierter Schweinegülle nach der Ultrafiltration sowie nach der 2-stufigen Umkehrosmose (Kwiecinska & Konieczny, 2012)

<i>Parameter</i>	<i>Einheit</i>	<i>Flüssigphase</i>	<i>UF</i>	<i>UF [%]</i>	<i>UO1</i>	<i>UO1 [%]</i>	<i>UO2</i>	<i>UO2 [%]</i>
<i>COD</i>	[mg/l]	29.000	18.000	39	953	95	< 5	99
<i>NH₄-N</i>	[mg/l]	1.961	14.90	24	126	92	7,8	94
<i>Gesamt-N</i>	[mg/l]	2.367	1.560	34	178	89	9	95
<i>PO₄-P</i>	[mg/l]	578	354	39	5,2	99	0	100
<i>TC</i>	[mg/l]	8.904	4.390	51	227	85	4,24	98
<i>TOC</i>	[mg/l]	8.779	3.821	56	02	95	2,1	99
<i>TS</i>	[%]	1,4	0,7	51	/	/	/	/

Die Ultrafiltration reduzierte maßgeblich organische Verbindungen, Feststoffe sowie zu einem gewissen Grad auch Phosphat und Stickstoff. Die erste Stufe der Umkehrosmose weist bereits eine hohe Rückhaltewirkung für die verbleibenden Inhaltsstoffe auf. Jedoch entfernt erst die zweite Stufe nahezu alle Inhaltsstoffe vollständig, wobei das Restwasser Trinkwasseransprüchen nicht genügt. Das Volumen des Restwassers betrug bezogen auf das Rohgüllevolumen nur 15 %.

Als problemhaft stellte sich das starke Fouling während der Ultrafiltration heraus. Das alleinige Rückspülen mit Wasser reichte nicht aus, um die Rückhaltewirkung der Membran wiederherzustellen. Der Einsatz von Natronlauge sowie Salpetersäure konnte 70 % der ursprünglichen Kapazität wiederherstellen. Im Falle der Umkehrosmose reichte ein Rückspülen mit Wasser, um die gesamte Rückhaltewirkung wiederherzustellen. (Kwiecinska & Konieczny, 2012)

Insgesamt eignet sich der Einsatz von Membranen zur Reinigung der Flüssigphase separierter Gülle bis hin zur Vorflutertauglichkeit. Vorteile des Verfahrens sind der einfache Aufbau in Form von Modulen, die Vermeidung unnötiger Emissionen durch die geschlossene Bauweise sowie die Automatisierbarkeit. Allerdings sind die Investitionskosten sowie die Betriebskosten relativ hoch. So entstehen für das System MemFis der Firma Big Dutchman®, bestehend aus einer Separationseinheit, einer Ultrafiltration sowie einer Umkehrosmose, Vollkosten von ca. 9 €/m³ behandelter Gülle (Cielejewski, 2013). Es lassen sich so 14.000 t Gülle pro Jahr verarbeiten. Das Konzentrat kann dann z. B. als Gärsubstrat in einer Biogasanlage oder als Flüssigdünger weiterverwendet werden. Block (2010) gibt für eine Vollaufbereitung bestehend aus einer Dekanterzentrifuge sowie einer Ultrafiltration mit nachgeschalteter Umkehrosmose Betriebskosten von 5,64 €/m³ bzw. 7,07 €/m³ bei einer jährlichen Durchsatzmenge von 70.000 m³ bzw. 35.000 m³ an. Werden jährlich hingegen nur in etwa 12.000 m³ behandelt, steigen die Betriebskosten auf etwa 13,66 €/m³ an. Eine Pilotanlage der IMB Frings Watersystems GmbH, welche ebenfalls mit einer Ultrafiltration und Umkehrosmose arbeitet, bereitet jährlich eine Gärrestmenge von etwa 20.000 t auf (Neumann, 2005). Die Investitionskosten dieser Anlage liegen bei etwa 340.000 €. Die Betriebskosten belaufen sich hier auf 3,90 €/t. Im Vergleich dazu betrug der Investitionsaufwand einer Anlage zur Verwertung von 20.000 m³ Bioabfällen der Firma Stipits® in etwa 400.000 €. Dabei entfielen 290.000 € auf die Umkehrosmoseanlage, sowie 110.000 € auf den vorgeschalteten Fällungsreaktor. Die Betriebskosten liegen hier bei ca. 3 €/m³ (Knöbelreiter et al., 2017).

4.3.2 Ammoniakstrippung

Das Ziel der Ammoniakstrippung ist der Austrag von Ammonium mittels Verflüchtigung aus dem Strippmedium. Eine Strippung kann sowohl bei reiner Schweinegülle, bei der Flüssigphase nach erfolgter Separierung als auch bei vergorener Gülle angewendet werden. Die Verflüchtigung wird entweder durch Anheben der Temperatur, des pH-Wertes oder Absenken des Druckes erreicht. Die Abhängigkeit des Dissoziationsgleichgewichts von Ammonium und Ammoniak wurde schon in Kapitel 2.6 erläutert. Die Aufgabe des durchströmenden Trägergases ist die Aufnahme des verflüchtigten Ammoniaks. Dies führt somit zu einer Verminderung der Ammoniumkonzentration im Strippmedium. Das Strippmedium wird in Kolonnen im Gegenstrom zum Fluid geführt. Abschließend folgt eine Rückgewinnung des ausgetragenen Ammoniaks durch saure Wäsche oder Rektifikation. (Rautenbach u. a., 1995)

Um eine optimale Prozessführung und eine höhere Ausgasungsrate des Ammoniaks zu erreichen, wird der pH-Wert der Flüssigphase auf Werte zwischen 9 und 12 angehoben. Hohe pH-Werte erfordern jedoch oft einen hohen Laugenbedarf, was sich in höheren Betriebskosten niederschlägt. Zudem können große Mengen von Hydrogencarbonationen (HCO_3^-), wie sie z. B. in Gärresten vorkommen, die Anhebung des pH-Wertes durch Pufferung erschweren. Zur pH-Anhebung kommen zumeist Natronlauge (NaOH) oder auch Kalk (Ca(OH)_2) zum Einsatz. Der Einsatz von Kalk dient nicht nur der Anhebung des pH-Wertes, sondern auch zur Ausfällung von Phosphor und Stickstoff in Form von Calcium-Ammonium-Phosphat

Ammoniakstrippung

Besonderheiten:

- *Ammoniumentfrachtung durch Austrag in die Gasphase*
- *Gewinnung von Ammoniumsulfat*
- *Aufreinigung von Biogas möglich*
- *Gewisse Vorabtrennung von Feststoffen notwendig*
- *Laugeneinsparung durch vorherige Belüftung bzw. CO_2 -Strippung möglich*

Kosten:

116 000 –
500 000 €

Betriebskosten:

ca. 2,50 €

Erlöse:

Ammoniumsulfat: 0,35 –
0,40 €/kg

Entfernungsraten

Bis zu 95 % für NH_4

(CaNH_4PO_4) (Quan u. a., 2010). Das Anheben der Temperatur dient ebenfalls zur Steigerung der Ammoniakausbeute. Je nach Temperatur wird zwischen der Luftstrippung ($< 100 \text{ }^\circ\text{C}$) und der Dampfstrippung ($> 100 \text{ }^\circ\text{C}$) unterschieden. Die Anordnungen der Strippkolonne ist meist vertikal ausgeführt, wobei die Flüssigphase von oben zugeführt wird. Das Trägergas wird von unten entgegengesetzt geführt (Abbildung 4-17). Um die Kontaktfläche zwischen Gas und Medium zu erhöhen, kommen oft Füllkörper zum Einsatz, an deren Oberfläche sich das Medium fließend entlangbewegt. Die Wahl der Füllkörper richtet sich nach den Feststoffgehalten des Mediums und muss so gewählt werden, dass die Austauschfläche möglichst hoch, die Verstopfungsgefahr jedoch so klein wie möglich ist. Im Falle der Luftstrippung liegen optimale Temperaturen über $70 \text{ }^\circ\text{C}$. Eine Erhöhung der Temperatur bringt durch die Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichts immer eine Einsparung der Laugenmenge mit sich. Die Effizienz der Strippung kann zudem noch durch Anlegen eines Unterdrucks verbessert werden. Nachgeschaltet zur Ammoniakstrippung befindet sich eine Waschkolonne, in welcher Ammoniak wieder rückgewonnen wird. Dies geschieht meist durch Einsatz von Schwefelsäure (H_2SO_4), mit der Ammoniak zu Ammoniumsulfat reagiert ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Ammoniumsulfat kann ausgezeichnet als Flüssigdünger verwendet werden (Lei u. a., 2007). Das von Ammoniak befreite Trägergas kann nun wieder der Strippkolonne zugeführt werden. Im Falle der Dampfstrippung werden weit höhere Temperaturen eingesetzt, was eine Verringerung der benötigten Gas- und Chemikalienmenge nach sich zieht. Der Strippdampf wird hier jedoch nicht direkt in die Kolonne eingebracht. Das Strippmedium wird hingegen durch den

Strippdampf über einen Wärmetauscher erhitzt und verdampft somit. Eine aktive Durchlüftung ist damit nicht notwendig. Jedoch benötigt die Dampferzeugung einen höheren Energieaufwand. Die Dampfstrippung ist vor allem dann sinnvoll, wenn Wärme bereits in ausreichender Menge zur Verfügung steht. Die Rückgewinnung des Ammoniaks geschieht hier durch Kondensation, bei welcher Dampf durch Abkühlung zu Wasser kondensiert. Dabei entsteht ohne den Einsatz von Säuren 25 bis 35 %iges Ammoniakwasser. Ein Vorteil bei der Stripprung vergorener Gülle liegt darin, dass flüchtige organische Verbindungen (VOC) und organischen Säuren bereits während der Methangärung zum Großteil abgebaut werden. Diese werden somit nicht in das Kondensat oder in die Waschlösung überführt, was die Düngewirkung deutlich verbessert und die Geruchsentwicklung vermindert. (Kaltschmitt u. a., 2009; Fuchs & Drosig, 2010)

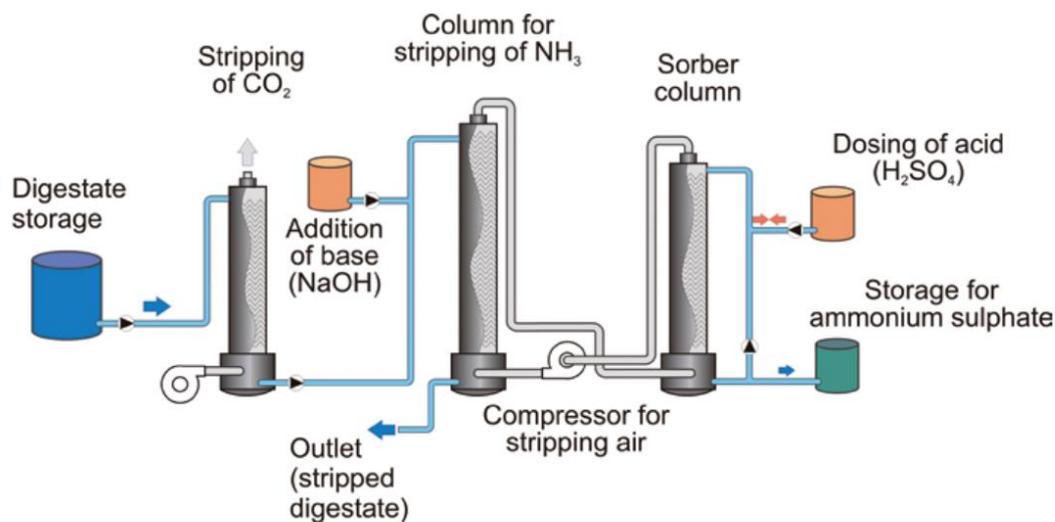


Abbildung 4-17: Schematischer Aufbau einer Anlage zur Ammoniumentfernung mittels Stripprung (Fuchs & Drosig, 2010)

Versuche zur Stripprung von unbehandelter Schweinegülle haben Liao u. a. (1995) durchgeführt. Es wurde relativ flüssige Gülle mit TS-Gehalten von 0,6 bis 3,8 % verwendet, bei welcher der pH-Wert mit Kalk entsprechend angehoben wurde. Die Versuchstemperatur betrug 22 °C. Bei einer Luftdurchflussrate von 90 l/min und einem pH-Wert von 11,5 konnten nach 7 Stunden 90,3 % des gelösten Stickstoffs aus der Gülle entfernt werden. Lag der pH-Wert hingegen bei 9,5 und die Luftdurchflussrate bei 45 l/min, wurde das gleiche Ergebnis hingegen erst nach 55 Stunden erzielt.

Versuche zur Ammoniakstripprung mit vergorener Schweinegülle wurden ebenfalls von Lei u. a. (2007) aber auch von Quan u. a. (2010) vorgenommen. Kalk wurde vorab zur Erhöhung des pH-Wertes und zur vorhergehenden Ausfällung von Calcium-Ammonium-Phosphat (CaNH₄PO₄) verwendet. Die optimale Kalkmenge betrug bei einem Phosphorgehalt von 432 mg/l 27,5 g/l. Damit konnten nach 48 Stunden durch Ausfällung und anschließender Sedimentation bereits Abtrennraten von 78 %, 99,9 % und 82,1 % für NH₄⁺-N, PO₄³⁻ und CSB erreicht

werden. Der pH-Wert wurde hier auf 12 angehoben. Im Gegensatz dazu zeigen Versuche von Quan u. a. (2010), dass bei einem Phosphorgehalt von 30 mg/l bereits 1,5 g/l $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ausreichen, um über 99 % des Phosphors auszufällen. Die erforderliche Menge an Kalk hängt demnach maßgeblich von der Phosphorkonzentration ab. Der anfallende Fällschlamm ist reich an Calcium, Stickstoff und Phosphor und kann z. B. zur Düngung oder Kompostierung verwendet werden. Das Restwasser wurde anschließend mittels Luftstrippung behandelt, um die restliche Ammoniumfracht zu entfernen. Es wurde mit einer Temperatur von 15 °C und einem pH-Wert von 12 gearbeitet. Hierbei konnten bei Luftströmungen von 10 l/min und 5 l/min nach 12 Stunden 95,3 % bzw. 89,9 % des gelösten Stickstoffs entfernt werden.

Die Neutralisierung des pH-Wertes im Restwasser nach erfolgter Stripptung unter Zuhilfenahme von Biogas wurde von Lei u. a. (2007) untersucht. Der Vorteil bei der Verwendung von Biogas besteht darin, dass dieses auf Biogasanlagen in entsprechender Menge anfällt und durch das basische Restwasser gereinigt werden kann. So geht ein Teil des Kohlendioxids (CO_2), welches keinen energetischen Nutzen besitzt, in das Restwasser über. Es folgt eine Absenkung des pH-Wertes (Abbildung 4-18). Dabei stellt sich ein konstanter pH-Wert von 7 ein, weswegen es zu keiner Überdosierung im Restwasser kommen kann. Auf diese Weise konnten auf der verwendeten Pilotanlage 43 m³ Biogas ($\text{CH}_4:\text{CO}_2 \approx 60:40$) gereinigt werden ($\text{CH}_4:\text{CO}_2 \approx 74:26$). Der pH-Wert von 5 m³ Restwasser wurde hier auf 7 abgesenkt. (Lei u. a., 2007)

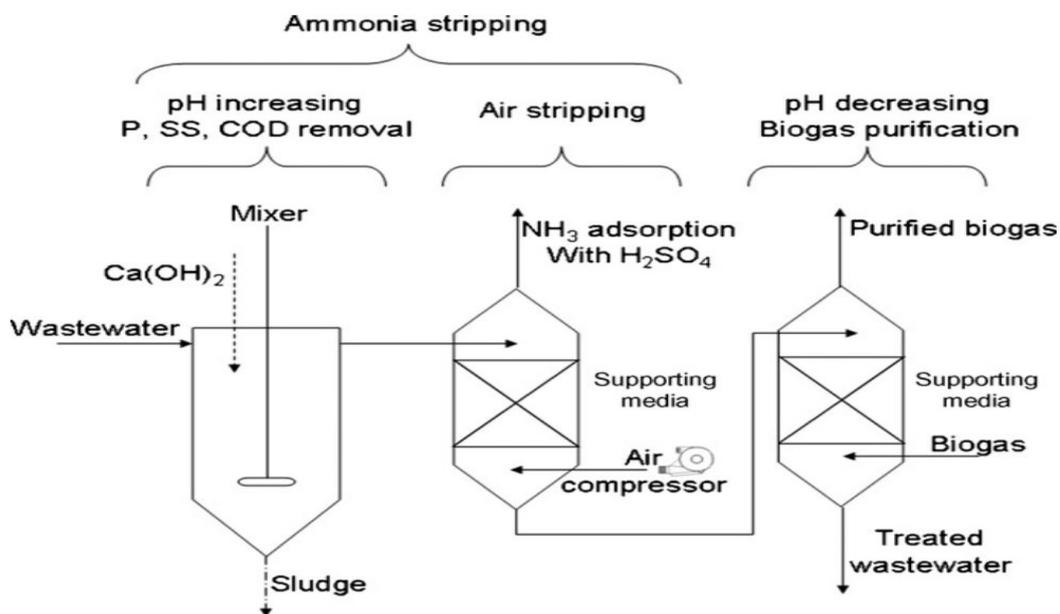


Abbildung 4-18: Ammoniakstrippung mittels Kalk und anschließende pH-Absenkung durch Zufuhr von Biogas (Lei u. a., 2007)

Ein spezielles Stripptverfahren, welches im Batchverfahren betrieben wird und ohne den Einsatz von Laugen auskommt, ist das Verfahren ANAStrip. Bei diesem Verfahren wird mit Temperaturen von ca. 80 °C und leichtem Unterdruck von ca. 500 mbar gearbeitet. Neben Ammoniak wird auch Kohlendioxid ausgetrieben,

was zu einer Anhebung des pH-Wertes führt. Somit kann der Einsatz von Laugen vermindert bzw. ganz vermieden werden. Ammoniak und Kohlendioxid werden anschließend durch das preiswerte Absorptionsmittel REA-Gips als Ammoniumsulfat und Calciumkarbonat ausgefällt. Es lassen sich so in etwa 80 % des Ammoniums entfernen. Ammoniumsulfat sowie Calciumkarbonat können beide als Stickstoff- bzw. Kalkdünger landwirtschaftlich verwendet werden. Der Vorteil dieses Verfahrens ist ein verringerter Chemikalieneinsatz. Anlagen wurden jedoch bisher nur mit Gärresten aus der Vergärung von Schweinegülle betrieben. Die Abwärme des BHKW kann hier direkt zur Erhitzung des Strippgases dienen. (Meier, 2009; Fuchs & Drosig, 2010)

Der Energie- und Kostenaufwand einer solchen Anlage richtet sich maßgeblich nach der zu behandelnden Menge sowie dem eingesetzten Verfahren. So kostete die Implementierung einer Strippanlage inklusive Lager- und Kondensatorbehälter auf einer Biogasanlage in Katalonien mit einem Durchsatz von 10 m³/h zwischen 400.000 und 500.000 € (Foged u. a., 2011). Für eine Anlage in Slowenien mit einem Durchsatz von 15 m³/h war ein Investitionsaufwand von 250.000 € für die Strippkolonnen nötig (Foged u. a., 2011). Für die Betriebskosten können in etwa 0,66 €/m³ und 0,21 €/m³ für den Einsatz von Natronlauge und Schwefelsäure gerechnet werden. Nach Collivignarelli u. a. (1998) liegen die Kosten für den Strippvorgang (60 bis 70 °C) bei 2,5 – 4,5 € pro kg entfernten Stickstoff. Die Erlöse für Ammoniumsulfat liegen in etwa bei 0,35 €/kg. Die Betriebskosten des ANAStrip-Verfahrens liegen bei einer Anlage mit einem Jahresdurchsatz von 212.500 t bei etwa 2,50 €/m³ (Meier, 2009). Die Erlöse liegen je nach Absatzmarkt zwischen 4,50 – 7,50 €/m³. Vergütungen aus dem deutschen EEG sind hier mit eingerechnet. Die Anlagekosten für die Strippkolonne sowie die vorgeschaltete Belüftung des BioSampo-Verfahrens des finnischen Herstellers Pellon beläuft sich auf etwa 116.000 € (Sohlo, 2017). Die Anlage besitzt einen jährlichen Durchsatz von 6 000 t Schweinegülle. Die Betriebskosten inklusive vorgeschalteter Separationseinheit belaufen sich auf 2,29 € pro m³ behandelter Schweinegülle. (Meier, 2009; Foged u. a., 2011)

4.3.3 MAP-Fällung

Die Fällung von Ammoniummagnesiumphosphat (NH_4MgPO_4), allgemein auch als Struvit bekannt, wird hauptsächlich zur Entfernung von Phosphat, Ammonium und Magnesium eingesetzt. Sie eignet sich zur Nährstoffentfernung aus Schweinegülle, Gärresten sowie der Flüssigphase nach erfolgter Separation. Bis zu einem gewissen Grad fällt Struvit natürlicherweise in der Schweinegülle aus und kann bei Biogasanlagen z. B. zur Verlegung von Rohren führen (Suzuki u. a., 2007). Struvit eignet sich vorzüglich als Langzeitdünger, welcher die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff langsam an seine Umgebung abgibt (Bilbao, 2017). Ein zu hohes Nährstoffangebot zu Beginn der Düngung lässt sich damit vermeiden. Magnesium, Ammonium und Phosphat liegen bei Struvit (MAP) im gleichen molaren Verhältnis vor und fallen aus der Lösung bei Erhöhung des pH-Wertes entsprechend der nachfolgenden Gleichung in kristalliner Form aus (Gleichung 4-4). (Rahaman u. a., 2008)

MAP-Fällung

Besonderheiten:

- Ausfällung von Ammoniummagnesiumphosphat mit Hilfe von Magnesiumionen
- Anhebung des pH-Wertes auf 8,5 - 9,5 notwendig
- Laugeneinsparung durch vorherige Belüftung bzw. CO_2 -Strippung möglich

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Bei 10 m^3/d :

ca. 500 – 1 000 €/a

Erlöse:

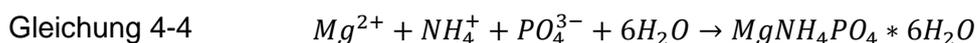
MAP:

0,30 €/kg

Entfernungsraten

Bis zu 95 % für $\text{PO}_4\text{-P}$

Gesamt-N:
Variabel je nach PO_4^{3-} -Gehalt



In der Schweinegülle liegen die drei Nährstoffe jedoch nicht in einem ausgewogenen Verhältnis vor. So bildet vor allem Magnesium den limitierenden Faktor für eine mögliche Fällung und muss deswegen für eine effektive Fällung in Form von Magnesiumoxid (MgO) oder Magnesiumchlorid (MgCl_2) nachdosiert werden. Da jedoch Magnesiumionen unter anderem auch mit gelösten organischen Verbindungen komplexe Verbindungen ausbilden, muss dieses meist über das theoretisch optimale Verhältnis hinaus zugegeben werden (Christensen u. a., 2009). Optimale Verhältnisse von Mg:P liegen bei ca. 1,2:1 oder höher (Nelson u. a., 2003). Die Konzentration von Ammonium ist aufgrund seines hohen Anteils in der Gülle nicht als limitierend einzustufen. Zu hohe pH-Werte können jedoch die Konzentration des für die Fällung erforderlichen Ammoniums (NH_4^+) herabsetzen. Die Anhebung des pH-Wertes ist jedoch von Nöten, da sich die Reaktionskinetik von Ammonium (NH_4^+) sowie Phosphat (PO_4^{3-}) dadurch stark verbessert. Zudem erhöht sich der für die Fällung benötigte Phosphatanteil bei höheren pH-

Werten. Optimale pH-Werte für die MAP-Fällung liegen daher bei etwa 8,5 bis 9,5 (Lei u. a., 2007). Neben der Fällung von Struvit kann Phosphor mit Kalk noch in Form von Hydroxylapatit ($\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$) auskristallisiert werden. Hier werden jedoch große Mengen des eingesetzten Calciums als Kalzit (CaCO_3) ausgefällt (Sommer u. a., 2013). (Nelson u. a., 2003; Hjorth u. a., 2010)

Nelson u. a. (2003) führten Versuche zur Struvitfällung mit anaerob lagernder Schweinegülle durch. Dabei wurde der pH-Wert auf 7,5 bis 9,5 mit Hilfe von 1 molarer Natronlauge (NaOH) eingestellt. Die Zugabe von Magnesium erfolgte in Form von Magnesiumchlorid (MgCl_2) im molaren Verhältnis Mg:P von 1,0-1,6:1. Die Versuchsdauer betrug 24 Stunden bei einer Temperatur von 25 °C. Anschließend wurde die Entfernrungsrate von Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) gemessen. Die höchsten Entfernrungsraten für $\text{PO}_4\text{-P}$ wurden mit 91 % und 96 % bei pH-Werten von 9,25 und 8,90 erreicht. Das Verhältnis von Mg:P betrug 1,6. Das Verhältnis von N:P konnte je nach pH-Wert von ursprünglich 2:1 auf 4:1 (pH 8,4), 8:1 (pH 8,7) und 10:1 (pH 9,0) eingestellt werden. Damit eignet sich die dermaßen behandelte Gülle für eine optimal angepasste Düngung, da ein Überangebot an Phosphor verhindert werden kann. Geringere Verhältnisse von Mg:P (1,2:1) zeigen immer noch hohe Phosphatentfernrungsraten und dienen dazu, den benötigten Chemikalienaufwand gering zu halten. (Nelson u. a., 2003)

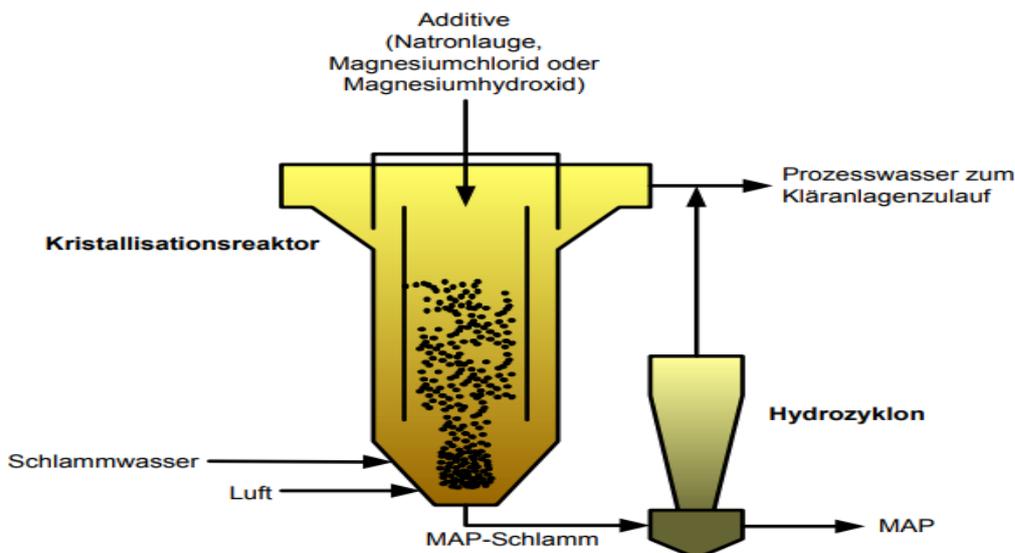


Abbildung 4-19: Prinzipskizze einer auf einer Kläranlage realisierten MAP-Fällung (Gethke-Albinus, 2014)

Die Anhebung des pH-Wertes kann ebenso mittels Belüftung und den dadurch folgenden CO_2 -Austrag erfolgen. Dabei werden je nach Durchflussrate und einer Belüftungszeit von 2 bis 4 Stunden optimale pH-Werte knapp unter 9,5 erreicht (Lei u. a., 2007). Da jedoch auch Ammoniak zu einem gewissen Teil mit ausge-tragen wird, ist eine nachfolgende saure Wäsche des Ammoniums mitunter ein-zubeziehen. Die Verwendung von vergorener Schweinegülle bietet sich demnach an, da der pH-Wert des Gärrestes bereits leicht angehoben ist und organisch

gebundener Stickstoff und Phosphor als Ammonium und Phosphat freigesetzt werden (Masse u. a., 2005).

Die technischen Anforderungen an die MAP-Fällung sind relativ gering, da zur Fällung lediglich ein Reaktionsbehälter sowie ein Sedimentationsbecken bzw. eine Abscheidevorrichtung vorhanden sein müssen. Die Reaktoren können je nach Ausführung chargenweise oder kontinuierlich betrieben werden. Bei guter Durchmischung liegen die Reaktionszeiten bei wenigen Stunden. Der grundsätzliche Prozessablauf einer MAP-Fällung ist in Abbildung 4-19 dargestellt. Die laufenden Kosten für eine rührwerksbetriebene Anlage mit 10 m³ Durchsatz pro Tag liegen jährlich zwischen 500 und 1.000 €. Die Chemikalienkosten richten sich nach der gewünschten Nährstoffentfernungsrate. Insgesamt können jeweils 0,6 €/t, 0,8 €/t und 0,2 €/t für den Einsatz von MgO, H₃PO₄ (70 %) und NaOH (30 %) gerechnet werden. Der Einsatz von Phosphorsäure wird dann hinzugezogen, wenn neben Phosphor zudem der gesamte gelöste Stickstoff mit ausgefällt werden soll. Eine Anlage in Toledo, Spanien erzielte einen Verkaufspreis für Struvit von 300 €/t (Suescun & Castro, 2015). (Fuchs & Drosch, 2010; Foged u. a., 2011)

4.3.4 Elektrolyse

Die Elektrolyse ist ein spezielles Verfahren, welches zur Fällung Struvit aus Abwässern entwickelt wurde. Das Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik in Stuttgart hat das ePHOS[®]-Verfahren entwickelt, welches zur Rückgewinnung von Ammonium und Phosphat aus Zentratwasser kommunaler Abwasserreinigungsanlagen verwendet werden kann (Mariakakis & Vorbeck, 2016). Ebenso kann die Flüssigphase separierter Gülle behandelt werden. Im Gegensatz zur zuvor beschriebenen MAP-Fällung werden hierbei

Elektrolyse

Besonderheiten:

- Ausfällung von Ammoniummagnesiumphosphat mit Hilfe einer Elektrolysezelle
- Magnesiumelektrode als Opferanode
- Kein Laugeneinsatz notwendig

von

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

Erlöse:

MAP:
0,30 €/kg

Entfernungsraten

Mehr als 80 % für P
Gesamt-N:
Variabel je nach
PO₄³⁻-Gehalt

keine Chemikalien zur pH-Wertanhebung bzw. Fällung benötigt. Das Verfahren beruht auf den Einsatz von elektrischer Gleichspannung, um in der Lösung geladene Anionen und Kationen zu den beiden Elektroden hin zu bewegen. Die negativ geladenen Anionen werden zur positiv geladenen Anode, die positiv geladenen Kationen zur negativ geladenen Kathode bewegt. An der Anode finden Oxidationsvorgänge statt, bei welchen die Elektronen der Anionen abgegeben und gleichzeitig Kationen aus der Anode gelöst werden. Analog dazu kommt es an der Kathode zur Reduktion, durch die Aufnahme von Elektronen durch das

Kation. Um das in der Lösung vorhandene Phosphat und Ammonium als Struvit auszufällen, kommt eine Magnesiumanode zum Einsatz. Während des Elektrolysevorgangs werden Magnesiumionen kontinuierlich aus der sog. Opferanode gelöst. Diese fallen nach bereits zuvor beschriebener Gleichung (Gleichung 4-4) zusammen mit Phosphat und Ammonium als Struvit aus. An der inerten Kathode kommt es zur Bildung von Wasserstoff (H_2) und Hydroxidionen (OH^-). Dies bewirkt einen Anstieg des pH-Wertes, welcher sich konstant auf einen Wert von 9 einpendelt. Somit ist zur Verbesserung der Fällung keine Laugenzugabe notwendig. Mit Hilfe des ePHOS[®]-Verfahrens ließen sich somit bei der Behandlung von Zentratwasser aus der Faulschlammentwässerung über 80 % des Phosphors in Form von Struvit entfernen. Der Energieverbrauch liegt bei etwa 0,78 kWh pro m^3 behandeltem Abwasser. Der Ertrag sowie die Nährstoffaufnahme von Pflanzen lagen bei der Düngung mit Struvit im Vergleich zu kommerziell erhältlichen Mineraldüngern (Ammoniumnitrat, Tripelsuperphosphat) z. T. deutlich höher. Aktuell befindet sich diese Technik zur Phosphorrückgewinnung noch in der Pilotphase. (Gethke-Albinus, 2014; Mariakakis & Vorbeck, 2016; Bilbao, 2017)

4.3.5 Membrandestillation

Ziel der Membrandestillation ist die gezielte Überführung flüchtiger Stoffe zwischen zwei Fluiden, welche getrennt an einer porösen hydrophoben Membran aneinander vorbeigeführt werden. Die Membrandestillation arbeitet mit Hilfe eines Dampfdruckgefälles, welches durch den Temperaturunterschied beider Flüssigkeiten hervorgerufen wird. Auf Grund der dadurch hervorgerufenen unterschiedlichen Gleichgewichtskonzentration der Übergangskomponente, kommt es zu einem Übergang von der Abgeber- in die Aufnehmerphase. Das grundsätzliche Funktionsprinzip einer Membrandestillation ist in Abbildung 4-20 dargestellt. Das Ziel bei der Behandlung von Schweinegülle ist die Überführung von Ammonium in die Permeatlösung. Entscheidende Parameter für eine hohe Überführungseffizienz sind der pH-Wert sowie die Temperatur. Durch die Nutzung der Abwärme eines BHKW ließe sich der Prozess auch gut auf einer Biogasanlage implementieren. Die Vorteile der Membrandestillation ergeben sich aus dem niedrigeren elektrischen Energiebedarf gegenüber anderen Trennverfahren wie

Membrandestillation

Besonderheiten:

- Überführung flüchtiger Komponenten (Ammoniak) durch eine poröse Membran
- Vorabtrennung von Feststoffen und organischen Verbindungen unbedingt notwendig (Mikro- bzw. Nanofiltration)

Kosten für die Pilotanlage von AEE INTEC

Anlagekosten: **Betriebskosten:**

36 600 € nur für die MD-Einheit 13,2 €/m³

Erlöse: **Entfernungsraten**

(NH₄)₂SO₄ Bis zu 95 % für NH₄
0,39 – 0,80 €/kg

der Ammoniakstrippung, der Ultrafiltration oder der Umkehrosmose. Das Verfahren kommt mit Zulauftemperaturen von 60 – 90 °C aus. (Rautenbach & Melin, 2007; Buchmaier, 2017)

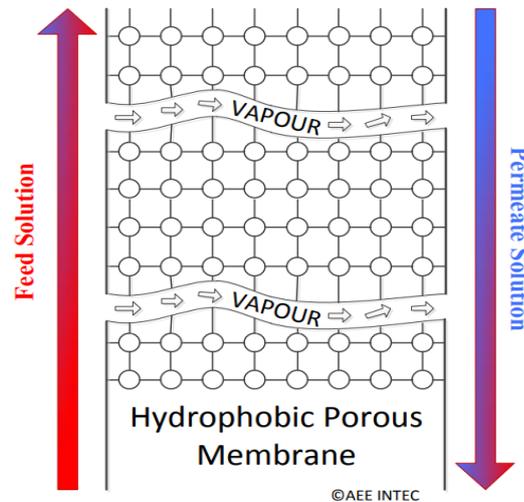


Abbildung 4-20: Funktionsweise der Membrandestillation (Buchmaier, 2017)

Um eine hohe Ammoniakausbeute zu erreichen, sind ausreichend hohe Temperaturen im Zulaufstrom notwendig. Die gasförmige ammoniakreiche Phase kann nun die poröse Membran passieren und in Kontakt mit dem kühleren Permeatstrom treten. Ammoniak kann im Permeatstrom durch eine verdünnte Schwefelsäurelösung als Ammoniumsulfat gebunden werden (Gleichung 4-5). (Buchmaier, 2017)



Ein Problem, welches bei der Behandlung von Schweinegülle im Rahmen dieses Verfahrens auftreten kann, ist das sog. Fouling. Wie auch bei anderen Membranverfahren (siehe Kap. 4.3.1) führt der hohe Anteil an organischem Material und sonstigen Partikeln schnell zu einem Verlegen der Membrane und somit zu einer Verringerung der Membranleistung (Zarebska u. a., 2014). Aus diesem Grund ist eine ausreichende Vorabtrennung der Feststoffe sowie des organischen Materials durch geeignete Verfahren unbedingt von Nöten. Warsinger u. a. (2015) empfehlen eine Mikro- bzw. Nanofiltration als Vorstufe, um Fouling effektiv zu vermeiden. Eine solche Vorstufe würde die Anlagekosten nochmals deutlich anheben. Um Kosten zu sparen, kann jedoch die benötigte Prozesswärme durch die anfallende Abwärme eines Blockheizkraftwerkes bereitgestellt werden.

Für die Behandlung von 900 m³ Schweinegülle im Jahr mittels Membrandestillation hat die Firma AEE INTEC eine theoretische Berechnung durchgeführt. Bei einem Pilotversuch von AEE Intec konnten 95% Ammonium aus Abwasser ab-

getrennt werden. Um diesen Ammoniumabscheidegrad bei Schweinegülle zu erreichen, ist eine gesamte Membranoberfläche von 6,4 m² notwendig. Die Durchflussrate sowie die Zulauftemperatur betragen 1 000 l/h bzw. 80 °C. Für dieses Verfahren wäre ein thermischer Energiebedarf von 257 kWh von Nöten. Die Betriebskosten für die Membrandestillationseinheit belaufen sich jährlich auf ca. 12.000 €. Dies erfolgt unter der Annahme, dass die Anlage die Abwärme eines Blockheizkraftwerkes (BHKW) mitnutzen kann. Die jährlichen Erlöse aus dem gesamten Verkauf des gewonnenen Ammoniumsulfats gibt AEE Intec zwar mit ca. 26.000 € an, wobei hier allerdings ein Marktpreis von 0,8 € pro kg Ammoniumsulfat angenommen wurde. Nach Menkveld & Broeders (2017) liegen die Marktpreise für Ammoniumsulfat bei 0,39 €/kg, was die theoretisch berechneten jährlichen Erlöse etwa halbieren würde. Jedoch können die Preise für Ammoniumsulfat regional sehr unterschiedlich ausfallen, weswegen dieser Umstand beim Bau einer Anlage zu berücksichtigen wäre. Die Infrastrukturkosten liegen nach Angaben von AEE INTEC bei ca. 36.000 €. Die Kosten für eine vorgeschaltete Filtrationsanlage sind hier allerdings nicht mitberücksichtigt. (Buchmaier, 2017)

4.3.6 Belüftung

Die Belüftung der Gülle hat weniger eine Nährstoffabtrennung, sondern vielmehr den Abbau von Geruchsstoffen, organischen Säuren und Schleimstoffen durch die Förderung aerober Mikroorganismen zum Ziel. Durch die Versorgung der Gülle mit ausreichend Sauerstoff wird eine Fäulnisbildung unterbunden, die Fließfähigkeit der Gülle erhöht, sowie eine bessere Homogenisierung erreicht (Zentner, 2017). Es kann nicht nur die Flüssigphase nach erfolgter Separation belüftet werden, sondern ebenso unbehandelte Gülle. Die Intensität der Belüftung richtet sich nach den zu erreichenden Zielen. So kann eine Belüftung kurz vor dem Ausbringen der Gülle erfolgen, um diese zu homogenisieren. Auch können Sinkschichten und reduzierende Zonen durch eine immer wieder erfolgende Belüftung oder Umwälzung aufgelöst werden. Langfristige Belüftung führt zur Initiierung aerober Abbauprozesse. Kritisch betrachtet werden muss jedoch die Gefahr der Ammoniakausgasung, welche je nach Intensität der Belüftung variieren kann. So wurde vielerorts die Belüftung der Gülle als Methode zur Reduktion der Stickstofffrachten verwendet. Die Nährstoffe werden mit dieser Technologie entfernt und nicht rückgewonnen. Während der Belüftung der Gülle kann es auch kurzfristig zur Erhöhung der Geruchsbelastung kommen. Auch sind Emissionen von Methan

Belüftung

Besonderheiten:

- Homogenisierung
- Geruchsverminderung
- Abbau von org. Säuren
- Verbesserung d. Fließfähigkeit
- z.T. hohe Ammoniakausgasung

Kosten:

Installationskosten abhängig von der Belüftung Laufend: 1 - 2 €/m³

pH-Wert: **Emissionen:**

Ca. 8,5 NH₃: 40 -70 %

und Lachgas nicht auszuschließen. Insgesamt ist bei offenen Systemen eine intensive Belüftung oder Durchmischung der Gülle hinsichtlich der Emissionsgefahr zu unterbinden. Da es während der Belüftung zum Abbau von organischen Säuren kommt, steigt der pH-Wert leicht an, wodurch Ammoniakemissionen zusätzlich begünstigt werden. Ebenso kann es durch die wechselnden aeroben und anaeroben Bedingungen zur Nitrifikation und Denitrifikation kommen. Die Reaktion zu Nitrat, Lachgas (N_2O) und elementarem Stickstoff (N_2) wären die Folge. (Bouquet u. a., 2009; Pötsch, 2011)

Versuche zur Belüftung von Schweinegülle haben Beline u. a. (2004) unternommen, welche unbehandelte Schweinegülle sowie die Flüssigphase nach erfolgter Separation diskontinuierlich belüftet haben. Die Belüftungszeiten waren länger als die Zeiten ohne Belüftung, da hier das Ziel eines möglichst hohen Stickstoffaustrags verfolgt wurde. Die Aufenthaltszeit der Schweinegülle betrug zwischen 38 und 74 Tagen. Dabei wurden Entfernungsraten des gesamten Stickstoffs von 60 – 70 % erreicht. Pötsch (2011) berichtet, dass bei einer Intervallbelüftung nach 100 Tagen bis zu 40 % des gesamten Stickstoffs verloren gehen. Ebenso konnte ein Anstieg des pH-Werts von ursprünglich 7,4 auf 8,5 beobachtet werden, wodurch die Ausgasung zusätzlich begünstigt wurde. Die Gülle wurde alle 2 Stunden für 5 Minuten belüftet. Die Firma Pellon benutzt für die Belüftung der Gülle ein geschlossenes System, um Keime und Pathogene abzutöten und eine Geruchsverminderung zu erreichen (siehe Kap. 5.1). Die Abluft wird zusammen mit der Gasphase einer nachgeschalteten Ammoniakstrippung über einen Luftwäscher geführt, in welchem mit Hilfe von Schwefelsäure Ammoniumsulfat gewonnen wird.

Insgesamt stellt die Belüftung ein geeignetes Verfahren dar, um Gülle kurz vor dem Ausbringen zu homogenisieren. Eine dauerhafte Belüftung ist, wenn möglich, immer zu vermeiden. Ziel eines nachhaltigen Güllemanagements sollt es immer sein, wertvolle Nährstoffe weitestgehend zu erhalten, weswegen geeignetere Methoden, welche keine Umweltbelastung hervorrufen, zur Reduktion überschüssiger Nährstoffmengen anzustreben sind. Pötsch, (2011) beziffert die laufenden Kosten für eine diskontinuierliche Belüftung auf etwa 1 – 2 €/m³. Die Installationskosten variieren je nach Verfahren. So ist ein fest installiertes Belüftungssystem mit deutlich höheren Kosten verbunden, als der Einsatz eines einfachen Güllemixers. Als Teil eines Gesamtverfahrens kann Gülle in einem geschlossenen System intensiv belüftet werden, um zusätzlich eine Hygienisierung zu erreichen und den in der Abluft vorhandenen Ammoniak anschließend wieder rückzugewinnen. (Pötsch, 2011)

4.3.7 Nitrifikation und Denitrifikation

Das Verfahren der Nitrifikation und Denitrifikation ist ein bereits seit vielen Jahrzehnten in der Abwasserbehandlung etabliertes Verfahren, um die im Abwasser vorhandene Stickstofffracht zu elementarem, gasförmigem Luftstickstoff (N₂) umzuwandeln. Die Nitrifikation und Denitrifikation erfolgt in speziell dafür konzipierten Becken. Während der Nitrifikation wird Ammonium durch den Einfluss von Bakterien, den sog. Nitrifikanten, zu Nitrat (NO₃⁻) umgesetzt. Die Nitrifikanten sind auf spezielle Umgebungsbedingungen angewiesen, um entsprechend wachsen zu können. So muss beispielsweise eine ausreichende Zufuhr von Sauerstoff gegeben sein (ca. 2,0 mg/l O₂), um die Aktivität der aeroben Bakterien zu gewährleisten. Zudem sind geeignete pH-Werte und Temperaturen von über 6,7 bzw. 10 °C entscheidend. Daneben benötigen die Nitrifikanten ausreichend organisches Material, um geeignete Wachstumsbedingungen vorzufinden. Die Nitrifikation verläuft in zwei Teilschritten.

Nitrifikation und Denitrifikation

Besonderheiten:

- Überführung des Gesamt-N in Luftstickstoff
- Verlust von wertvollem N
- Partielle Nitrifikation möglich

Kosten:

Für 1.500 m³:
240.000 –
300.000 €

Betriebskosten:

Laufend:
2,5 – 5,2 €/t

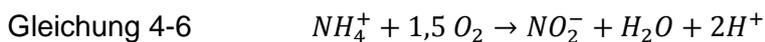
Emissionen:

Freisetzung
von N₂O
möglich

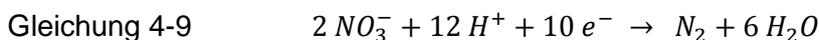
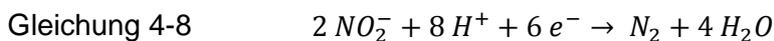
Entfernungsraten:

NH₄: 98 -99 %
Gesamt-N: 74 – 75 %

Zuerst wird Ammonium durch den Bakterienstamm der Nitrosomonas zu Nitrit (NO₂⁻) oxidiert (Gleichung 4-6). Im zweiten Schritt folgt die Umwandlung zu Nitrat (NO₃⁻) durch die Nitrobacter-Bakterien (Gleichung 4-7). (Aust, 2006)



Nach der Nitrifikation erfolgt die Umwandlung zu elementarem gasförmigen Stickstoff (Denitrifikation). Hierbei wird entweder Nitrit oder Nitrat unter Ausschuss von Sauerstoff zu Stickstoff (N₂) reduziert (Gleichung 4-8 u. Gleichung 4-9).



Als Energiequelle wird für die Denitrifikation ebenfalls ausreichend organisches Material benötigt. Durch eine vorgeschaltete Separation oder Vergärung von Schweinegülle wird die Menge an verfügbarem, biologisch abbaubarem Kohlenstoff verringert, wodurch die Zugabe von externen Kohlenstoffquellen wie Methanol oder Acetat notwendig werden kann (Rajagopal & Béline, 2011).

Ein relativ neues Verfahren zur Denitrifikation stellt die Kombination aus partieller Nitritation und Anammox (PNA) dar. Ziel dieses Verfahrens ist es, Nitrit (NO_2^-) direkt zu Stickstoff (N_2) umzuwandeln (Gleichung 4-8) und die Stufe der Nitratbildung (Gleichung 4-7) zu unterbinden. Die Vorteile ergeben sich aus dem um ca. 25 % niedrigeren Sauerstoffbedarf und dem um ca. 40 % niedrigeren Bedarf an verfügbarem, organischem Material. Um die Bildung von Nitrat zu verhindern, muss die Aktivität der nitritoxidierenden Bakterien (NOB) herabgesetzt werden. Dies lässt sich durch Variationen in der Belüftung, leichte Veränderungen des pH-Wertes sowie Anhebung der Temperatur erreichen (Gilbert, 2014). Ammoniumoxidierende Bakterien (AOB) erreichen bereits bei niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen höhere Umsatzraten, was zu einer Selektion der NOB führt. Zudem besitzen AOB eine erhöhte Toleranz gegenüber Ammoniak, weswegen NOB bei erhöhten pH-Werten bereits bei geringeren NH_3 -Konzentrationen gehemmt werden. (Gilbert, 2014)

Spezielle Versuche zur partiellen Nitritation und Anammox von Schweinegülle wurden von Rajagopal & Béline (2011) durchgeführt. Unter Laborbedingungen konnte durch eine periodisch erfolgende Belüftung 98 – 99 % des Ammoniumgehaltes sowie 74 – 75 % des gesamten Stickstoffgehaltes entfernt werden.

Insgesamt ist das Verfahren der Nitrifikation und Denitrifikation für die Behandlung von Schweinegülle nicht anzuraten, da der für die Düngung wertvolle Stickstoff ungenutzt in die Atmosphäre verlorengeht. Da Schweinegülle mit etwa 4,2 g/l im Gegensatz zu Abwasser mit 73,6 mg/l (Husmann, 2013) eine weitaus höhere Stickstoffkonzentration aufweist und zudem für die landwirtschaftliche Düngung zugelassen ist, sollten die darin enthaltenen Nährstoffe, wo immer es möglich ist, weitergenutzt werden. Foged u. a. (2011) beziffert die Investitionskosten für eine Anlage mit einem Jahresdurchsatz von 15.000 m^3 auf 240.000 – 300.000 €. Die Betriebskosten einschließlich notwendiger Separation und Kompostierung belaufen sich auf 2,5 – 5,2 €/t.

4.4 Verfahren zur Behandlung der Festphase

An die Abtrennung der Feststoffe durch verschiedenste Separationsverfahren können sich weitere Verfahren zur Behandlung der Feststoffe anschließen. Ziel dieser Verfahren ist meist die weitergehende Reduktion des Wassergehaltes und die damit einhergehende Volumenreduktion. Oft weisen die erzeugten Produkte (Kompost, Biokohle, etc.) zudem einen höheren Marktwert auf, womit sich höhere Abgabepreise erzielen lassen. Aufgrund des erhöhten Kohlenstoffgehaltes der Feststoffe, können zudem weitere Nutzungsformen interessant werden. Die Hygienisierung der Feststoffe durch hohe Temperaturen ist bei vielen Prozessen ein positiver Nebeneffekt.

4.4.1 Thermische Trocknung

Die Trocknung verfolgt das Ziel, den Wassergehalt des Ausgangsmaterials weitestgehend zu reduzieren und somit ein leicht zu lagerndes und zu transportierendes Endprodukt zu gewinnen. Das Trockengut kann dann z. B. als Dünger, Einstreu oder Torfersatz im landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Bereich eingesetzt werden. Eine vorgeschaltete Trocknung kann ebenfalls bei manchen thermochemischen Verwertungsverfahren wie der Verbrennung, der Pyrolyse sowie der trockenen Vergasung notwendig sein (vgl. Kap. 4.4.4). Um den Energiebedarf des

Thermische Trocknung

Besonderheiten:

- *Weitestgehende Reduktion des Wassergehaltes*
- *Teilweise hohe Ammoniakverluste*
- *Hygienisierung des Trockengutes*
- *Nutzung von Abwärme möglich*
- *Abluftreinigung erforderlich*

Kosten:

150 000 –
300 000 €

Betriebskosten:

Keine Angabe

TS-Gehalt:

50 – 90 %

Verlustraten:

Gesamt-N: 80 - 90 %

ohnehin energieintensiven Trocknungsprozesses zu senken, muss die Gülle durch die bereits beschriebenen Separationsverfahren soweit wie möglich entwässert werden. Auch ist das damit vorentwässerte Material leichter in den Trockner einzubringen. Liegen für die Trocknung immer noch zu hohe Feuchtigkeitsgehalte vor, kann das Eingangsmaterial auch alternativ mit bereits getrocknetem Material vermischt werden. Die Beheizung erfolgt meist in Kombination mit einem Blockheizkraftwerk (BHKW) oder einer anderen Heißluftquelle, um die Energiekosten einer solchen Anlage deutlich zu senken (Sommer u. a., 2013). Als Trockner kommen vornehmlich Band-, Trommel-, Schubwende- sowie Wirbelschichttrockner zum Einsatz. Bei der Trocknung werden maßgeblich zwei Prinzipien der Wärmeübertragung unterschieden (Heindl, 2016). Bei der Konvektionstrocknung wird das zu trocknende Substrat direkt mit erhitztem Gas, Rauch oder Luft in Kontakt gebracht. Bei der Kontaktstrocknung wird das Trockengut über eine erhitzte Kontaktfläche getrocknet. In allen Fällen ist darauf zu achten, die

Abluft durch geeignete Verfahren wie Staubfilter und Biowäscher soweit zu reinigen, dass diese den gesetzlichen Bestimmungen entspricht. Die Abluft beinhaltet flüchtige organische Verbindungen, Staub sowie insbesondere Ammoniak. Die Ammoniakverluste können bis zu 80 - 90 % betragen. (Fuchs & Drosig, 2010; Heindl, 2016)

Bei Verwendung eines Bandtrockners wird das zu trocknende Gut auf ein Transportband aufgebracht, welches aus einem Drahtgewebe, Stahlstäben oder perforierten Stahlplatten bestehen kann. Das Transportband wird durch einen geschlossenen Trockenraum bewegt. Dabei können mehrere Transportbänder gegenläufig angeordnet sein, um eine möglichst lange Umlaufdauer auf geringem Raum zu erreichen. Aufgrund seiner relativ niedrigen Betriebstemperatur ist dieses Verfahren in der Lage, auch Abwärme im Bereich von 100 – 150 °C zu nutzen. Die Heißluft wird im Kreis geführt, um eine möglichst hohe Wassersättigung zu erreichen (Abbildung 4-21). (Fuchs & Drosig, 2010; Heindl, 2016)

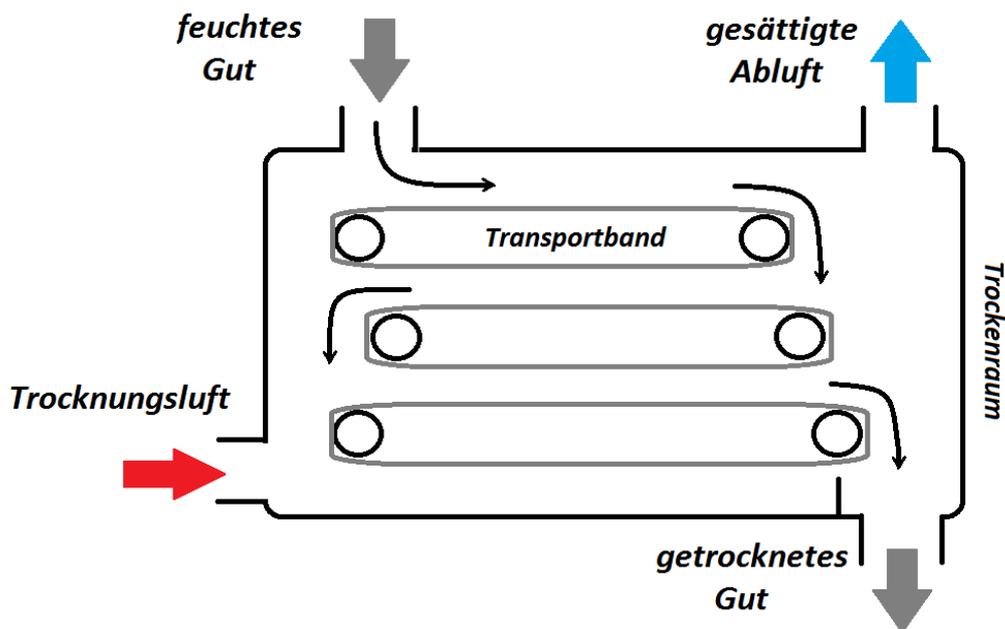


Abbildung 4-21: Schematische Skizze eines Bandtrocknungsverfahrens

Der Trommeltrockner hingegen besteht aus einem drehbar gelagerten Rohr, durch welches erhitzte Luft strömt (Abbildung 4-22). Das zu trocknende Material wird z. B. durch Spiralanordnungen in der Trommel oder durch leichte Schräglage durch das System befördert. Es ist auch möglich, mehrerer Rohre hintereinanderschalten, um im Falle geringerer Baugröße längere Trocknungszeiten zu erreichen. Die Temperaturen erreichen bei der Trommeltrocknung meistens über 400 °C. Ein spezielles Verfahren zur Trommeltrocknung von Gärresten, Schüttgütern sowie separierter Schweinegülle hat die Firma REW Regenig[®] konzipiert. Rauchgase eines BHKW werden hier im Gleichstrom durch das Außenrohr eines Doppelmantels geführt. Damit wird das feuchte Material mit der 500 °C heißen Abluft indirekt über Strahlungs- und Kontaktwärme aufgeheizt und getrocknet. Je nach Heizenergie, Inputmaterial, Ziel- und Inputfeuchte können ca.

Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle

200 – 600 kg/h getrocknet werden. Der TS-Gehalt des hygienisierten Endproduktes kann flexibel zwischen ca. 50 – 90 % geregelt werden. Der ammoniakreiche überhitzte Dampf wird über einen integrierten Wäscher gereinigt, wobei Ammoniakwasser anfällt, welches als Dünger verwendet werden kann. Phosphor bleibt nahezu vollständig im Trockengut vorhanden. Diese spezielle Anlage wird in einem 40'-Container geliefert und kostet zwischen 150.000 und 300.000 €. Der Stromverbrauch ist mit 3 – 4 kWh relativ gering. (Gummersbach, 2017)

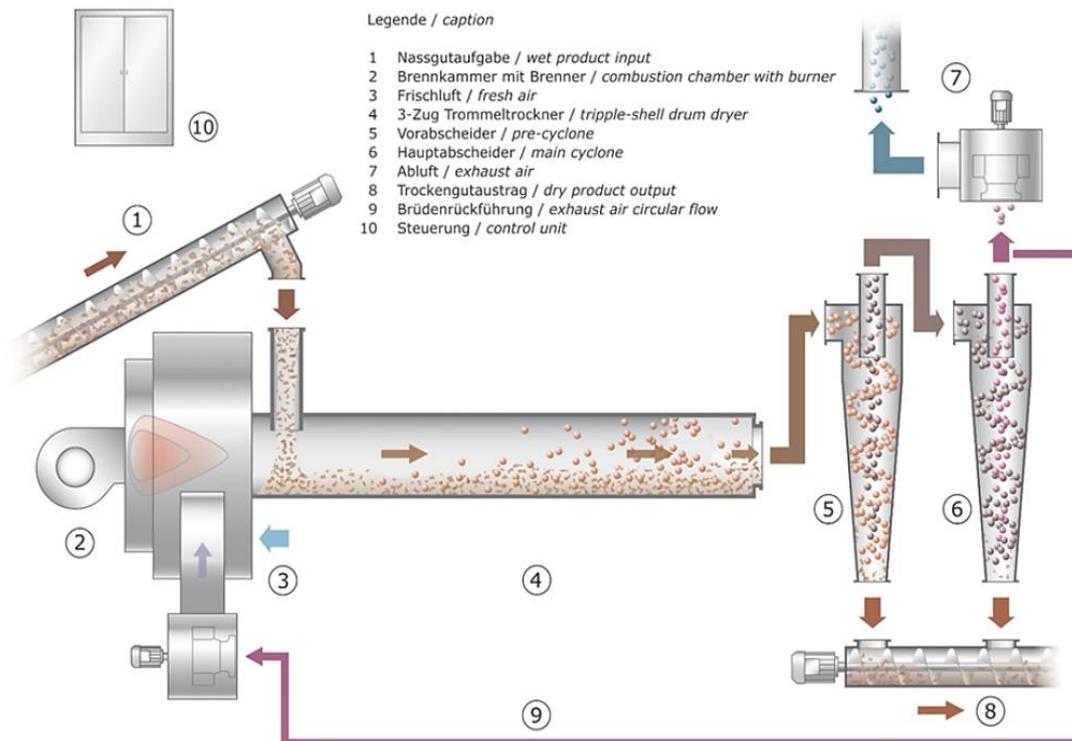


Abbildung 4-22: Prinzipielle Funktionsweise eines Trommelrockners (Doerfler GmbH, 2017)

4.4.2 Kompostierung

Die Kompostierung wurde schon seit jeher genutzt, um Biomasse in wertvollen Kompost umzusetzen. Wenn bestimmte Randbedingungen eingehalten werden, kann auch die Festphase separierter Gülle kompostiert werden. Ziel der Kompostierung ist die Umsetzung von organischem Material zu stabilem, nährstoffreichem Humus durch natürlich vorkommende Mikroorganismen. Durch die thermophilen aeroben Zersetzungsprozesse werden bei erhöhten Temperaturen zudem Pathogene sowie Unkrautsamen abgetötet (Troy, 2012). Bei der Kompostierung werden das Volumen und der Wassergehalt durch Verdampfung reduziert. Dies hat eine Erhöhung der Trockenmasse sowie die Verringerung der Geruchsentwicklung zur Folge. Das Endprodukt ist dann leichter zu transportieren und zu lagern (Bernal u. a., 1996). Anorganischer Stickstoff

Kompostierung

Besonderheiten:

- Gewinnung von hochwertigem Humus
- Vorhergehende Entwässerung und/oder ausreichend Füllmaterial notwendig
- C:N-Verhältniss und Wassergehalt entscheidend
- Verschiedene Kompostiersysteme
- Umwandlung zu organischem N

Kosten:

100 000 –
320 000 €

Betriebskosten:

> 3,50 €/m³

Erforderliche Bedingungen:

C:N-Verhältniss:
20 – 30
Wassergehalt:
40 – 60 %

Verlustraten:

Gesamt-N: 10 - 30 %
Methanverluste
durch anaerobe Zonen möglich

in Form von Ammonium und Ammoniak wird während des Kompostiervorgangs in organische Formen umgewandelt, was zu stabileren Stickstoffdepots im Boden führt (Imbeah, 1998). Die Umsetzrate sowie die Zusammensetzung des fertigen Komposts hängen von den Komponenten Temperatur, Sauerstoffverfügbarkeit, Wassergehalt, pH-Wert, C:N-Verhältnis, Partikelgröße und Dichte ab. Diese werden stark von der Art und Zusammensetzung der verwendeten Ausgangsstoffe beeinflusst (Troy, 2012). Die beiden wichtigsten Einflussgrößen stellen jedoch der Wassergehalt sowie das C:N-Verhältniss dar (Richard u. a., 2001).

Die Kompostierung gliedert sich in zwei Hauptphasen. Die erste Phase, die sog. Hauptrotte, ist durch einen hohen Sauerstoffbedarf und hohe Temperaturen im mesophilen Bereich (15 – 45 °C) gekennzeichnet. Diese Phase kann nochmals in drei Teilschritte untergliedert werden. In einem ersten Schritt werden unter mesophilen Bedingungen einfache Verbindungen wie Aminosäuren, Zuckerverbindungen sowie Proteine durch Bakterien abgebaut. Hier kommt es zur weiteren Temperaturerhöhung durch die natürlichen Abbauprozesse. Sobald die für die thermophilen Bakterien optimalen Bedingungen erreicht sind (55 – 65 °C), kommt es zur Zersetzung organischer Stoffe wie Zellulose, Hemizellulose, Fette und Lignine unter Freisetzung von Kohlendioxid, Ammoniak, Wasser sowie organischer Säuren (Bernal u. a., 1996). Unter diesen Bedingungen werden Pathogene und

Keime effektiv abgetötet. Dieser Schritt weist zudem den höchsten Sauerstoffbedarf sowie die höchste Umsatzrate auf. Eine Erhöhung des pH-Wertes und eine Verminderung des C:N-Verhältnisses sind die Folge. Nachdem der Großteil der organischen Verbindungen abgebaut wurde, verringert sich die Aktivität der thermophilen Bakterien und der Kompost kühlt wieder auf mesophile Temperaturen ab. In der zweiten Hauptphase, der sog. Nachrotte, kommt es zur Stabilisierung der organischen Stoffe und zur Bildung von Humus. Durch die niedrigeren Temperaturen produzieren Nitrifikanten Nitrat, was ein enges Verhältnis von $\text{NH}_4:\text{NO}_3$ zur Folge hat. Wird der Kompost ohne ausreichend langer Nachrotte als Dünger verwendet, kann es durch den hohen Anteil an leicht abbaubaren Stoffen zu einer hohen Sauerstoffzehrung im Boden und somit zu einem verzögerten Pflanzenwachstum kommen (Troy, 2012).

Wie bereits angeführt, stellen der Wassergehalt und das C:N-Verhältnis neben einer guten Durchlüftung die beiden wichtigsten Kenngrößen für die Kompostierung dar. Die optimalen Wassergehalte für Kompost mit Gülle als Hauptsubstrat reichen von 40 – 60 % (Sweeten & Auvermann, 2008). Höhere Gehalte führen meist zu anaeroben Zonen, da Sauerstoff nicht mehr ungehindert in alle Bereiche des Komposts vordringen kann. Aus diesem Grund ist rohe Schweinegülle mit TS-Gehalten um 5 % für die Kompostierung ungeeignet. Aus diesem Grund bietet sich zur Kompostierung vor allem die Festphase separierter Schweinegülle an, welche sich aber aufgrund des immer noch hohen Wassergehaltes nicht als alleiniges Kompostmaterial eignet (Georgacakis u. a., 1996). Das optimale C:N-Verhältnis für die Kompostierung liegt bei etwa 20 – 30 : 1 (Sweeten & Auvermann, 2008). Kohlenstoff dient den Mikroorganismen als Energiequelle, Stickstoff zur Proteinsynthese und somit zum Wachstum. Höhere C:N-Verhältnisse schlagen sich in einer langsameren Kompostierung nieder, da der Mangel an Stickstoff das Wachstum der Mikroorganismen hemmt (Bernal u. a., 2009). Geringere C:N-Verhältnisse hingegen führen zu unverhältnismäßig hohen Verlusten von Stickstoff durch Ammoniakemissionen. Separierte Schweinegülle weist aufgrund ihres hohen Stickstoffanteils mit etwa 11,3:1 ein relativ geringes C:N-Verhältnis auf (Huang u. a., 2006). Aufgrund des ungünstigen C:N-Verhältnisses sowie dem immer noch hohem Wasseranteil muss der separierten Gülle deswegen ein kohlenstoffreiches, relativ trockenes Material zugegeben werden. Substrate wie sich z. B. Stroh, Sägemehl, Torf und Hühnereinstreu haben sich bewährt. Sie helfen zudem dabei, die Belüftung und Kompoststruktur zu verbessern. Auch Rohgülle kann unter Einsatz von Füllmaterial kompostiert werden. Allerdings sind hierzu sehr hohe Mengen an Fremdmaterial notwendig (Rynk, 1992). Insgesamt ist es von Vorteil, wenn geeignetes Material bereits in bestimmten Mengen auf dem Betrieb oder in der nahen Umgebung zur Verfügung steht. Alternativ kann die Zugabe von Biokohle die Qualität des Komposts erhöhen und den Verlauf der Kompostierung signifikant verbessern. Kohle hilft zudem dabei, die Durchlüftung zu verbessern und gleichzeitig Stickstoff zu binden (Quicker & Weber, 2016). In Studien wurde nachgewiesen, dass Ammoniakverluste während der Kompostierung durch die Zugabe von 9 Volumenprozent Pflanzenkohle aus Bambus um bis

zu 64 % gesenkt werden konnten (Hua u. a., 2009, 2012). Zudem zeigten die mit Pflanzkohle versetzten Kompostdüngergaben höhere Biomasseerträge von 20 bis 27 %. Der Einsatz von Biokohle als Alternative zu anderen Füllmaterialien ist in jedem Fall in Erwägung zu ziehen. Des Weiteren kann eine einfache Abdeckung mittels einer Plane helfen, Ammoniakemissionen nochmals zu verringern. (Troy, 2012)

Im großbetrieblichen Einsatz kommen maßgeblich drei Verfahren zur Kompostierung großer Reststoffmengen zum Einsatz. Ein gängiges Verfahren ist die Schichtung des organischen Materials in trapezförmigen länglichen Mieten. Diese sind normalerweise zwischen 1 bis 2,7 m hoch und in etwa 3 – 6 m breit (Wicks & Keener, 2012). Da die Hauptrotte einen hohen Sauerstoffbedarf mit sich bringt, muss die Miete durch einen speziellen Kompostumsetzer gewendet werden. Größere Dimensionen sind möglich, wenn Schaufelbagger zum Umwenden verwendet werden. Der Kompost wird so je nach Bedarf mehrmals im Laufe der Rotte gewendet. Romano u. a. (2014) empfehlen, den Kompost bei Erreichen einer Kerntemperatur von 60 °C zu wenden. Als Lagerfläche sind befestigte Flächen notwendig, um das Grundwasser vor Sickersäften zu schützen. Des Weiteren ist es möglich, dauerhafte Mieten anzulegen, wobei die Kompostmasse hier nicht gewendet wird. Da ein mechanisches Wenden ausbleibt, können die Dimensionen viel größer gewählt werden. Die größte Herausforderung stellt die ausreichende Versorgung der Miete mit Sauerstoff dar. Durch eine aktive oder auch passive Belüftung wird versucht, anaerobe Verhältnisse zu vermeiden. Für die aktive Belüftung werden Pumpen oder Kompressoren verwendet, um Luft durch den Kompost zu leiten. Ein Nachteil der aktiven Belüftung stellen jedoch Verluste von Stickstoff in Form von Ammoniak dar, welche stark von der Belüftungsintensität abhängen. Eine passive Belüftung kann diese Emissionen um ein Vielfaches reduzieren (Troy, 2012). Dazu werden speziell im Kompost eingebrachte Belüftungsrohre eingesetzt, um eine Luftzirkulation von unten zu gewährleisten. Diese Art der Belüftung erfordert somit einen geringeren Kosten- und Energieaufwand. Mittlere Verlustraten des gesamten Stickstoffs betragen bei der Kompostierung zwischen 10 – 30 % (Ackerman & Cicek, 2010). Niedrigere Belüftungsraten können jedoch zum Anstieg von Methanemissionen führen, da anaerobe Zonen nicht auszuschließen sind. Die Wahl der Belüftungsart hängt von der Art des zu kompostierenden Materials ab. Grundsätzlich benötigt grob strukturiertes Material aufgrund seiner vielen Zwischenräume weniger Belüftung. Um Emissionen und etwaige Geruchsbelästigungen zu vermeiden, kann die Kompostierung ebenfalls in einem geschlossenen System wie etwa einer Halle ablaufen. Hier kann die Abluft über einen Biofilter geführt werden. Die Belüftung erfolgt meist aktiv von unten (Amlinger u. a., 2005). Als weiteres Verfahren ist die Schnellkompostierung in einem Trommelbehälter anzuführen. Hier wird das Material kontinuierlich einer Trommel zugeführt und durch langsame Drehung unter Luftzufuhr durch den Behälter bewegt. Je nach Aufenthaltszeit des Komposts kann eine Nachrotte noch notwendig sein. Die Dauer des Kompostiervorgangs beträgt für die Hauptrotte meist zwischen 40 und 130 Tage, für die Nachrotte

zwischen 30 und 200 Tage (Ackerman & Cicek, 2010). (Amlinger u. a., 2005; Wicks & Keener, 2012)

Die Kompostierung der Festphase separierter Schweinegülle wurde von Troy (2012) untersucht. Schweinegülle wurde in diesem Versuch unter Zuhilfenahme von Fällungs- und Flockungsmitteln (Aluminiumsulfat, PAM) durch eine Dekanterzentrifuge separiert. Der TS-Gehalt der Schweinegülle konnte damit auf 30 – 38 % angehoben werden. Als Füllmaterial kamen Sägemehl, zerkleinerter Grünschnitt, Stroh und Holzschnitzel zum Einsatz, um das C:N-Verhältnis auf ca. 18 anzuheben und den Wassergehalt zu senken. Zum Vergleich wurde die Festphase separierter Gülle ohne Füllmaterial kompostiert. Dabei konnte in den ersten 5 Tagen eine starke Geruchsentwicklung wahrgenommen werden, welche aber nach 7 – 8 Tagen wieder deutlich zurückging. Mit Ausnahme des Komposts, welcher ausschließlich aus separierter Gülle bestand, war nach 56 Tagen nur mehr eine geruchsarme torfartige Substanz übrig. Die relativ kurze Kompostierdauer ist aller Wahrscheinlichkeit nach auf die relativ geringe Menge des zu kompostierenden Materials zurückzuführen. Versuche von Romano u. a. (2014) mit separierter Schweinegülle wiesen eine Kompostierdauer von 130 Tagen auf. Der Kompost aus reiner Gülle zeigte unangenehme Geruchsentwicklung und es bildeten sich Konglomerate aus. Insgesamt wurde aus diesen Versuchen ersichtlich, dass für eine erfolgreiche Kompostierung von Schweinegülle ein Wassergehalt von unter 60 % anzustreben ist. Als geeignete Füllmaterialien haben sich Sägemehl, Stroh und Grünschnitt erwiesen. Mischungsverhältnisse von separierter Gülle und trockenem Sägemehl von 4:1 wurden als optimal angesehen. Stroh muss aufgrund seiner geringen Dichte in verhältnismäßig hohen Mengen zugeführt werden. Separierte Gülle ohne Füllmaterialien ergab in jeder Hinsicht eine unzureichende Kompostierung. (Troy, 2012)

Die Kosten für die Kompostierung von 10.500 m³ separierter Schweinegülle mit Sägemehl und aktiver Belüftung belaufen sich laut Troy (2012) auf ca. 3,50 €/m³. Die Investitionskosten für die Belüftungsvorrichtung sowie für das Kompostlager (890 m³) belaufen sich auf ca. 7.800 €. Da diese Art der Kompostierung allerdings einer vorhergehenden Separierung bedarf, steigen die Investitionskosten bei Verwendung einer Dekanterzentrifuge auf etwa 677.000 € an. Die laufenden Kosten würden unter Berücksichtigung der Separation 16,22 €/m³ betragen. Um die Kosten zu senken, könnte alternativ das Eindickverfahren in Kombination mit der Schneckenpressung zur Separierung verwendet werden. Inwieweit die Anforderungen an die Kompostierung damit erfüllt werden, müsste mit Versuchen nachgewiesen werden. Die Kompostierung von Rohgülle mit ausreichenden Mengen an Füllmaterial können die Investitionskosten erheblich senken. So werden z. B. auf einer Farm in der Bretagne insgesamt 2.000 m³ Gülle und 140 Tonnen Weizenstroh pro Jahr ohne Einsatz von Separationstechniken zu einem nährstoffreichen Kompost umgesetzt (siehe Kap. 5.4). Die Investitionskosten beliefen sich für die Halle sowie für die Pump- und Einmischtechnik auf rund 150.000 € und es ist mit Betriebskosten von etwa 4,00 € pro m³ behandelter Gülle zu rechnen (Kenevez & Mongredien, 2009). Der Trommelkomposter Quantor XL[®] der Firma

ESCAB erfordert Anlagekosten von 320.000 € bei einem jährlichen Durchsatz von 14.500 m³. Der Energieaufwand beträgt jährlich 15.000– 20.000 kWh (Sindhöj & Rodhe, 2013).

Da Kompost nicht nur deutlich lager- und transportfähiger als Gülle ist, sondern auch einen ausgezeichneten Bodenverbesserer darstellt, ist es insgesamt schwierig, den Nutzen einer Kompostierung durch eine reine Kostenrechnung zu verifizieren. So eignet sich Kompost vorzüglich, um das Bodenleben durch bodenverbessernde Mikroorganismen und Bakterien zu fördern, Nährstoffe in den Boden rückzuführen sowie aktiv Humus aufzubauen. Dabei liegt nur ein geringer Teil des Stickstoffs unmittelbar in pflanzenverfügbarer Form als Ammonium oder Nitrat vor. Der Großteil (> 90 %) ist organisch gebunden und kann somit langsam von den Pflanzen im Laufe der Zeit aufgenommen werden. So verhindert die Aufbringung von Kompost die Auswaschung und Ausgasung großer Mengen an Nitrat und Ammoniak. Verwertbare Nährstoffe stehen aber immer noch in ausreichender Menge zur Verfügung. Die Zugabe von Biokohle während der Kompostierung kann die Bindung von Nitrat im Boden zudem noch weiter begünstigen. Des Weiteren bedingt Kompost die Verbesserung eines gesunden Bodenlebens durch die Bereitstellung von frischem Humus und organischem Material. Regenwürmer und andere Kleinstlebewesen besiedeln den Boden und sorgen mit ihrer Aktivität dafür, dass die Nährstoffe im gesamten Wurzelhorizont verteilt werden. So kommt es nicht nur zur optimalen Nährstoffverteilung, sondern durch die durch das Bodenleben bedingte Auflockerung auch zur Verbesserung der Bodenstruktur. Diese bedingt eine bessere Durchlüftung sowie eine Erhöhung der Wasserrückhaltekapazität. Dabei besitzt Humus selbst eine enorme Wasserspeicherkapazität, welche das 20-fache des Eigengewichts erreichen kann. Ein gut mit Kompost versorgter Boden übersteht längere Trockenperioden problemlos und gleichzeitig wird die Nährstoffauswaschung bei starken Regenfällen vermindert. (Lewis & Lowenfels, 2010; Fecher, 2014)

4.4.3 Pelletierung

Die Pelletierung schließt sich zumeist an die Trocknung oder Kompostierung an und verfolgt das Ziel, das trockene Substrat in eine entsprechend vordefinierte Form und Größe zu bringen. Der Vorteil der Pelletierung ist, dass das Endprodukt meist eine höhere Schüttdichte bei geringerer Staubbildung aufweist. Weiterhin besitzen die Pellets einen geringeren Wassergehalt und eine einheitliche Geometrie, weswegen sie z. B. mit landwirtschaftlichem Gerät leichter auszubringen sind. Insgesamt stellt die Pelletierung allerdings einen sehr energieaufwendigen Prozess dar, da zwischen 37 – 40 % der eingesetzten Energie durch Reibung verlorengeht. Um ein Substrat mit geeignetem Feinheitsgrad für die Pelletierung bereitzustellen, ist zuvor meist ein Vermahlungs- bzw. Zerkleinerungsschritt notwendig. Das Substrat wird anschließend durch Druck-

und Temperatureinfluss in Pelletform gebracht, indem es durch eine Matrize gepresst und somit gleichmäßig stark verdichtet wird (Abbildung 4-23). Die Temperaturen variieren zumeist zwischen 60 bis 140 °C. Es existieren verschiedene Pelletiersysteme wie z. B. die Pelletmühle, die Brikettpresse oder der Schneckenextruder, wobei nur die ersten beiden Verfahren nach internationalen Standards genormt sind. Die Geometrie der Matrize sowie die Verweilzeit der Biomasse müssen optimal auf das Rohmaterial abgestimmt sein, um eine hohe Qualität der Pellets zu erreichen. Auch ist der Wassergehalt des Ausgangsstoffes von entscheidender Bedeutung und kann meist in Form von Heißdampf variabel eingestellt werden. Des Weiteren besteht die Möglichkeit der Zugabe von Presshilfsmitteln, welche die Bindungseigenschaften verbessern und eine deutliche Leistungssteigerung bei geringerem Energieverbrauch bewirken können. (Kaltschmitt u. a., 2009; Tumuluru u. a., 2011)

Pelletierung

Besonderheiten:

- *Verbesserte Schüttdichte*
- *Einheitliche Geometrie*
- *Hohe Reibungsverluste beim Pressvorgang*
- *Homogenere Ausbringung mit landwirtschaftlichem Gerät*

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

TS-Gehalt:

87,5 – 95,5 %

Schüttdichte:

ca. 700 kg/m³

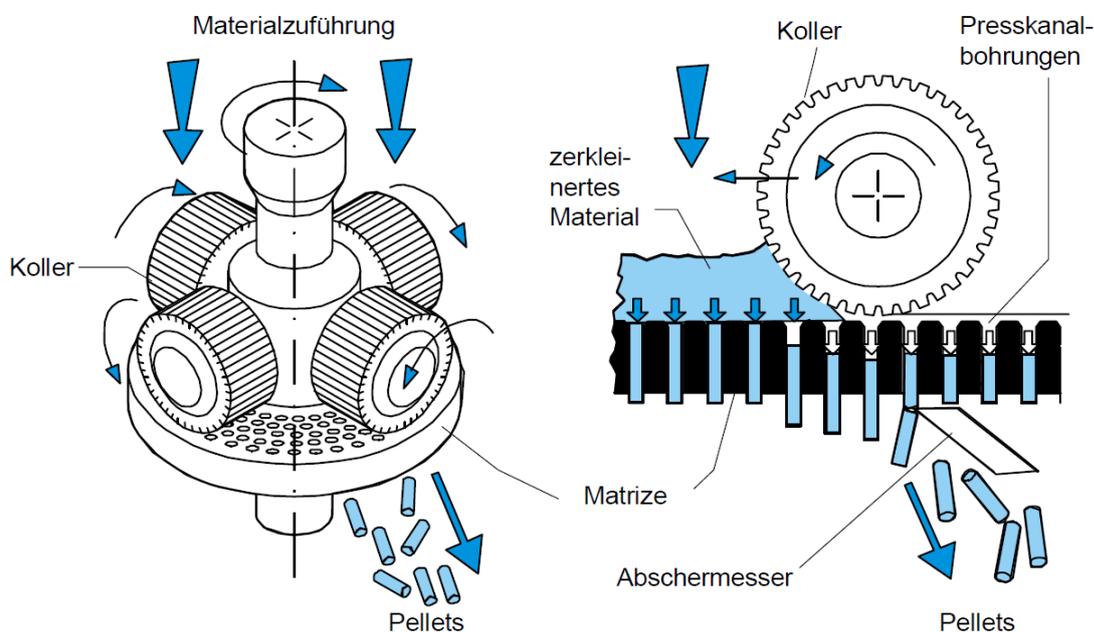


Abbildung 4-23: Arbeitsprinzip einer Kollergangpresse mit Flachmatrize (Kaltschmitt u. a., 2009)

Die Pelletierung von kompostierter Schweinegülle wurde von Romano u. a. (2014) untersucht. Zuvor separierte Schweinegülle wurde mit Füllmaterial für 130 Tage kompostiert und anschließend in Pellets gepresst. Der Wassergehalt

reichte von 4,2 % bis 12,5 %. Die Schüttdichte betrug bei pelletierter Schweinegülle mit Sägemehl als Füllmaterial 701 kg/m³. Im Vergleich dazu weisen Sägemehl oder Holzhackschnitzel und kompostierte Schweinegülle nur eine Schüttdichte von etwa 150 – 200 kg/m³ bzw. 325 – 480 kg/m³ auf (Tumuluru u. a., 2011). Die Pellets genügten dabei den Ansprüchen, um bei der Ausbringungsqualität mit herkömmlichen industriell vertriebenen, pelletierten, organischen Düngern mitzuhalten. (Romano u. a., 2014)

4.4.4 Thermochemische Verwertung

Die thermochemische Verwertung ist ein Sammelbegriff für Verfahren, bei welchen Biomasse auf hohe Temperaturen erhitzt wird und die einzelnen Bestandteile dann thermisch aufgespalten werden. Ein Vorteil der thermochemischen Verwertung gegenüber biologischen Verfahren ist die Umsetzung des Großteils der Biomasse in energiereiche Produkte. Bei der thermochemischen Verwertung wird zwischen der Verbrennung, der Vergasung, der Pyrolyse sowie der hydrothermalen Karbonisierung (HTC) bzw. der hydrothermalen Verflüssigung (HTL) unterschieden. Jedes dieser Verfahren weist spezifische Prozessparameter auf (Tabelle 4-8). Die Temperaturen reichen je nach Prozess von 250 °C bis über 1500 °C bei Prozesszeiten von wenigen Sekunden bis mehrere Tage (Cao u. a., 2011). Je nach Verfahren entstehen Synthesegas, Bioöl, Teer sowie schließlich Biokohle in unterschiedlicher mengenmäßiger und chemischer Zusammensetzung. Die Endprodukte zeichnen sich im Gegensatz zur Gülle durch bessere Transport- und Lagereigenschaften aus (Cao u. a., 2011). Die Pyrolyse sowie die hydrothermale Karbonisierung bzw. Verflüssigung sind Verfahren, welche in der Gülleverwertung aufgrund ihrer Komplexität bislang nur eine sehr geringe Rolle spielen (Foged u. a., 2011). (Wicks & Keener, 2012; Hamilton u. a., 2016)

Tabelle 4-8: Spezifische Prozessparameter und Produktzusammensetzungen der verschiedenen thermochemischen Verwertungsformen (Wicks & Keener, 2012; Hamilton u. a., 2016)

Prozess	Temperatur [°C]	Sauerstoff- zufuhr	Zeit
Verbrennung	800 – 1.650	Hoch	Min – Std.
Vergasung	750 – 1.500	Gering	Min – Std.
Schnelle Pyrolyse	400 - 600	Keine	Sekunden
Langsame Pyrolyse	300 - 800	Keine	Std. – Tage
HTC	< 300	Keine	Stunden
HTL	250 – 400	Keine	15 – 120 Min.

Prozess	Gas	Flüss.	Fest	Endprodukte
Verbrennung	85 -100	0	0 -15	Hitze, Asche
Vergasung	85 - 95	0 - 5	5 - 15	Syngas, Kohle, Asche
Schnelle Pyrolyse	20 - 40	40 - 70	10 – 25	Syngas, Öl, Biokohle
Langsame Pyrolyse	40 - 75	0 - 15	20 - 60	Syngas, Biokohle
HTC	Keine Angaben			Syngas, Öl, Biokohle
HTL	↓	↑	↓	Syngas, Öl, Biokohle

4.4.4.1 Verbrennung

Die Verbrennung ist eine Möglichkeit, aus separierter Schweinegülle thermische Energie zu erzeugen. Im Gegensatz zu dem üblichen Verbrennungsmaterial Holz weist Gülle aufgrund seines hohen Wassergehaltes und dem niedrigeren Energiewert jedoch schwierigere Verbrennungseigenschaften auf (Hersener & Meier, 2002; Edström u. a., 2011). Bei der Verbrennung werden Kohlenstoff, Wasserstoff sowie Schwefel bei Temperaturen von über 800 °C oxidiert. Dabei wird Luft aktiv in den Verbrennungsvorgang geleitet, um eine

Verbrennung

Besonderheiten:

- *Volumen- und Massenreduktion um 70 – 80 %*
- *Sehr hohe Stickstoffverluste (N₂, NO_x)*
- *Phosphor wird vollständig in der Asche gebunden*
- *Nutzung des Energiegehaltes*
- *Vorhergehende Trocknung notwendig*

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

ausreichende Versorgung mit Sauerstoff und somit eine möglichst vollständige Verbrennung zu erreichen. Unter optimalen Bedingungen werden alle organischen Stoffe verbrannt und in Gas umgewandelt. Anorganische Stoffe verbleiben nach dem Vorgang in der Asche zurück. Während der Verbrennung kommt es zu einer Volumen- und Massenreduktion um 70 – 80 %. Um die entstehende Temperatur nutzen zu können, kann z. B. ein Dampferzeuger genutzt werden, um damit eine Turbine zu betreiben. Nach einer Richtlinie der Europäischen Union (Europäisches Parlament, 2008) ist bei der Hauptverwendung eines Brennstoffes mindestens eine Energieeffizienz von 65 % zu erreichen. Aufgrund dessen ist es notwendig, den Wassergehalt der Gülle vor der Verbrennung durch geeignete Verfahren abzusenken. Um die Emissionen gering zu halten und einen hohen energetischen Wirkungsgrad zu erreichen, müssen solche Anlagen zumeist speziellen Anforderungen entsprechen. Darunter fallen z. B. eine gleichmäßige Beschickung sowie Luftverteilung bei homogenem Brennstoffbett (Hersener &

Meier, 2002). Eine mögliche Anlage zur Biomassefeuerung kann wie folgt aussehen (Abbildung 4-24). (Hersener & Meier, 2002; Foged u. a., 2011)

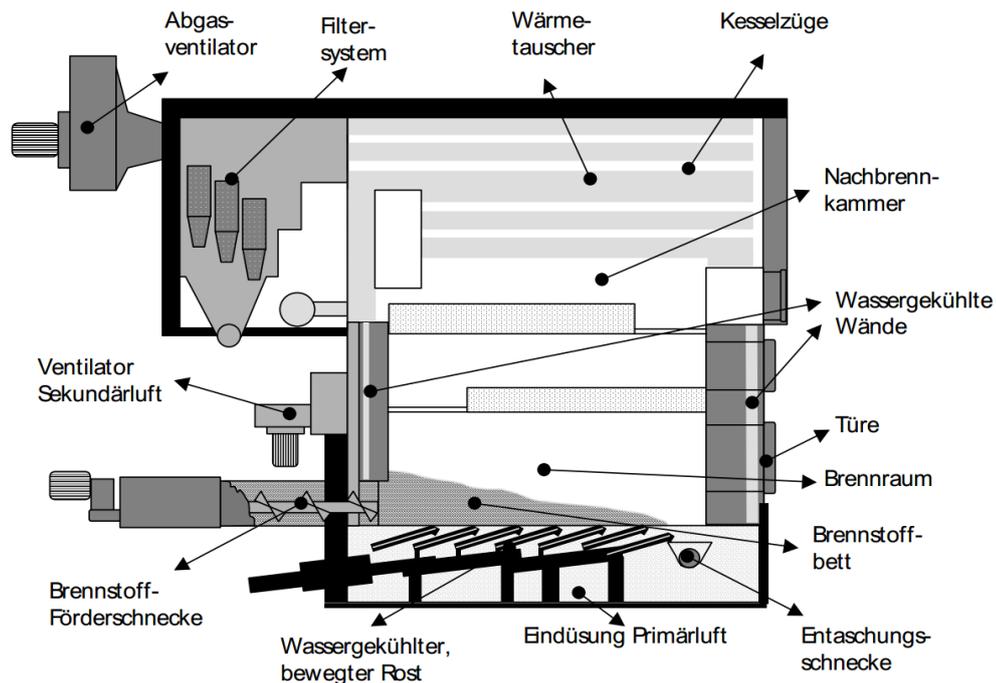


Abbildung 4-24: Schematische Skizze einer Biomassefeuerungsanlage (Hersener & Meier, 2002)

Bei der Verbrennung entweicht ein Großteil des gebundenen Stickstoffs als N_2 und ein geringer Teil als NO_x , welche beide somit an die Atmosphäre verloren gehen. Nur Phosphor verbleibt nahezu vollständig in der Asche und kann z. B. rückgewonnen oder direkt als Dünger verwendet werden. Zu den Kosten einer mit Schweinegülle betriebenen Verbrennungsanlage liegen nach aktuellem Stand keine Daten vor. Allerdings belaufen sich die Anlagenkosten bei Verbrennung von Hühnermist auf ca. 6.300.000 €. Die Beschickungsrate beträgt hier 2 t/h (Florin u. a., 2009).

4.4.4.2 Pyrolyse

Bei der Pyrolyse im herkömmlichen Sinne kommt auf landwirtschaftlicher Ebene vor allem pflanzliche Biomasse wie Stroh, Holz und Ernterückstände zum Einsatz. Bei diesem „trockenen“ Verfahren wird die thermochemische Umwandlung ohne Zusatz von Lösemitteln erreicht. Die Pyrolyse eignet sich jedoch nur für Biomasse mit relativ geringem Wassergehalt. Bei Einsatz von Gülle muss diese vorher in jedem Fall getrocknet werden, um die Anforderungen des Prozesses zu erfüllen. Die Trocknung der bereits vorentwässerten Festphase nach erfolgter Separation ist eine Möglichkeit, um Kosten und Energie zu sparen (siehe Kap. 5.5). Unter Einwirkung von Temperaturen über 300 C° und Ausschluss von Sauerstoff kommt es zunächst zur weiteren Trocknung der Biomassepartikel und anschließend zur Spaltung kovalenter Bindungen. Dabei trennen sich Wasser,

Kohlendioxid, Methan und andere sauerstoffhaltige Gase werden abgetrennt und es bilden sich organische Substanzen wie Essigsäure und Methanol. Auf diesem Weg entstehen Biokohle, Synthesegas sowie Öl als jeweilige Endprodukte der Pyrolyse. Je nach Reaktionszeit und Temperatur wird zwischen der schnellen Pyrolyse und der langsamen Pyrolyse unterschieden. Die schnelle Pyrolyse hat eine hohe Ausbeute von Pyrolyseöl zum Ziel, welches bei der langsamen Pyrolyse nur ein Zwischen-

produkt darstellt. Dies wird durch ein schnelles Aufheizen und Abkühlen und äußerst kurzen Reaktionszeiten im Sekundenbereich erreicht. Das Öl kann dann z. B. zur Treibstoffgewinnung weiterverwendet werden. Die langsame Pyrolyse hingegen zielt auf die Gewinnung von Kohle und Synthesegas ab, weswegen die Reaktionszeiten hier mehrere Stunden bis Tage betragen können. Die produzierte Biokohle besitzt dabei einen hohen Heizwert zwischen 14 – 25 MJ/m³ und kann zur Produktion von Aktivkohle, als Brennmaterial oder als Dünger verwendet werden. Das entstandene Synthesegas setzt sich hauptsächlich aus Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Methan und Wasserstoff zusammen. Typische Methan- gasgehalte liegen im Bereich von 40 – 77 % Es enthält ca. 25 % der Energie des Ausgangsmaterials. Das Öl besitzt einen Heizwert von ca. 22 – 30 MJ/m³ (Foged u. a., 2011). Bisher sind keine Großanlagen zur Pyrolyse von Schweinegülle bekannt. Um die Investitionskosten abschätzen zu können, wird eine für Hühnermist errichtete Pyrolyseanlage herangezogen, bei welcher sich die gesamten Anlagenkosten auf ca. 4.500.000 € belaufen (Lima u. a., 2008). Die Kosten für die zuvor notwendige Trocknungs- und Pelletiereinheit sowie die nachfolgende Spül-, Filter und Verpackungstechnik sind bereits inkludiert. Als Betriebskosten können jährlich in etwa nochmals 1.350.000 € hinzugerechnet werden. Die Anlage besitzt eine tägliche Durchsatzmenge von 20 Tonnen Hühnermist. (Quicker & Weber, 2016; Hamilton u. a., 2016)

Pyrolyse

Besonderheiten:

- *Schnelle oder langsame Pyrolyse*
- *Vorhergehende Trocknung notwendig*
- *Gewinnung von Biokohle, Synthesegas und Öl*
- *Methan gasgehalte von 40 - 77 %*

Kosten:

4.500.000 € für
Hühnermist

Betriebskosten:

1.350.000 €/a
Bei einem Durchsatz
von 20 t/d

4.4.4.3 Vergasung

Die Vergasung ist ein Prozess, bei dem organische Kohlenstoffe in die Gase Kohlenmonoxid, Wasserstoff, Kohlendioxid und Methan umgewandelt werden. Als Reaktionsmedium können Luft, Kohlendioxid, Sauerstoff sowie Dampf verwendet werden. Die Wahl des Reaktionsmediums wirkt sich dabei auf die Zusammensetzung des produzierten Synthesegases aus. Bei der Vergasung kommen typische verfahrenstechnische Reaktorprinzipien wie der Festbett-, der Wirbelschicht- oder der Flugstromreaktor zum Einsatz (Quicker & Weber, 2016). Innerhalb der Vergasung wird zwischen der trockenen Vergasung sowie der nassen Vergasung unterschieden. (Cantrell u. a., 2007)

Vergasung

Besonderheiten:

- Gewinnung von Synthesegas
- Nasse oder trockene Vergasung möglich
- Vorhergehende Trocknung und Separation nur bei der trockenen Vergasung notwendig

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

Die trockene Vergasung arbeitet mit Temperaturen im Bereich von 800 – 1300 °C. Als Endprodukt entstehen Biokohle und Gas mit niedriger Wärmeenergie. Hierbei kommt vornehmlich Biomasse mit einem hohen Trockensubstanzgehalt zum Einsatz. Die Vergasung gliedert sich in vier Teilschritte. In der ersten Phase, der Trocknung, wird Wasser durch die erzeugte Wärmeenergie der nachfolgenden Prozesse verdampft. Ab etwa 250 °C kommt es zu Pyrolyseprozessen und zur Entstehung von Kohle und flüchtigen Verbindungen. Bei weiterer Erhöhung der Temperatur kommt es zu oxidativen und reduktiven Prozessabläufen. Der gesamte Sauerstoff wird zur Oxidation der flüchtigen Verbindungen verbraucht und es bleibt Dampf und Kohlenstoffdioxid zurück, mit denen die zuvor erzeugte Kohle zu einer Mischung aus Wasserstoff und Kohlenmonoxid umgesetzt wird. Phosphor bleibt unverändert in der Kohle zurück, während Stickstoff zu 20 – 60 % als Ammoniak in die Gasphase übergeht. Der Energiegehalt des aus der trockenen Vergasung gewonnen Gases beträgt bei Mastschweinegülle 4,1 MJ/m³. Der Prozess liefert einen Anteil an verbrennbaren Gasen von 5,8 % H₂, 27,6 % CO und 1,0 % CH₄. Die Verunreinigung des Gases mit Ammoniak führt zu einer Einbuße des Energiewertes um ca. 60 %. Um den Wasserstoffanteil anzuheben, kann ebenso Dampf als Reaktionsmedium verwendet werden. Um die Gasausbeute insgesamt zu steigern, können Katalysatoren aus Nickel, Kalium oder Langbeinit (K₂Mg₂(SO₄)₃) in den Prozess mit eingebracht werden. So konnten bei der Zugabe von Kalium sowie Langbeinit bei Hühnerkot Steigerungen der Gasausbeuten von 35 % bzw. 130 % beobachtet werden. (Cantrell u. a., 2007)

Bei der nassen Vergasung kann auch unbehandelte Gülle zum Einsatz kommen, wodurch die vorhergehenden Behandlungsschritte wie die Separation oder die

Trocknung entfallen können. Zudem entfällt eine eventuell notwendige Behandlung der Flüssigphase. Die nasse Vergasung nutzt die speziellen Eigenschaften von Wasser im Bereich überkritischer bzw. unterkritischer Prozessumgebungen. Als Trennlinie zwischen beiden Prozessen kann die Temperatur von 374 °C bei einem Druck von 22,1 MPa angesehen werden. Bei kritischer Prozessumgebung vermindert sich die Dichte des Wassers und die Wasserstoffbrückenbindungen werden geschwächt. Dies äußert sich in niedrigen Dielektrizitätskonstanten, welche vergleichbar denen polarer organischer Lösungsmitteln sind. Durch die Verminderung der Polarität lösen sich auch organische Verbindungen wie Zellulose vorzüglich in Wasser. Um eine optimale Vergasung zu gewährleisten ist es nötig, die Gülle in möglichst geringer Zeit auf kritische Prozessbedingungen zu bringen. Damit wird eine Karbonisierung unterbunden. Zellulose und Glucose werden vornehmlich zu Wasserstoff, Kohlendioxid und Kohlenmonoxid abgebaut (Modell, 1985). Elliott u. a. (1997) zeigte, dass sich die Kohlenstoffgehalte von Rindergülle und von weiteren landwirtschaftlichen Abfallprodukten unter subkritischen Bedingungen (250 – 360 °C, 22 MPa) fast vollständig in Methan und Kohlendioxid umwandeln lassen. (Cantrell u. a., 2007)

4.4.4.4 Hydrothermale Karbonisierung

Bei Rohgülle kommt vornehmend die hydrothermale Karbonisierung (HTC) zum Einsatz, mit der insbesondere Biomasse mit hohem Wassergehalt karbonisiert werden kann. Dieses Verfahren gewinnt erst seit einigen Jahren an Bedeutung und hat den großen Vorteil, dass keine Energie für die Trocknung bzw. Separation der Biomasse aufgewendet werden muss (Cao u. a., 2011). Dabei kommt dem Wasser als Reaktions- und Transportmedium eine grundlegende

Hydrothermale Karbonisierung

Besonderheiten:

- Keine vorhergehende Trocknung notwendig
- Biokohle, CO₂ und Restwasser als Produkte
- Großteil des Stickstoffs in der Kohle gebunden (50 – 70 %)
- Relativ neues Verfahren

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

Bedeutung zu. Wasser verhindert eine unerwünschte und ungleichmäßige Temperaturverteilung, wie sie beispielweise bei der Pyrolyse auftritt. Die hydrothermale Karbonisierung arbeitet mit erhöhten Drücken (20 – 25 bar) und Temperaturen von etwa 180 – 260 C°, um das Verdampfen des wässrigen Mediums zu verhindern. Durch Veränderung der Reaktionszeit und der Temperatur lässt sich die Zusammensetzung der Produkte maßgeblich beeinflussen. Als Endprodukte entstehen Biokohle, vornehmlich CO₂ sowie eine wässrige Lösung, welche anorganische Salze und organische Komponenten beinhaltet. Die Prozesszeiten erstrecken sich über mehrere Stunden bis hin zu Tagen. Bei den derzeit bestehenden Pilotanlagen kommen mehrere diskontinuierlich betriebene Reaktoren im zeitversetzten Parallelbetrieb zum Einsatz. Eine solche Anlage baut sich meist

aus mehreren Modulen auf (Abbildung 4-25). Optional kann auch eine Phosphorrückgewinnung mit integriert werden. Es ist jedoch nicht zu vernachlässigen, dass auch hier wieder Verluste von Stickstoff in Form von Ammoniak anfallen und sich im Permeatgas anreichern. Versuche von Toufiq Reza u. a. (2016) zu Rindergülle zeigten, dass jedoch ca. 50 – 70 % des Stickstoffs jedoch in die Kohle übergehen. Längere Prozesszeiten begünstigen die Adsorption von Stickstoff in der Kohle. Ein geringer Teil (6 %) fand sich gelöst als Ammonium im Prozesswasser wieder. (Heilmann u. a., 2014; Quicker & Weber, 2016)

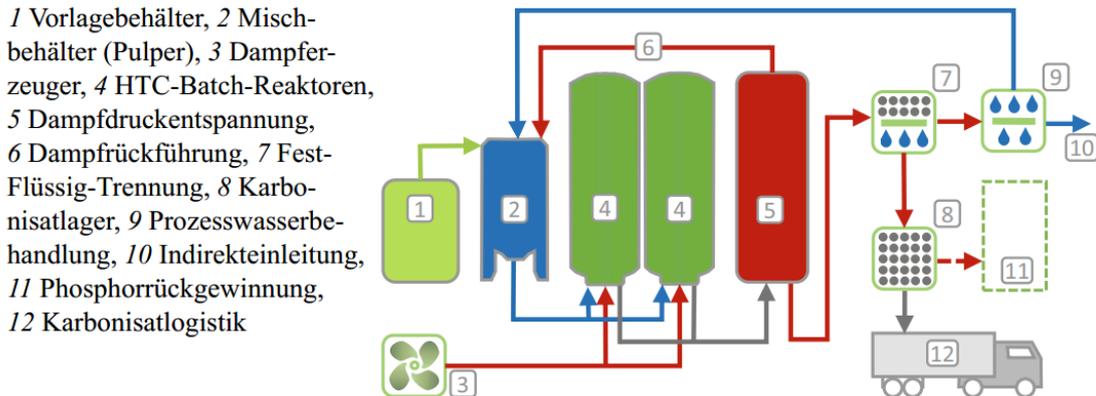


Abbildung 4-25: Schematische Darstellung des HTC-Multi-Batch-Verfahrens (Quicker & Weber, 2016)

Die weiteren Vorteile des HTC-Verfahrens sind die gleichzeitige Desinfizierung und Geruchsverminderung bei einem hohen Entwässerungsgrad von bis zu 80 %. Das Restwasser lässt sich zudem ausgezeichnet in Biogasanlagen mitverwenden. Im Vergleich zur Trocknung mit anschließender Verbrennung weist das HTC-Verfahren einen geringeren Energiebedarf auf. Bisher existieren nach derzeitiger Recherche noch keine Anlagen im großtechnischen Betrieb, weswegen die Kosten dafür noch nicht abgeschätzt werden können. Insgesamt stellt das HTC-Verfahren in Hinblick auf die Verwertung von Schweinegülle ein sehr zukunftsträchtiges Verfahren dar, da die Gülle direkt verwertet werden kann und die gewonnene Biokohle z. B. direkt wieder zu landwirtschaftlichen Zwecken genutzt werden könnte.

4.4.4.5 Hydrothermale Verflüssigung

Die hydrothermale Verflüssigung (HTL) arbeitet ähnlich wie die hydrothermale Karbonisierung mit niedrigeren Temperaturbereichen von etwa 250 – 400 °C. Allerdings weist sie deutlich höhere Druckbereiche von 50 – 200 bar bei Reaktionszeiten von einigen Minuten bis wenigen Stunden auf. Wie bei der HTC kommt dem Wasser als Reaktionsmedium eine entscheidende Bedeutung zu, weswegen auch hier wässrige Biomasse wie Schweinegülle als Ausgangsstoff verwenden

det werden kann. Im Gegensatz zur HTC zielt dieses Verfahren auf die Gewinnung von Bioöl ab, welches für kommerzielle Zwecke z. B. als Kraftstoff oder als Ausgangsmaterial für weitere Anwendungen genutzt werden kann.

Durch die hohen Temperaturen werden auch hier Pathogene effektiv vernichtet. Wie auch die HTC steckt dieses Verfahren noch in der Entwicklung und es sind die genauen thermochemischen Vorgänge dieses Verfahrens noch nicht genau erforscht. Daher existieren bisher noch keine Anlagen für den großtechnischen Einsatz. Die Umsetzung der Biomasse folgt grob in drei Schritten (Wang, 2011). Dazu zählen die Hydrolyse, die weitere Aufspaltung von Bindungen sowie die Polymerisation einiger Stoffe zu Kohlenwasserstoff. Durch die HTL werden nur flüchtige sowie organische Bestandteile in Bioöl umgesetzt. So lässt sich aus Biomasse mit höheren Lipid- und Proteingehalten eine höhere Bioölausbeute erreichen. Versuche von Ocfemia (2005) mit Schweinegülle zeigten, dass sich mit der HTL Ölausbeuten von bis zu 70,4 % realisieren lassen. Die optimalen Prozessbedingungen lagen bei einer Temperatur von 305 °C, einem Druck von 103 bar und Retentionszeiten von 40 – 80 Minuten. Insgesamt ist es für den Prozess förderlich, wenn Gülle Trockensubstanzgehalte von 20 – 35 % aufweist. Diese ist leichter zu handhaben und steigert die Effizienz des Verfahrens aufgrund des höheren Anteils an organischen Verbindungen (Minarick u. a., 2011). Ausgangsmaterial mit 5 % Trockenmasse benötigt ein 4-fach höheres Anlagenvolumen als Ausgangsmaterial mit 20 % Trockenmasse. Insgesamt bildet das Prozessabwasser den Großteil des Endproduktes. So lag bei den Versuchen von Ocfemia (2005) der Massenanteil von Bioöl bei nur 11,9 %. Prozessabwasser, Gas und Biokohle waren jeweils mit 80,7 %, 2,6 % und 4,8 % beteiligt. Das Prozessabwasser, welches immer noch Nährstoffe wie Stickstoff, Phosphor und Kali enthält kann entweder zu Dünge Zwecken verwendet werden oder weitere Behandlungsschritte durchlaufen. (Wang, 2011)

Besonderheiten:

- Keine vorhergehende Trocknung notwendig
- Separation zur besseren Ausbeute ist anzuraten
- Gewinnung von Bioöl
- Relativ neues Verfahren

Kosten:

Keine Angabe

Betriebskosten:

Keine Angabe

4.5 Gewinnung von Biogas durch anaerobe Vergärung

Die Gewinnung von Biogas aus Biomasse hat in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen. In Österreich werden erneuerbare Energien durch Förderungen unterstützt, welche im Ökostromgesetz verankert sind (Metschina, 2017). Bei Biogasanlagen wird das verwendete Substrat unter Ausschluss von Sauerstoff mit Hilfe von Mikroorganismen vergoren. Als Ausgangssubstrate kommen zum einen nachwachsende Rohstoffe (Mais, Grassilage, Zuckerrüben usw.), biogene Abfälle (Speisereste und Biomüll) sowie Wirtschaftsdünger (Gülle

und Mist) zum Einsatz. Dabei bestimmen die eingesetzten Substrate den Prozessablauf sowie die Biogasausbeute. Die Vergärung des Substrates findet ausschließlich durch Bakterien in einem Fermenter statt, wobei im Wesentlichen ein Gasgemisch aus Methan (CH_4) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) entsteht. Dieses kann dann zur Gewinnung von Wärme und Strom in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) dienen. Übrig bleibt der nährstoffreiche Gärrest, welcher als Dünger direkt auf die Felder appliziert oder wiederum durch geeignete Verfahren aufbereitet werden kann. (Kaltschmitt u. a., 2009; Fuchs & Drosch, 2010)

Die Vergärung der Biomasse gliedert sich in vier Teilschritte (Abbildung 4-26). In einem ersten Schritt, der sogenannten Hydrolyse, werden aus organischen Verbindungen (Kohlenhydrate, Fette, Eiweiße) durch hydrolytische und fermentative Bakterien niedermolekulare Verbindungen wie Aminosäuren, Fettsäuren sowie Zucker gebildet. Anschließend werden die niedermolekularen Verbindungen bei der Versäuerung zu Alkoholen und organischen Säuren umgewandelt. In der dritten Phase kommt es durch essigsäurebildende Bakterien zur Bildung von Kohlenstoffdioxid, Essigsäure und Wasserstoff, wobei ein sehr niedriger Wasserstoffpartialdruck für die ablaufenden Umwandlungsprozesse entscheidend ist. Im letzten Schritt kommt es dann zur Methanbildung, wobei rund 70 % des Biogases aus der Spaltung von Essigsäure in Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Methan (CH_4) hervorgehen. Der restliche Anteil wird durch die Verbindung von Wasserstoff (H_2) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) gebildet. (Kaltschmitt u. a., 2009)

Gewinnung von Biogas

Besonderheiten:

- Gewinnung von CH_4 und H_2 durch anaerobe Vergärung
- Verwendung von Feststoffen zur besseren Gasausbeute
- Nass- oder Trockenvergärung
- Rentabilität der Anlage hängt von möglichen Förderungen ab

Kosten:

Abhängig von der Anlagen-
größe

Betriebskosten:

Abhängig von der
Anlagengröße

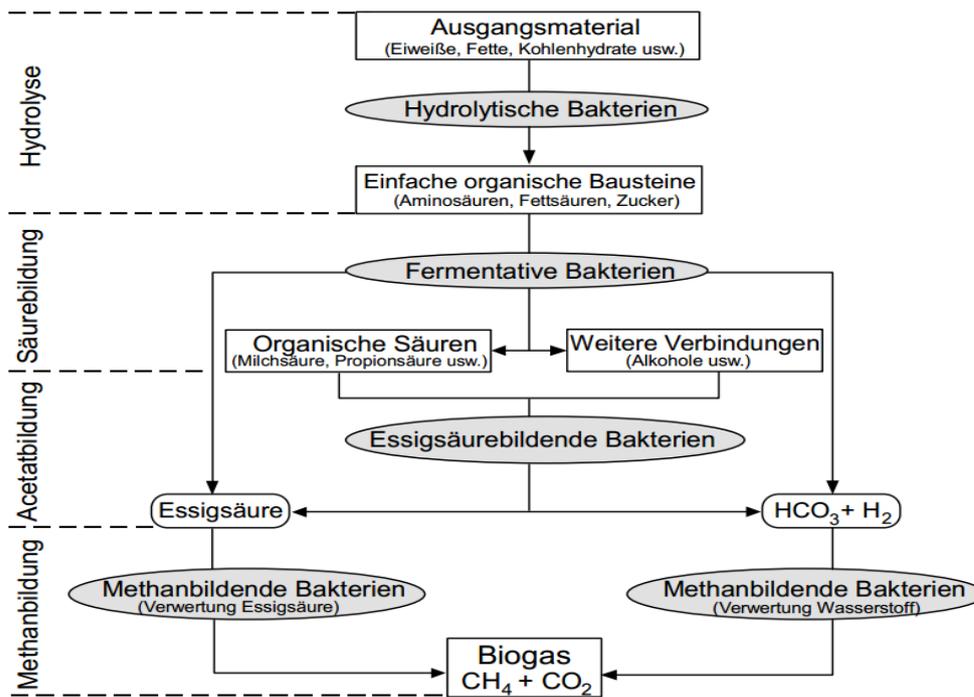


Abbildung 4-26: Anaerober Abbau organischen Materials zu Biogas unter Einfluss spezieller Bakteriengruppen (Kaltschmitt u. a., 2009)

Je nach Prozesstemperatur sind unterschiedliche anaerobe Bakterien an der Vergärung beteiligt. Es wird daher zwischen psychrophilen (bis 25 °C), mesophilen (35 – 43 °C) und thermophilen (ca. 57 °C) Temperaturbereichen unterschieden. Für Prozesse kommen vor allem mesophile und thermophile Anlagen zum Einsatz, wobei mesophile Anlagen aufgrund des größeren Temperaturtoleranzbereichs gegenüber thermophilen Verfahren leichter zu betreiben sind (Frandsen, 2011). Die Prozesstemperatur richtet sich maßgeblich nach dem Wassergehalt des zu vergärenden Substrates. Je nach Trockensubstanzgehalt unterscheidet man zwischen Nassvergärungsverfahren und Trockenvergärungsverfahren (Abbildung 4-27). Der Trockensubstanzgehalt bei einem Nassvergärungsverfahren ist auf ca. 13 % begrenzt. Für reine Gülle mit TS Gehalten um 5 % wird in der Regel ein Nassvergärungsverfahren mit einer mesophilen Prozessumgebung verwendet, da sonst ein zu großer Anteil des produzierten Gases für die Erhitzung des Fermenters verwendet werden müsste. Man unterscheidet Anlagen mit kontinuierlicher und diskontinuierlicher Beschickung. Dabei spielen diskontinuierliche Anlagen im Batch-Verfahren, bei denen der Fermenter nur einmalig befüllt wird aufgrund der schwankenden Gasausbeute und -qualität nur noch eine untergeordnete Rolle. Bei Speicheranlagen folgt je nach Substratanfall eine mehr oder minder kontinuierliche Beschickung, wobei der Reaktor gleichzeitig als Speicher dient. So wird je nach Düngebedarf der Gärrest aus der Anlage entnommen. Bei kontinuierlichen Anlagen erfolgt die Beschickung und Entnahme regelmäßig. Der Gärrest kann anschließend offen (Durchflussverfahren) oder geschlossen in einem Nachgärlager (Durchfluss-Speicherverfahren) gelagert werden. (EN Crop, 2009; Kaltschmitt u. a., 2009)

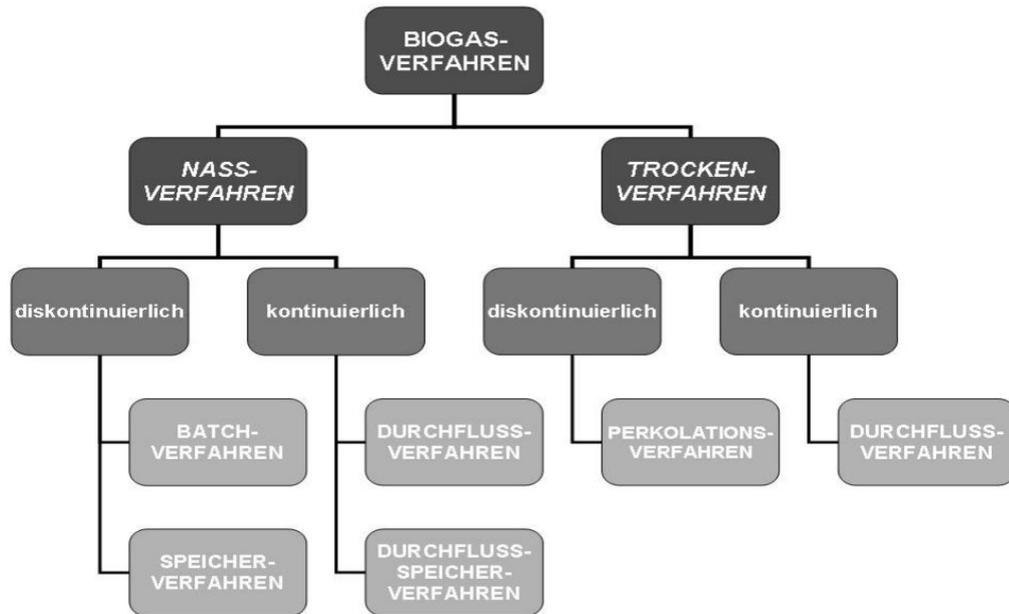


Abbildung 4-27: Biogasverfahren getrennt nach Nass- und Trockenverfahren (EN Crop, 2009)

Bei der reinen Vergärung von Schweinegülle ist die Methanausbeute aufgrund des hohen Wassergehaltes etwa 14-mal geringer als bei der Verwendung von Energiepflanzen (Lehmenkühler, 2011). 100 kg Schweinegülle mit einem TS-Gehalt von 6 % liefern nur eine Gasausbeute von 2,0 m³. Im Vergleich dazu liefert Maissilage mit einem TS-Gehalt von 35 % bei gleicher Menge eine Ausbeute von 20,2 m³ (Dorsch u. a., 2002). Aus diesem Grund wird Gülle häufig auch zusammen mit nachwachsenden Rohstoffen in sogenannten NAWARO-Anlagen mitvergärt, um höhere Energieausbeuten zu erzielen. Da herkömmliche Nassverfahren mit einem maximalen TS-Gehalt von 13 % arbeiten, bietet sich die Zugabe von Gülle zur Regelung des Wassergehaltes bei NAWARO-Anlagen buchstäblich an. Auch wird Schweinegülle gerne aufgrund der vorhandenen Methanbakterien zum „Animpfen“ von Neuanlagen verwendet (Bischofsberger u. a., 2005). Insgesamt können auch relativ trockene Substrate bis zu einem Trockensubstanzgehalt von ca. 35 % vergoren werden. Aus wirtschaftlichen Gründen kommen vorwiegend diskontinuierlich betriebene Verfahren zum Einsatz, bei denen das Substrat mit bakterienhaltigem Prozesswasser durchmischt wird (Bischofsberger u. a., 2005). Das Erreichen mesophiler Prozesstemperaturen wird durch eine anfängliche 1 – 2 tägige Belüftung erreicht, zu Folge der eine Kompostierung mit entsprechender Wärmeentwicklung stattfindet. Die Aufenthaltszeiten reichen normalerweise bei Nass- und Trockenverfahren von 15 bis 40 Tagen, wobei thermophile Verfahren aufgrund der besseren Reaktionskinetik durchschnittlich schneller ablaufen. Da sich die optimalen pH-Bereiche für methanbildende (pH 7 - 7,5) und säurebildende Bakterien (pH 5,0 – 6,5) nicht überschneiden, kann zur Steigerung der Ausbeute die Hydrolyse bei spezifischen Milieubedingungen in einem separaten Behälter vorgeschaltet ablaufen. Die optimalen pH-Werte stellen sich dann bei korrekter Beschickung von selbst ein. Kritisch gesehen werden müssen allerdings hohe Konzentrationen an Ammonium, welchen den Abbau im

Substrat hemmen können. So zeigen Versuche von Troyer u. a. (1997), dass unter psychrophilen Bedingungen sich bereits Ammoniumkonzentration von 1,7–2,0 kg/m³ negative auf die Gasausbeute auswirken. Da Schweinegülle einen N-Gehalt von bis zu 5,4 kg/m³ aufweisen kann (vgl. Kap. 2.5), könnte es hierbei zu kritischen Ammoniumkonzentrationen kommen. Es muss allerdings beachtet werden, dass nur 65 % des Stickstoffs in der Gülle in Form von Ammonium vorliegt. Höhere Prozesstemperaturen führen jedoch zu vermehrter Ammoniakbildung und zusätzlich kommt es durch die Vergärung zum Umbau von organischem Stickstoff zu Ammonium. Frandsen (2011) nimmt für den mesophilen Prozess Ammoniumkonzentrationen im Substrat von bis zu 5 kg/t als unbedenklich an. (EN Crop, 2009; Kaltschmitt u. a., 2009; Frandsen, 2011)

Gülle in Biogasanlagen zu vergären macht vor allem dann Sinn, wenn bereits Anlagen in der Umgebung zur Verfügung stehen. Da sich die Nährstoffzusammensetzung der Gülle während des Gärprozesses praktisch nicht ändert, ist mit keinem Verlust der Düngerwirkung zu rechnen. Insgesamt verbessert sich die Düngewirkung sogar noch, da organisch gebundener Stickstoff bei der Vergärung in das leicht pflanzenverfügbare Ammonium umgewandelt wird. Ebenso vermindert die Vergärung eine Geruchsentwicklung effektiv, da organische Kohlenstoffverbindungen abgebaut werden. Die für das Pflanzenwachstum hemmenden hohen Konzentrationen organischer Säuren werden ebenfalls mit abgebaut. Zudem werden Verluste der klimawirksamen Gase Methan und Kohlenstoffdioxid auf ein Minimum reduziert. Allerdings kann je nach Lagerung und Ausbringtechnik eine deutlich stärkere Freisetzung von Ammoniak durch den höheren Ammoniumgehalt erfolgen. (Metschina, 2017)

Entscheidend für die Planung einer neuen Biogasanlage ist die anfallende Biomasse. Dabei muss eine genügend große Menge an Substrat anfallen, um mit der erzeugten Wärmemenge des Blockheizkraftwerkes den Fermenter ganzjährig zu beheizen. Aus diesem Grund müssen bei einer Anlage von 12 kW in etwa 1.000 t Biomasse anfallen, um die Anlage ganzjährig für 12 Stunden am Tag zu betreiben. Für die Erzeugung von 150 kWh Strom sind hierfür in etwa 60 Großvieheinheiten (GV) nötig, was in etwa 500 Mastschweinen entspricht (Dorsch u. a., 2002; Holzner, 2017). Die Planung der Anlagengröße und Art hängt von vielen Faktoren ab und kann pauschal nicht so einfach beantwortet werden. So spielen Biomasseanfall, Art des Substrates sowie der Wirtschaftsdüngerbedarf in der Region eine maßgebliche Rolle. Zudem müssen bei der Planung von Neuanlagen eventuelle Förderbeiträge in die wirtschaftliche Berechnung miteinbezogen werden. (Dorsch u. a., 2002; Kaltschmitt u. a., 2009)

5 Realisierte Aufbereitungsanlagen und Forschungsprojekte

5.1 Kombiniertes Verfahren zur Feststoffseparation und Ammoniakentfernung

Das Verfahren „BioSampo“ der Pellon Group bietet ein Gülleauffbereitungssystem an, welches Schweinegülle durch eine vorgeschaltete Separation in eine Festphase und eine Flüssigphase auftrennt. Der Feststoff wird direkt als Dünger mit hohem Phosphoranteil verwendet. Zur Trennung kommt eine Kombination aus Bandfilter, Schneckenpresse und chemischer Flockung zum Einsatz. Die Flüssigphase wird weiter behandelt, indem zuerst eine Belüftung in einem geschlossenen System erfolgt. Die Belüftung hat das Ziel, die Gülle zu hygienisieren und den Geruch zu vermindern. Anschließend folgt eine Ammoniakabscheidung mittels Strippung, wobei zuvor der pH-Wert angehoben wird. Die Abluft der Belüftung sowie das Strippgas werden anschließend über einen Luftwäscher geführt und Ammoniumsulfat durch den Einsatz von Schwefelsäure rückgewonnen. Der gesamte Prozessablauf ist in Abbildung 5-1 dargestellt. (Sohlo, 2017)

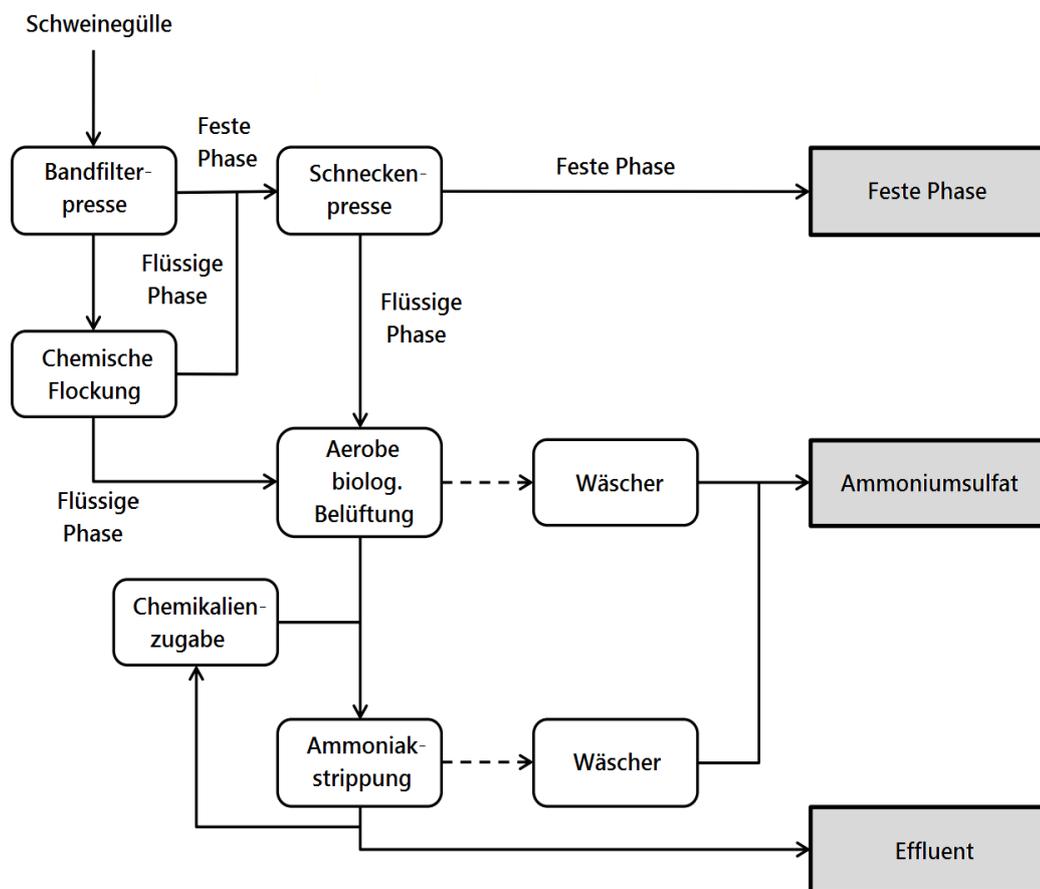


Abbildung 5-1: Prozessablauf für das BioSampo-Verfahren von Pellon (Sindhøj & Rodhe, 2013)

Die Anlage ist auf Schweinemastbetriebe mit bis zu 3.000 Tieren oder einer Sauen- und Ferkelaufzucht von bis zu 2.000 Tieren ausgelegt. Die Größe kann je nach Gülleanfall entsprechend angepasst werden. Über eine Bandfilterpresse wird die Gülle zuerst vorentwässert. Hier werden in etwa 1 – 2 % der Trockenmasse abgeschieden und störende Grobstoffe entfernt. Anschließend wird der flüssigen Phase eine Polymermischung zugegeben, um die Flockungs- sowie die Sedimentationswirkung der verbleibenden Feststoffe zu erhöhen. Dabei können nach Aussage des Herstellers ebenso organische Polymere eingesetzt werden. Die während der Sedimentation abgesetzten Feststoffe werden anschließend durch eine Schneckenpresse auf einen TS-Gehalt von ca. 30 % weiter entwässert. In der festen Phase ist abschließend nahezu der gesamte Phosphorgehalt vorhanden. Die Flüssigphase, bestehend aus dem Klarwasser der Sedimentation und dem Prozesswasser der Separation, besitzt hingegen nur mehr einen Feststoffanteil von etwa 1 % und wird in dieser Form der aerob biologischen Behandlung zugeführt. Die flüssige Phase wird durch 6 jeweils über einen Überlauf verbundene, abgeschlossene Container geführt und aktiv durch ein Verteilsystem von unten her belüftet. Die Belüftung folgt über jeweils 4 Membrandiffuser, um kleine feine Luftblasen mit hoher Oberfläche zu erzeugen. Hierbei kommt es zu aeroben Abbauprozessen, zur Minderung von Gerüchen und zur Hygienisierung der Gülle. Dabei kommt eine eigens auf den Prozess abgestimmte Mikrobiologie zum Einsatz. Diese bewirkt gleichzeitig eine Erhöhung des pH-Wertes sowie der Temperatur. So sind bei der nachfolgenden Ammoniakstrippung weniger Chemikalien zur Erhöhung des pH-Wertes nötig. Die Gasphase wird danach der Luftwäsche zugeführt. Anschließend folgt die Strippung von Ammoniak in mehreren Zyklen. Natronlauge (NaOH) oder auch Calciumhydroxid (Ca(OH)_2) werden zugegeben, um den pH-Wert nach oben zu treiben und die Ammoniakausbeute zu erhöhen. Verglichen mit einem ursprünglichen Stickstoffgehalt von 3,78 kg/t weist der Abfluss nach erfolgter Strippung nur mehr einen Gesamtstickstoffgehalt von 0,6 kg/t auf. Ammoniak in der Gasphase wird wieder durch eine saure Wäsche als Ammoniumsulfid rückgewonnen. Der Aufbau der gesamten Anlage ist in Abbildung 5-2 ersichtlich. (Sindhøj & Rodhe, 2013; Sohlo, 2017)

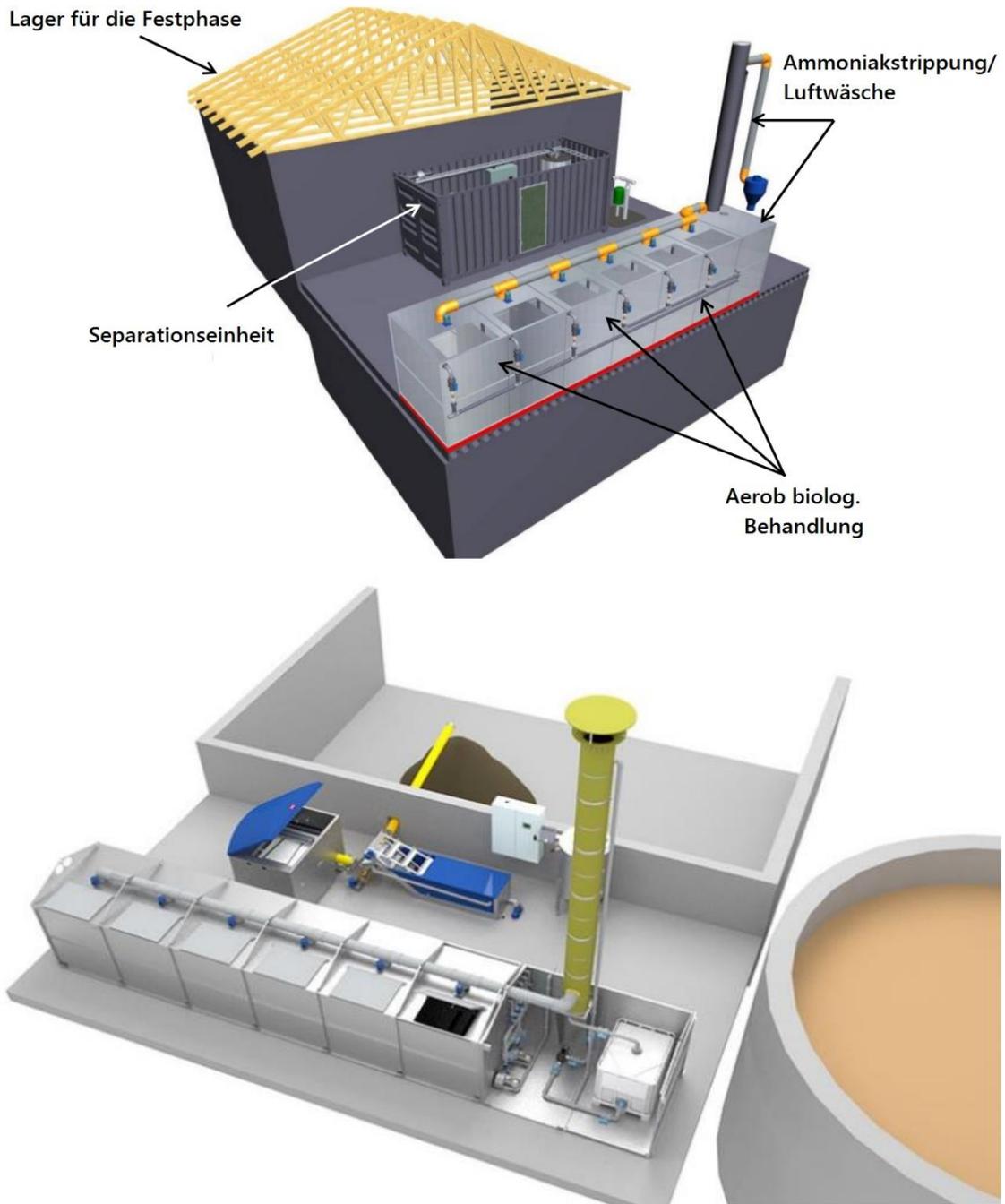


Abbildung 5-2: Anlagenaufbau des BioSampo-Verfahrens (Sohlo, 2017)

Die Installationskosten dieser Anlage mit einem jährlichen Güledurchsatz von 6.000 t belaufen sich auf etwa 196.000 €, wovon 80.000 € auf die Separationseinheit entfallen. Der Lagerraum für die Festphase ist hier noch nicht mit eingerechnet. Die Betriebskosten der Anlage belaufen sich auf 2,29 € pro m³ behandelter Schweinegülle, was im Jahr Kosten von 13.752 € verursacht. Die anfallenden Betriebskosten sind in der Tabelle 5-1 gegliedert nach Strombedarf und Chemikalieneinsatz im Detail dargestellt. (Sohlo, 2017)

Tabelle 5-1: Betriebskosten der BioSampo-Anlage mit einem GÜlledurchsatz von 6.000 t/a (Sohlo, 2017)

Mechanical separation + flocculation + Biological treatment + stripper

Input	Amount	Costs € per unit	Costs per raw manure m3	Total costs €
Manure	6000 t			0
Electricity	63 000 kWh	0,1	1,05	6300
Flocculant	800 kg	5	0,67	4000
Sulfuric acid	14000 kg	0,1	0,23	1400
NaOH	6840 kg	0,3	0,34	2052
		Total	2,29	13752 €/year

Tabelle 5-2: Nährstoffzusammensetzung der Produkte und Erlöse aus dem Verkauf (Sohlo, 2017)

Output	Amount	ka	Nutrient concentrations				Value € per unit	Profit €
			N (kg/t)	P (kg/t)	K (kg/t)	S (kg/t)		
Effluent	4980 t	0,60 %	0,2	0,1	1	0	e.g cost saving in transportation	
Solid fraction	916 t	31 %	8,6	7,9	1,2	0	Depends of the market	
N concentrate	114 t	0 %	120	0	0	130	200 €/t	22800

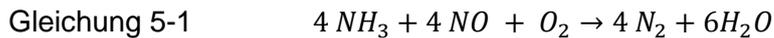
Das gewonnene Ammoniumsulfat sowie der phosphorreiche Feststoff lassen sich dann entweder auf dem eigenen Betrieb nutzen oder können gewinnbringend verkauft werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, den Feststoff weiter zu kompostieren oder einer Trocknung zuzuführen. Die Nährstoffzusammensetzung der Endprodukte ist in der Tabelle 5-2 dargestellt. So lassen sich alleine durch den Verkauf des N-Düngers im Jahr in etwa 22.800 € erwirtschaften, womit sich die Aufbereitungsanlage bereits nach mehreren Jahren selbst finanziert. (Sohlo, 2017)

5.2 ReNOx – Abtrennung und industrielle Verwertung von Stickstoff aus Schweinegülle

Das ReNOx-Verfahren wurde von der Montan Universität in Leoben zusammen mit Partnern aus Industrie und Forschung (Christof Industries, Lafarge, BOKU Wien, Energieinstitut JKU Linz) entwickelt und dient dazu, hohe Mengen an überschüssigem Stickstoff aus Abwässern und Gärrückständen energie- und kostenschonend rückzugewinnen. Obwohl ursprünglich für Klär- und Biogasanlagen gedacht, kann das Verfahren ebenso zur Stickstoffabtrennung aus Schweinegülle verwendet werden. (Ellersdorfer, 2017c)

Durch die Abtrennung von überschüssigem Stickstoff ließen sich so optimale Nährstoffverhältnisse für die landwirtschaftliche Düngung erzielen. Die Ausbringmengen könnten aufgrund der niedrigeren Stickstoffkonzentration in der Gülle somit höher ausfallen (Ellersdorfer, 2017c). Das ammoniakreiche Prozesswasser kann dann z. B. als Dünger an weitere Landwirtschaftsbetriebe gewinnbringend abgegeben werden. Ziel dieses Verfahrens ist jedoch vorrangig die Erzeugung

eines Entstickungsmittels für die Zementherstellung. Das gewonnene ammoniakreiche Prozesswasser kann dazu genutzt werden, um Stickoxide (NO_x) im Abgas von Zementwerken mit Hilfe der selektiven nicht-katalytischen Reduktion (SNCR) zu elementarem Stickstoff umzuwandeln (Schneider, 2007). Der optimale Temperaturbereich für diese Reaktion liegt abhängig von der Rauchgaszusammensetzung bei 900 bis 1.100 °C. Ammoniak reagiert mit NO_x und Sauerstoff zu Stickstoff und Wasser (Gleichung 5-1) (Von der Heide, 2012).



Das Verfahren besteht aus einem Ionentauscher, an den sich eine Ammoniakstrippung anschließt. Durch Kombination beider Verfahren kann so ein konzentrierter Regenerationsstrom erzeugt werden, welcher entkoppelt vom Zulauf mit geringem Energie- und Chemikalienaufwand gestrippt werden kann. Als Ionenaustauschmaterial kommt Zeolith zum Einsatz, welcher in großen Mengen kostengünstig zu beziehen ist und vor allem durch seine hohe Regenerierbarkeit sowie Robustheit hervorsteicht. Kationen wie beispielsweise Ammonium werden nach Kontakt mit dem Ionentauscher an den Zeolith gebunden, wodurch die Ammoniumkonzentration im Zulauf vermindert wird. Dem Beladezyklus schließt sich ein Regenerationszyklus an, in welchem Ammonium durch das Bereitstellen eines Überschusses an austauschbaren Kationen (z. B. Na^+ , K^+ , Ca^{2+} oder Mg^{2+}) in den Regenerationsstrom überführt wird. Durch Temperaturerhöhung (35 – 60 °C) und Anhebung des pH-Wertes auf 12 wird Ammonium durch eine Luftstrippung in Form von Ammoniak in die Gasphase überführt. Aus dem Stripppgas kann dann durch eine Rektifikation/Kondensation eine NH_3 -Lösung oder durch eine saure Wäsche eine Ammoniumsulfatlösung gewonnen werden. Das Verfahrensschema ist nachfolgend in Abbildung 5-3 dargestellt. (Lubensky & Ellersdorfer, 2015)

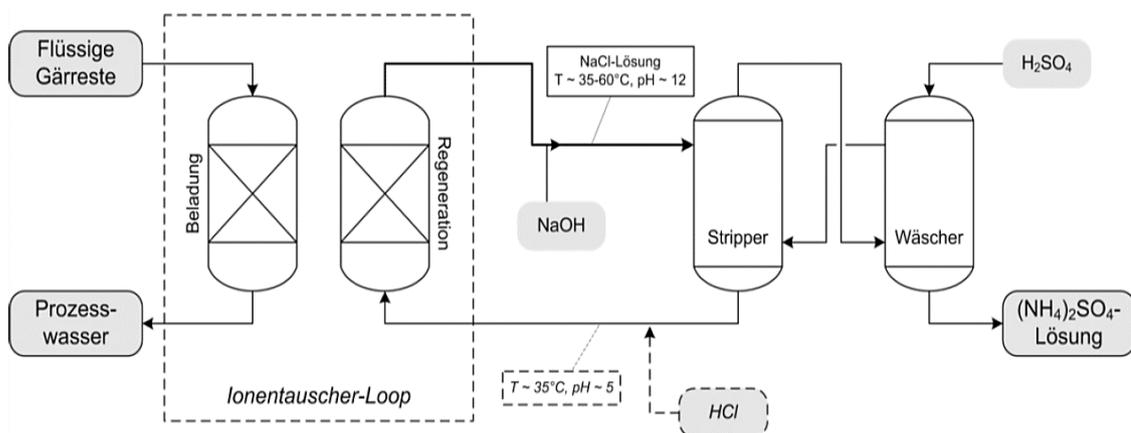


Abbildung 5-3: Prozessschema des ReNO_x-Verfahrens zur Abtrennung von Stickstoff aus Gärresten (Lubensky & Ellersdorfer, 2015)

Gegenüber einer alleinstehenden Strippung liegt der Vorteil dieser Verfahrenskombination darin, dass die Energiekosten um etwa 20 – 30 % gesenkt werden können, da nur der pH-Wert und die Temperatur des Regenerationsstroms erhöht werden müssen. Ebenso verhindert die Trennung der beiden Zyklen, dass sich auf der Strippkolonne ein Biofilm bilden kann, welcher gegebenenfalls die Effektivität der Strippung deutlich herabsetzen könnte. Da Schweinegülle im Gegensatz zu Trübwasser aus Kläranlagen einen relativ hohen Feststoffanteil besitzt, ist eine gewisse Vorabtrennung der Feststoffe durch eine Feststoffseparationsanlage in jedem Fall notwendig. (Ellersdorfer, 2017d)

Aktuell befindet sich eine mobile Pilotanlage an der Kläranlage Knittelfeld im Praxisbetrieb. Diese wird zur Teilstrombehandlung des anfallenden Trübwassers verwendet. Um die Aufbereitung und Stickstoffreduktion von Schweinegülle zu erproben, ist für den Zeitraum März bis Juni 2018 der Aufbau der mobilen Anlage auf einem Landwirtschaftsbetrieb vorgesehen. Diese besitzt eine Kapazität von 500 L/h und kann in etwa 85 – 95 % der gesamten Stickstofffracht entfernen. Sie ist mit drei separaten Ionentauscherkolonnen ausgestattet, um mehrere, zeitlich aufeinander folgende Zyklen realisieren zu können (Lubensky & Ellersdorfer, 2015). Für eine Anlage zur Behandlung von Gärresten und einem Durchsatz von 5 m³/h wurden Investitionskosten von ca. 700.000 € berechnet. Inklusive Personalkosten ist in etwa mit Gesamtkosten von 1.000.000 € zu rechnen. Die Übernahme durch den Betreiber soll Ende 2020 stattfinden. Die Investitionskostenrechnung ist in der Tabelle 5-3 dargestellt. (Ellersdorfer, 2017b, 2017a)

Tabelle 5-3: Investitionskosten der ReNO_x-Anlage zur Behandlung von Gärresten mit einem Durchsatz von 5 m³/h (Ellersdorfer, 2017a)

I.) Kernequipment	Anzahl	Einzelkosten	Gesamt
Ionentauscherreaktoren	2	33000	66000
Pumpen (Gärrest Zu, Regenerationsmittel)	2	7000	14000
Pumpen (Entleerung)	2	2000	4000
Wäscherpumpe	1	5000	5000
Filter Zulauf	1	10000	10000
Vorlagebehälter	1	5000	5000
Stripper/Wäscherkolonnen (PP/PE inkl. Füllkörper)	1	60000	60000
Beheizungen Stripper/Wäschersumpf	2	10000	20000
Wärmetauscher Regenerationskreislauf	2	8000	16000
Schieber inkl. Versorgung	8	1500	12000
Gesamtkosten Kernequipment		212000 [€]	
II.) Chilton Investitionskostenschätzung			
	Faktor		
Kernequipment KE		212000 [€]	
Installationszuschlag	1.15	243800 [€]	
Rohrleitungen (% vom KE)	0.2	48760 [€]	
Instrumentierung (% vom KE)	0.15	36570 [€]	
Gerüst/Abdeckungen/Halle (% vom KE)	0.25	60950 [€]	
Versorgung/Zusatzeinrichtungen (% vom KE)	0.05	12190 [€]	
Anschlussleitungen (% vom KE)	0.025	6095 [€]	
Zwischensumme	-	408365 [€]	
Planung/Engineering	0.65	265437 [€]	
Unvorhergesehenes	0.1	40837 [€]	
Zuschlag Größenfaktor Versuchsanlage	0.05	20418 [€]	
Gesamte Investitionskosten		735.057 [€]	

5.3 Nährstoffabtrennung durch Umkehrosmose mit vorgeschalteter Flotation

Die Nährstoffabtrennung aus Schweinegülle durch eine Umkehrosmose mit vorgeschalteter Flotation wurde beispielsweise in den Niederlanden umgesetzt, um die enthaltenen Nährstoffe abzutrennen. In Deutschland kommt diese Technik in Thallwitz zur Aufbereitung von Gärresten ebenfalls zum Einsatz. Die Grundelemente beider Anlagen sind die Flotation mit einer darauffolgenden Umkehrosmose. Die Hauptziele beider Verfahren sind die Überführung von Phosphor in die Festphase sowie die Gewinnung eines Stickstoffkonzentrats durch die Umkehrosmose. Weitere damit einhergehende Ziele sind die Senkung der Transportkosten, die gezielte Weiterverwendung der Endprodukte sowie die Aufreinigung der Flüssigphase bis hin zur Vorflutertauglichkeit. (Sindhøj & Rodhe, 2013; Wilhelm, 2017)

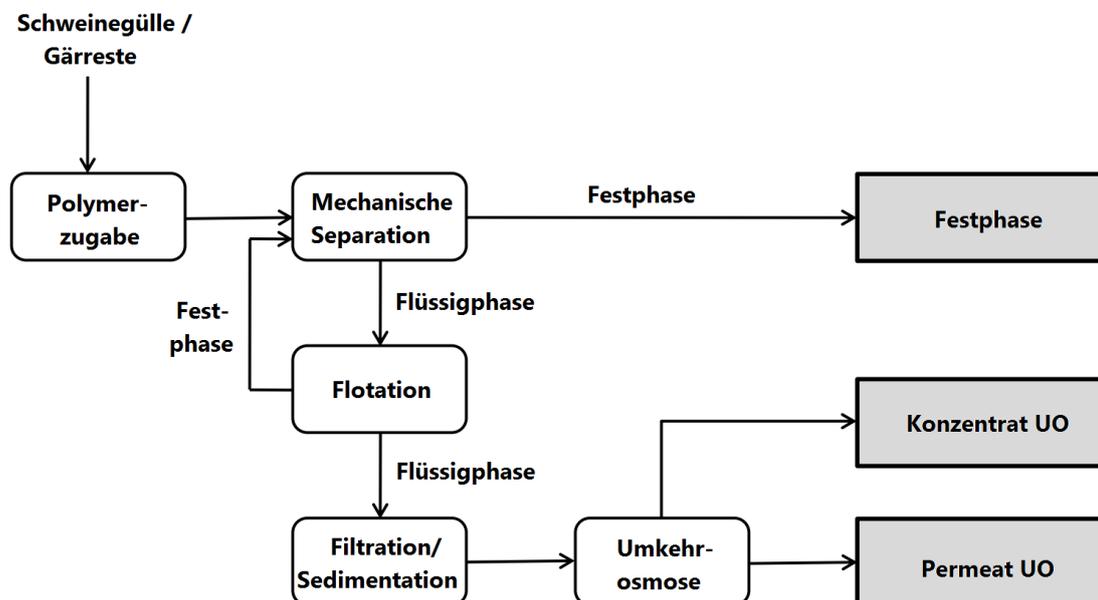


Abbildung 5-4: Prozessschritte der Umkehrosmoseanlage in den Niederlanden (Sindhøj & Rodhe, 2013)

Abbildung 5-4 zeigt schematisch die einzelnen Prozessschritte der gesamten Aufbereitungsanlage. Zu Beginn wird sowohl der Gülle als auch dem Gärrest eine Polymermischung zugegeben, um die Effizienz der nachfolgenden Separation sowie der Flotation zu verbessern. Die Gärresteaufbereitungsanlage setzt langfristig auf stärkebasierte Flockungsmittel, um eine biologische Abbaubarkeit nach 2 Jahren zu gewährleisten. Anschließend folgt eine Separation mittels Schneckenpresse, um bereits einen Großteil der Feststoffe abzutrennen. Dabei wird in etwa ein Feststoffgehalt von 20 – 25 % erreicht. Anschließend durchläuft die Flüssigphase einen Flotationsschritt, um verbleibende Feststoffe zu entfernen. Am Boden des Flotationsbehälters ist ein Luftverteilungssystem installiert, wel-

ches feine Luftbläschen erzeugt. Dadurch wird verbleibendes organisches Material an die Oberfläche getrieben, mit einem Schieber entfernt und wiederum der Separation zugeführt. Liegen die TS-Gehalte der Gülle bzw. der Gärreste unter 2,5 %, kann die Separation entfallen. Nach erfolgter Flotation kommt eine Vorfiltration zum Einsatz, um die nachfolgende Umkehrosmose vor eventuell auftretenden Prozessschwankungen in der Separation und Flotation zu schützen. Dabei kommt ein Filterpapier mit einer Porengröße von 10 µm zum Einsatz. Anstelle der Vorfiltration kann auch eine ausreichend lange Sedimentation erfolgen, um verbleibende Feststoffe durch Schwerkraft abzuscheiden. Bei Bedarf wird der pH-Wert durch die Zugabe von Schwefelsäure auf einen Wert unter 7 gesenkt, um die nachfolgende Umkehrosmose effizienter betreiben zu können. Die Umkehrosmose selbst besteht im Falle der Gülleaufbereitungsanlage in den Niederlanden aus 6 Modulen und wird mit einem Betriebsdruck von jeweils 50 bar betrieben. Der Porendurchmesser beträgt 0,1 – 1,0 nm bei einer gesamten Oberfläche von 216 m². Dadurch lässt sich pro Stunde ein Durchsatz von 2 m³ erreichen. Die Anlage in Thallwitz (Abbildung 5-5) hingegen arbeitet mit 2 Filtrationsstufen mit jeweils vier Modulen in der ersten Stufe und einem Modul in der zweiten Stufe. Dabei kann bei einem Energieverbrauch von ca. 20 kWh ein Durchsatz von 3 m³/h erreicht werden. Der Betriebsdruck beträgt hier 80 bar. Es werden so rund 99 % aller Salze zurückgehalten. Die Reinigung der Umkehrosmoseanlage erfolgt durch eine periodisch ablaufende Rückspülung mit dem Permeat sowie der täglichen Reinigung mit Salzsäure sowie Natronlauge. (Sindhöj & Rodhe, 2013; Wilhelm, 2017)

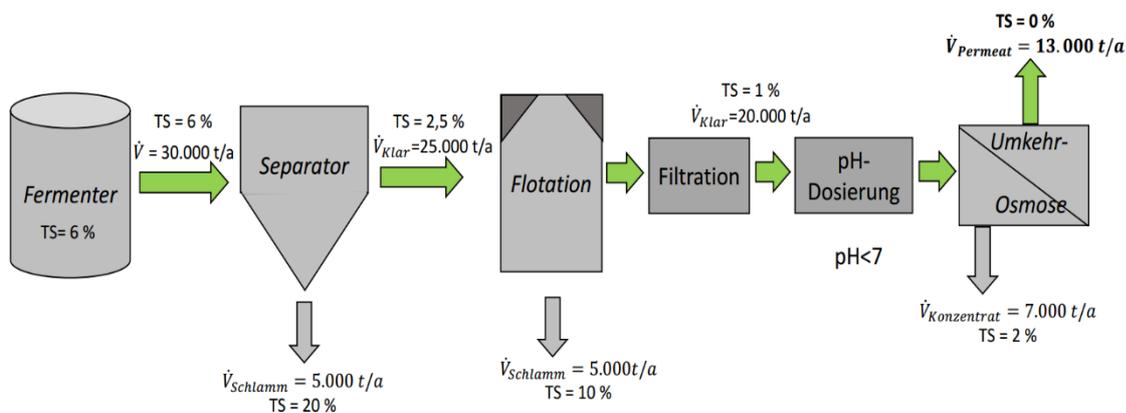


Abbildung 5-5: Allgemeines Schema zur Gärresteaufbereitung in Thallwitz für eine Jahresmenge von 30.000 t mit den entsprechenden Masse- und Trockensubstanzgehalten (Wilhelm, 2017)

Tabelle 5-4: Durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen, Massenverhältnisse und Trockensubstanzgehalte der verschiedenen Stoffströme in der Anlage in den Niederlanden (Sindhöj & Rodhe, 2013)

Material	Mass (tonnes/yr)	DM (%)	TN (kg/tonne)	NH ₄ -N (kg/tonne)	TP (kg/tonne)	TK (kg/tonne)
<u>IN</u> : Raw manure	10 000	3.7	3.3	2.2	0.9	2.7
<u>OUT</u> : Solid fraction	1 500	24	10.9	4.3	7.0	2.8
<u>OUT</u> : Concentrate RO	4 000	2.6	5.2	4.7	0.1	6.8
<u>OUT</u> : Permeate RO	4 500	>0.03	0.1	0.1	0.01	0.06

Tabelle 5-4 zeigt für die Anlage in den Niederlanden die einzelnen Mengenverhältnisse und Trockensubstanzgehalte nach den entsprechenden Prozessschritten. Darin wird ersichtlich, dass ein Großteil des Phosphors in der Festphase gebunden vorliegt. Die Festphase weist gegenüber dem Konzentrat ebenfalls eine höhere Gesamtstickstoffkonzentration auf. Das Permeat hingegen enthält nur mehr vernachlässigbar kleine Nährstoffkonzentrationen und kann zu Bewässerungs- oder Reinigungszwecken genutzt werden oder bei erteilter Genehmigung in den Vorfluter eingeleitet werden. Die Festphase kann entweder abtransportiert oder auch einer Kompostierung zugeführt werden. Das Konzentrat wird als flüssiger Stickstoffdünger an Landwirte in der Umgebung abgegeben. Hier ist allerdings zu beachten, dass das Konzentrat nicht mit herkömmlichem Gerät ausgebracht werden kann, da hier eine viel kleinere Dosierung des nährstoffreichen Düngers notwendig ist. Dafür muss entweder eine passende Ausbringtechnik angeschafft werden oder das Konzentrat wird der am Betrieb anfallenden Gülle zugemischt. Die Kosten pro Tonne behandelter Gülle belaufen sich für die Anlage in den Niederlanden einschließlich Betriebs-, Investitions-, Transport- und Abgabekosten auf etwa 9 €. Die Kosten können je nach Abnahmepreis und Bedarf des Flüssigdüngers nochmals gesenkt werden. Für die Anlage in Thallwitz hingegen wurden Kosten von etwa 5 € pro m³ behandeltem Gärrest ermittelt. Investitions-, Energie- und Betriebskosten sind hier bereits mit eingerechnet. Die Investitionskosten für die Anlage belaufen sich auf 500.000 €. (Sindhöj & Rodhe, 2013; Wilhelm, 2017)

5.4 Kompostierung von Schweinegülle

Die Gewinnung von Kompost aus Schweinegülle wurde auf einem Betrieb in der Bretagne umgesetzt, nachdem die Abgabe überschüssiger Gülle an benachbarte Regionen gesetzlich untersagt wurde. Seit 2002 werden hier insgesamt 2.000 m³ Gülle und 140 Tonnen Weizenstroh pro Jahr zu einem nährstoffreichen Kompost verarbeitet. Die Kompostierung findet in einer eigens dafür gebauten Halle statt. (Kenevez & Mongredien, 2009)



Abbildung 5-6: Spezielles Einmischgerät zur Einbringung von Gülle in eine Strohmiete (Kenevez & Mongredien, 2009)

Die Gülle wird dafür in vorbereitete Strohmieten über ein spezielles Einmischgerät eingebracht (Abbildung 5-6). Dieses ist mit einem Traktor verbunden und wird über eine mit der Güllegrube verbundenen Leitung beschickt. Zusätzlich wird während des Einmischvorganges zudem noch aktiv Luft in die Miete miteingebracht. Pro Tonne Stroh können so in etwa 16 m^3 Gülle kompostiert werden. Die Güllegaben werden geteilt, wobei anfangs nur 9 m^3 Gülle in die Miete eingebracht werden. Es folgen im 14-tägigen Abstand Güllegaben von jeweils 4 m^3 und 3 m^3 . Auf ein Wenden der Miete kann so verzichtet werden. Der Rotteprozess ist nach 50 Tagen abgeschlossen. Währenddessen kommt es zu Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen, wodurch etwa die Hälfte des vorhandenen Stickstoffs als N_2 in die Luft entweicht. Der fertige Kompost enthält pro Tonne in etwa 7 kg Stickstoff, 6 kg Phosphor und 10 kg Kalium und kann für 9 € pro Tonne verkauft werden. Die Investitionskosten beliefen sich für die Halle sowie für die Pump- und Einmischtechnik auf rund 150.000 €. Mit den Erlösen aus dem Verkauf fallen für dieses Verfahren Betriebskosten von etwa 4 €/m^3 an. Der Arbeitsaufwand beträgt in etwa 25 Tage im Jahr. (Kenevez & Mongredien, 2009)

5.5 BioEcoSIM

Das Forschungsprojekt BioEcoSIM ist ein von der EU mit 3,8 Millionen € mitfinanziertes Projekt, welches offiziell Ende 2016 abgeschlossen wurde. Beteiligt waren 15 Projektpartner aus 5 Ländern, wobei dem Fraunhofer IGB in Stuttgart die Projektleitung anvertraut wurde. Ziel des Projektes war es, die Nährstoffe in der Gülle für die landwirtschaftliche Nutzung nahezu vollständig rückzugewinnen

und daraus vermarktbare Produkte zu erzeugen. Die Produkte sollten leicht zu lagern, zu transportieren sowie mit herkömmlichem landwirtschaftlichen Gerät auszubringen sein. Zur Verwirklichung der Anforderungen wurde eine vollautomatische Pilotanlage konzipiert, welche sich aus mehreren einzelnen Modulen und Verfahrensschritten zusammensetzt. Die Abfolge der einzelnen Verfahren ist in einem Prozessschema in Abbildung 5-7 dargestellt. (Bilbao, 2017)

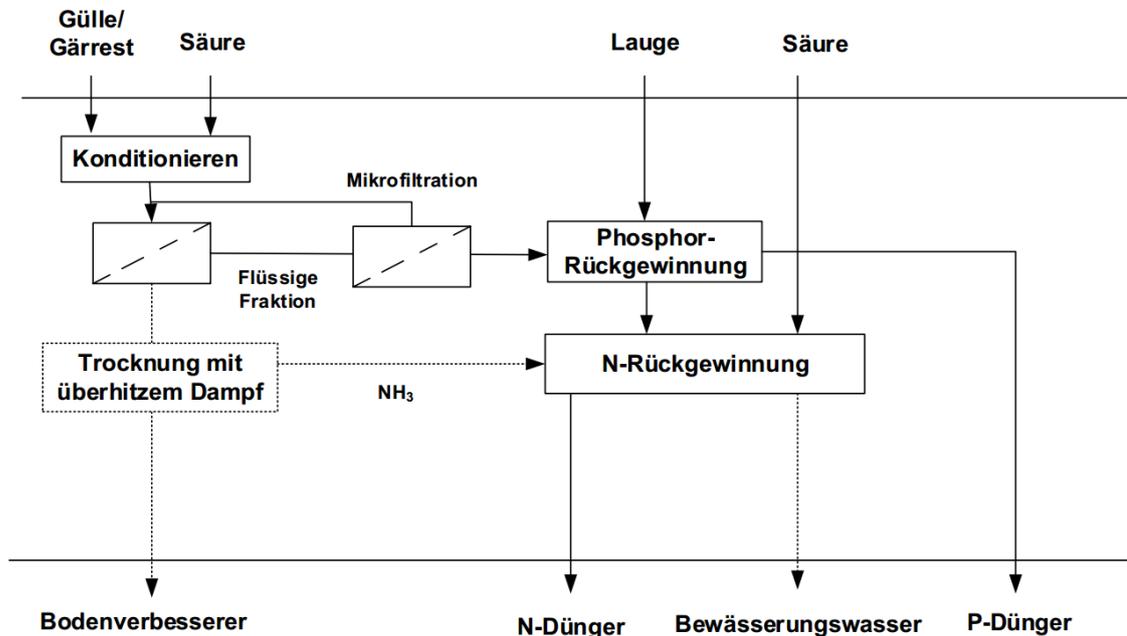


Abbildung 5-7: Schematischer Ablaufprozess der BioEcoSIM-Anlage (Bilbao, 2017)

Im ersten Schritt wird der pH-Wert der Gülle auf 5 – 6 abgesenkt, um nahezu den gesamten organisch gebundenen Phosphor, Magnesium sowie Calcium zu lösen. Diese sollen somit in der anschließenden Separation mit möglichst hoher Ausbeute in die Flüssigphase überführt werden. Diese Konditionierung ermöglicht es, Phosphor gezielt in einem späteren Schritt als isoliertes vermarktbares Endprodukt rückzugewinnen. Die aus der Separation gewonnene Festphase durchläuft anschließend eine thermische Trocknung mit überhitztem Wasserdampf, wodurch ein hoher Energiewirkungsgrad erzielt wird. Mikroorganismen, Pathogene und sonstige Keime werden dabei vollständig vernichtet. Die Anlage kann optional auch die Abwärme einer Biogasanlage oder eines BHKWs nutzen, um die Kosten für die Trocknung zu senken. Die entstehende Abluft wird abgeführt und Ammoniak in einem nachfolgenden Prozess rückgewonnen. Die so getrocknete Festphase kann entweder direkt als Bodenverbesserer verwendet werden oder eine Pyrolyse durchlaufen, um Biokohle zu gewinnen. Die Flüssigphase nach erfolgter Separation wird zuerst durch eine Mikrofiltration von Grobstoffen befreit. Anschließend wird Phosphor durch Fällung und anschließender Filtration rückgewonnen. Dabei wird der flüssigen Phase Magnesiumoxid (MgO) oder Magnesiumchlorid (MgCl_2) als Fällmittel zugegeben. Der pH-Wert wird dafür auf ca. 8,5 - 9,5 angehoben, um die Fällung von Phosphor zu Struvit (NH_4MgPO_4),

Magnesiumphosphat ($Mg_3(PO_4)_2$) und Calciumphosphat ($Ca_3(PO_4)_2$) zu beschleunigen. Das im Restwasser noch reichlich vorhandene Ammonium wird über eine Membrandestillation in Form von kristallinem Ammoniumsulfat rückgewonnen. Der Ablauf weist nur mehr Spuren an Stickstoff und Phosphor auf und kann z. B. zu Bewässerungszwecken verwendet werden. Der Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff fast vollständig aus der Gülle abgetrennt werden und diese als leicht zu handhabende Mineralstoffdünger mit hoher Reinheit vorliegen. Die Zusammensetzung der einzelnen Dünger sowie des verbleibenden Restwassers ist in der Tabelle 5-5 dargestellt: (Bilbao, 2015, 2017)

Tabelle 5-5: Nährstoffgehalte der Produkte aus dem BioEcoSIM –Verfahren (Bilbao, 2017)

	P-Salz (%weight)		N-Salz (%weight)		getrockneter Feststoff		Restwasser (mg/l)
P_2O_5	22.5 ± 1.8	N_{total}	18.8	P	0.7 ± 0.2	P- PO_4	22.5 ± 15
N_{total}	5.5 ± 3.4	S	23.9	N_{total}	0.5 ± 0.1	N-N	40.2 ± 29.7
K_2O	3.8 ± 2.6			K	1.5 ± 2.6	K	4240 ± 1300
CaO	8.4 ± 4.06			Ca	1.2 ± 0.4	Ca	339 ± 122
MgO	6.5 ± 2.6			Mg	0.4 ± 2.6	Mg	55 ± 23.9

Die Festphase besitzt nur mehr 4 % des ursprünglichen Volumens und kann damit sehr viel kostengünstiger transportiert werden. Die gewonnenen Mineralstoffdünger weisen zudem keine N-Emissionen während der Lagerung auf und lassen sich individuell zusammengesetzt an die Bedürfnisse der jeweiligen Kulturart anpassen. Durch den Verkauf des hochwertigen Mineralstoffdüngers entsteht zudem eine lukrative Einnahmequelle. Die Gesamtkosten für die Anlage belaufen sich einschließlich Betriebs-, Investitionskosten, Abschreibungen und den möglichen Einnahmen aus den Produkten auf etwa 9 – 15 €/m³ behandelter Gülle. Allerdings steht dzt. noch keine großtechnische Anlage für den betrieblichen Einsatz zum Erwerb bereit. Bisher wurde im Jahr 2016 nur eine Pilotanlage in Betrieb genommen. Mit der ersten Pilotanlage ließen sich aus 50 kg Schweinegülle 500 g Phosphatdünger, 500 g Stickstoffdünger sowie 900 g Biokohle gewinnen. Die geplanten, marktreifen Anlagen sollen dann bei Einführung bis zu 100 m³/h Gülle verwerten können. (Bilbao, 2017)

5.6 ManureEcoMine

ManureEcoMine bezeichnet ebenfalls ein von der EU mitfinanziertes Projekt zur Entwicklung eines alternativen Verwertungskonzepts für Gülle. Ziel dieses Forschungsprojektes ist es, ein Verfahren zu entwickeln, um Nährstoffe aus der Gülle in effizienter Art und Weise als Dünger für die Landwirtschaft rückzugewinnen. Dabei wurde eine Pilotanlage installiert, um die Funktionsweise des Verfahrens zu testen und anzupassen. Die Anlage setzt sich aus mehreren Verfahrensschritten zusammen (Abbildung 5-8). (Pintucci u. a., 2015)

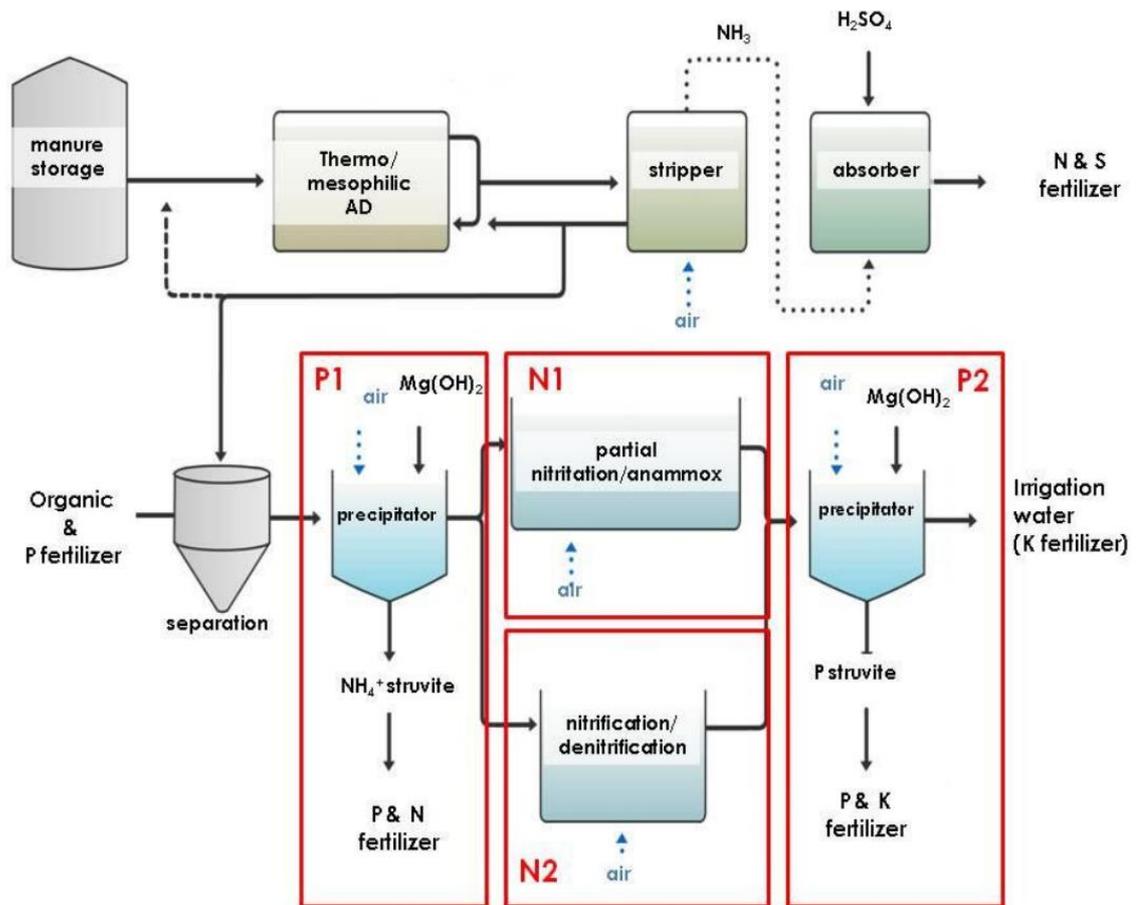


Abbildung 5-8: Prozessschema des ManureEcoMine-Verfahrens (Pintucci et al., 2015)

Die zu verwertende Gülle wird zuerst in einer Biogasanlage unter einer mesophilen Prozessumgebung (52 – 54 °C) vergärt, um die in der Gülle enthaltene Energie nutzen zu können. Die Anlage wird mit 85 % Schweinegülle und 15 % Biomasse wie Gemüseabfälle oder Kornsilage beschickt, um einen ausreichend hohen organischen Anteil von 5,00 g CSB/m³ am Tag zu erreichen. Mit diesen Bedingungen lässt sich somit pro m³ Substrat eine Gasausbeute von 1,28 m³ am Tag erzielen. Aufgrund der geringen TS-Gehalte der Gärsubstrate wurde hier der Fermenter für eine nasse Vergärung konzipiert. An die Biogasanlage angeschlossen befindet sich ein Modul zur Ammoniakstrippung, um zum einen Stickstoff rückzugewinnen und zum anderen der durch den hohen Anteil an Schweinegülle bedingten hohen Ammoniaktoxizität entgegenzuwirken. Die Strippung wird simultan zum Vergärungsprozess betrieben, indem das erzeugte Gas durch den Fermenter geführt wird und Ammoniak und Kohlenstoffdioxid mitaufnimmt. Der Luftstrom muss so eingestellt werden, dass zum einen eine ausreichende Verminderung der Ammoniakkonzentration erreicht wird, zum anderen der Vergärungsprozess nur minimal beeinflusst wird. Der optimale Gasfluss pro m³ Substrat wurde mit 240 m³/h ermittelt. Die hohen Temperaturen begünstigen zudem den Ammoniakaustrag zusätzlich, womit auf eine zusätzliche pH-Anhebung während der Strippung verzichtet werden kann. Stickstoff wird je nach Bedarf mit Hilfe von Schwefelsäure oder Salpetersäure als Ammoniumsulfid und Ammoniumnitrat

rückgewonnen. Durch dieses Verfahren werden somit über 90 % des gesamten Stickstoffs rückgewonnen. Die Gärreste durchlaufen anschließend einen Separationsschritt, bei welchem eine Dekanterzentrifuge sowie eine Membranfiltration zur Entfernung der Feststoffe eingesetzt werden. Die Zentrifuge scheidet bereits ca. 66,5 % der Feststoffe ab, wobei 44,5 % des Phosphors zurückgehalten werden. Nach erfolgter Membranfiltration weist das Prozesswasser nur mehr einen TS-Gehalt von 1 – 2 % auf und entspricht somit den Ansprüchen der nachfolgenden Struvitfällung. Die Fällung von Struvit erfolgt dann wahlweise vor oder nach der noch notwendigen Nitrifikation und Denitrifikation durch die Zugabe von Magnesiumhydroxid ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) in einem Fällreaktor. Erfolgt die Struvitfällung davor, wird vornehmlich Ammonium-Struvit (MgNH_4PO_4) gewonnen. Eine nachgeschaltete Struvitfällung hat aufgrund der bereits erfolgten Stickstoffentfernung die Ausfällung von Kalium-Struvit (MgKPO_4) zur Folge. In beiden Fällen wird der gesamte Phosphoranteil in einen hochwertigen, langsam wirkenden Dünger überführt. (Pintucci u. a., 2015)

6 Mögliche Anwendungen für die Steiermark

Im nachfolgenden Kapitel werden mögliche Anwendungen für ein effizientes und umweltschonendes Gülle-Management in der Steiermark aufgezeigt. Es werden zuerst grundlegende Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffverlusten beschrieben, welche auf jedem Betrieb durchgeführt werden können. Im Anschluss daran werden mögliche Maßnahmen für Betriebe mit Gülleüberschüssen diskutiert und miteinander verglichen.

6.1 Grundlegende Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffverlusten

6.1.1 Empfehlungen für die Ausbringung

Unabhängig von der Menge des Gülleanfalls auf dem jeweiligen Betrieb sollte zur besseren Ausnutzung der Nährstoffe der Einsatz spezieller Ausbringtechnik nach und nach forciert werden. Wie in Kapitel 2.7 bereits aufgezeigt, fällt mit ca. 50 – 67 % der Großteil der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft auf die Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Aus diesem Grund sind Maßnahmen zur Emissionsminderung während und nach der Ausbringung besonders sinnvoll. Die verschärften Düngeauflagen für die Landwirte in den Schongebieten machen es zudem erforderlich, eine möglichst hohe Düngeeffizienz zu erreichen, um damit konstant hohe Erträge zu gewährleisten (Holzner, 2017). So weisen beispielsweise bodennahe Applikationen wie der Schleppschauchverteiler im Vergleich zum Breitverteiler im Mittel eine Stickstoffemissionsminderung von 20 – 30 % auf (Pöllinger, 2006). Die direkte Ablage der Gülle in die Bodenzone durch spezielle Einschlitztechniken wie dem Schleppschuh oder dem Gülleschlitzverfahren verringern die Stickstoffemissionen nochmals zusätzlich (Abbildung 6-1). Damit gewährleistet eine geeignete Ausbringtechnik, dass die Nährstoffe auch möglichst bei der Pflanze ankommen und von ihr aufgenommen werden. (Döhler, 2016)

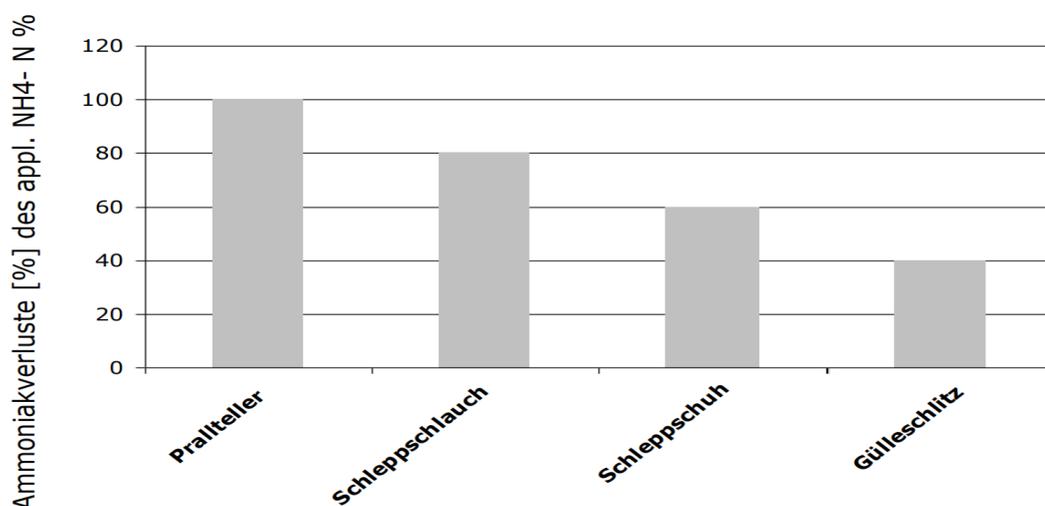


Abbildung 6-1: Minderung der NH₃-Verluste (in % d. appl. NH₄) nach der Ausbringung von Gülle und Gärresten mit dem Prallteller als Referenz. (Döhler, 2016)

Dabei lassen sich z. B. der Schleppschlauch- sowie der Schleppschuhverteiler meist an betriebseigenen Güllefässern nachrüsten. Die Kosten dafür betragen je nach Ausführung und Arbeitsbreite zwischen 14.000 und 30.000 €. Deutlich teurer hingegen ist das Gülleschlitzverfahren, welches je nach Güllemenge und Arbeitsbreite Investitionskosten von über 50.000 € erfordern kann (Küper & Deter, 2014). Diese Technik bringt zudem einen hohen Zugkraftbedarf mit sich, was zusätzliche Aufwendungen für die Landmaschinen bedeuten kann. Nicht zu vernachlässigen ist schließlich, dass das Gülleschlitzverfahren sowie der Schleppschuhverteiler für Flächen mit Hanglage gänzlich ungeeignet sind und im Vergleich zu den Breit- und Schleppschlauchverteilern eine deutlich verringerte Ausbringleistung aufweisen (Pöllinger, 2017). Diese Faktoren lassen einen zukünftig breiten Einsatz dieser beiden Verfahren in Österreich eher nicht vermuten. Jedoch stellt das Gülleschlitzverfahren zur Vorsaat bei Mais eine sehr gute Alternative zur Unterfußbodendüngung dar und kann großflächig im Flachland eingesetzt werden (Döhler, 2016). Wo die Umstände es ermöglichen, ist der Einsatz von Schleppschlauchverteilern dem Breitverteiler vorzuziehen. Eventuelle Förderungen sowie eine überbetriebliche gemeinsame Nutzung der entsprechenden Geräte würden zusätzliche Anreize zur Nutzung dieser Technik schaffen. Die Kosten pro m³ ausgebrachter Gülle in Abhängigkeit der Jahresmenge sowie der jeweiligen Ausbringtechnik sind in der Tabelle 6-1 zusammengefasst. Es ist eine starke Kostendegression bei höherer Auslastung der einzelnen Maschinen zu beobachten. So wäre der Schleppschlauchverteiler bei höheren Jahresmengen durchaus konkurrenzfähig, was z. B. bei kleineren Betrieben durch eine gemeinschaftliche Nutzung erreicht werden könnte. (Pöllinger, 2006; Vandre u. a., 2012)

Tabelle 6-1: Berechnete Ausbringungskosten für Gülle je nach Verfahrensleistung und Technik (Vandre u. a., 2012)

Variante	Jährliche Verfahrensleistung [m ³ /a]			
	1000	3000		10000
	Verfahrensleistung [m ³ /a]			
	niedrig	hoch	niedrig	niedrig
Ausbringungskosten [€/m ³]				
Breitverteiler	6,61	3,22	4,31	3,04
Schleppschlauch	8,76	3,99	5,08	3,38
Schleppschuh	9,68	4,63	5,87	4,11
Schlitz	9,97	4,89	6,16	4,37

6.1.2 Weitere Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffverluste

Viehbetrieben, denen dem Gülleanfall entsprechend ausreichend landwirtschaftliche Fläche zur Verfügung stehen, ist im Sinne der Kreislaufwirtschaft die bisher ohnehin praktizierte Ausbringung der Gülle auf eigenen Flächen als sinnvollste Möglichkeit anzuraten. Durch den gezielten und mengenmäßig korrekten Einsatz von Wirtschaftsdünger lassen sich damit die Aufwendungen für mineralische Dünger deutlich herabsetzen. Allerdings sind in diesem Fall auch mehrere Punkte zu beachten, um die Gülle so effizient wie möglich zu verwerten und Stickstoffemissionen in die Luft und die Gewässer zu vermindern. So ist es ratsam, die Berechnungen des Nährstoffanfalls am eigenen Betrieb durch Probenahmen zu überprüfen, wenn sich auf dem Betrieb beispielsweise Tierzahlen, Fütterungsstrategien und Handhabung der Gülle verändern. Ebenso sollte die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf die jeweilige Kulturart abgestimmt sein und zum geeigneten Ausbringungszeitpunkt erfolgen. Aus diesem Grund ist Wirtschaftsdünger möglichst dann auszubringen, wenn windstille und kühle Temperaturen vorherrschen und der Boden eine gewisse Durchfeuchtung aufweist. Kommt herkömmliche Technik zur Gülleausbringung zum Einsatz (Breit- bzw. Pendelverteiler) sollte die Gülle maximal nach einer Stunde seicht in den Boden eingearbeitet werden, um Ammoniakemissionen zu verringern (Pöllinger, 2017). Je nach Fruchtfolge sollten die Düngergaben zudem immer wieder angepasst werden. Aufgrund des Steiermärkischen Landesgesetzblatts Nr. 39/2015 und der damit verbundenen Abstufung der Ertragslage muss das oberste Ziel der in den Schongebieten liegenden Betriebe die bestmögliche Verwertung und Erhaltung der Nährstoffe sein. Daher sollten neben der Verbesserung der Gülleausbringung sowie der Einhaltung der Düngerrichtlinien noch weitere Techniken zum Einsatz kommen, um die Nährstoffe in der Gülle bestmöglich zu nutzen.

Schon durch die Abdeckung des Güllebehälters lassen sich z. B. die Stickstoffemissionen nochmals deutlich reduzieren (Tabelle 6-2). So weisen beispielsweise Abdeckformen wie das Zelt- oder Kuppeldach ein Stickstoffminderungspotential von ca. 90 % gegenüber offenen Behältern auf. Auch der Einsatz von Strohecken, Kunststoffschwimmkörpern sowie Leichtschüttungen (Perlit, Tonkugeln) birgt ein Minderungspotenzial der Ammoniakemissionen von 75 – 80 %. Eine besondere Form dieser schwimmenden Abdeckung ist das Produkt HEXA-COVER[®], welches durch seine spezielle Form bis zu 99,9 % der gesamten Oberfläche abdeckt (Abbildung 6-2). Diese Formen der schwimmenden Abdeckung könnten auch sehr leicht noch nachträglich bei offenen Gruben installiert werden (Pöllinger, 2017). Auch die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht bietet eine kostengünstige und einfache Form der Abdeckung mit Emissionsminderungspotenzialen von 40 – 80 %. Allerdings bildet meist nur Rindergülle oder sehr faser- und strukturreiche Schweinegülle eine flächige, natürliche Schwimmdecke aus. (Döhler u. a., 2011; Lenz, 2017)

Mögliche Anwendungen für die Steiermark

Tabelle 6-2 Emissionsminderungspotenzial je nach Abdeckvariante (Döhler u. a., 2011; Pöllinger, 2012)

ABDECKUNGEN UND EMISSIONSMINDERUNGSPOTENZIALE			
Art der Abdeckung	Minderung gegenüber nicht abgedeckten Güllebehältern in Prozent		Anmerkung
	Rinderg.	Schweineg.	
Feste Abdeckungen			
Zelt, Kunststoffabdeckung	85-95	85-95	Geringer Wartungsaufwand, kein Regenwassereintrag, längste Nutzungsdauer
Befahrbarer Betondeckel	85-95	85-95	
Künstliche Schwimmdecke			
Strohhäcksel	70-90 ¹⁾	70 - 90	Geringe Wirksamkeit bei häufiger Gülleausbringung, Gefahr erhöhter Treibhausgas-Emissionen
Granulate	80 - 90 ¹⁾	80 - 90	Ausgleich von Materialverlusten nötig
Schwimmfolie	80 - 90 ¹⁾	80 - 90	Geringer Wartungsaufwand, höhere Kosten
Schwimmkörper	k. A. ²⁾	> 90 ²⁾	Nur für Schweinegülle ohne Schwimmdecke geeignet, besondere Sorgfalt beim Homogenisieren/Absaugen der Gülle erforderlich
Natürliche Schwimmdecke			
	30 - 80 ³⁾	20 - 70 ³⁾	Geringe Wirksamkeit bei häufiger Gülleausbringung

1) In der Regel ist bei der Rindergülle eine natürliche Schwimmdecke vorhanden.
 2) Bisher liegen nur Ergebnisse zur Schweinegülle im Labormaßstab vor
 3) Je nach Ausprägung der Schwimmdecke.

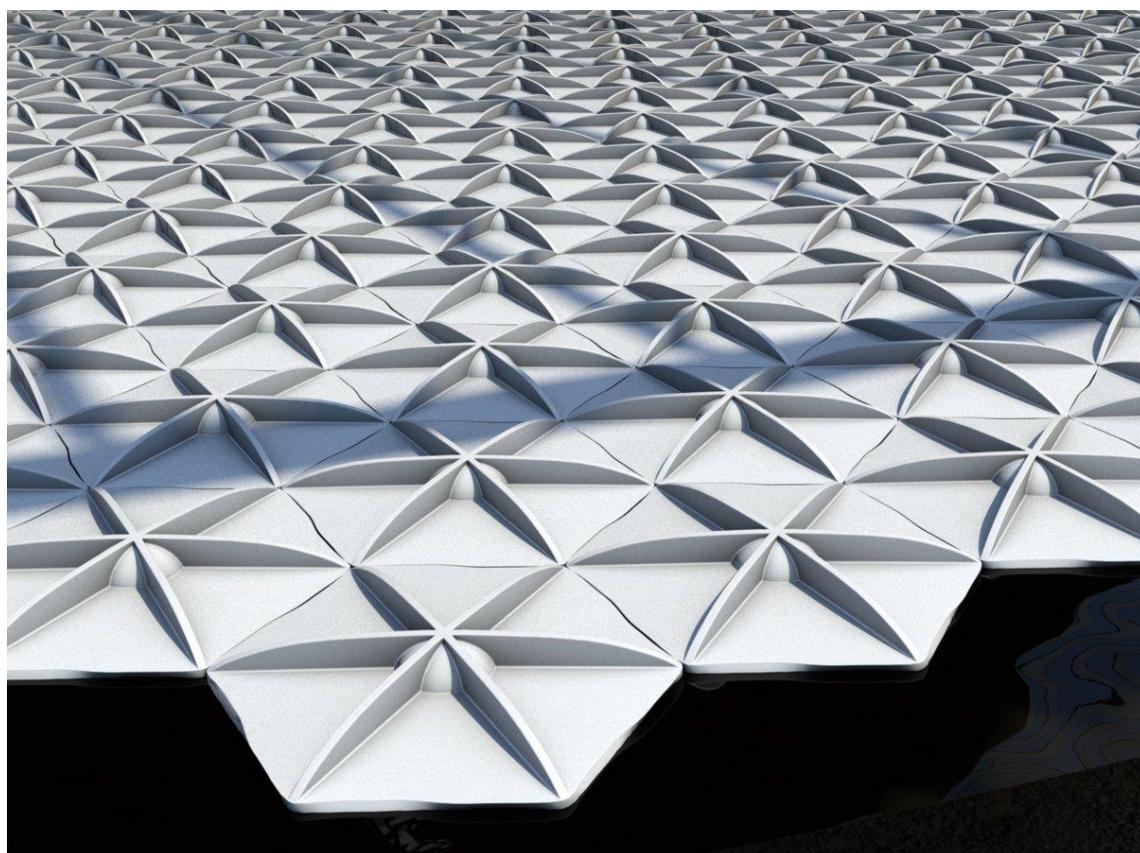


Abbildung 6-2: HEXA-COVER®-Abdeckung, welche sich auch nachträglich auf Güllegruben installieren lässt (Hexa-Cover, 2017)

Neben verschiedensten Abdeckvariationen bieten auch einige Zusatzmittel Potenzial für eine Emissionsminderung. So können beispielsweise der Einsatz von Milchsäurebakterien in Form von effektiven Mikroorganismen (EM) oder Sauerkrautsaft positive Effekte auf die Eigenschaften von Gülle hervorrufen. Die Zugabe der Milchsäurebakterien kann entweder während der Güllelagerung bereits im Stall durch ein geeignetes Vernebelungssystem oder durch Futterzugabe erfolgen. Dabei bieten viele Hersteller zahlreiche Präparate für den entsprechenden Einsatz an. Neben der Emissionsminderung von Stickstoff und Methan durch Absenkung des pH-Wertes und den Aufbau von Biomasse ist als angenehmer Nebeneffekt sehr oft eine deutliche Geruchsverminderung festzustellen. Allerdings bedarf es hier noch weiterer Untersuchungen, um fundierte Belege zur Wirksamkeit der Milchsäuregärung im Falle der Emissionsminderung zu erlangen. Die Erfahrung von Landwirten zeigt jedoch, dass sich der Einsatz von EM in der Tierhaltung positiv auf die Tiergesundheit, die Geruchsbelastung sowie auch auf die Produktivität auswirkt (Rackl, 2006; Fruhmann, 2017).

Das Ansäuern der Gülle mit mineralischen Säuren wird bereits in Dänemark auf vielen Betrieben umgesetzt und könnte eine Alternative zur Milchsäuregärung darstellen. So ließen sich die Stickstoffemissionen durch die Absenkung des pH-Wertes auf 5,5 um etwa 90 % verringern. Hierbei kann die Zugabe der Säure bereits im Stall, während der Güllelagerung sowie auch während der Ausbringung erfolgen. Allerdings erfordert der Einsatz der stark korrosiv wirkenden Schwefel- bzw. Salpetersäure eine spezielle Beschichtung der Güllebehälter, was zusätzliche Kosten verursacht. Durch das Ansäuern der Gülle erst während der Ausbringung wäre zwar nur ein Tank mit spezieller Dosiereinrichtung nachzurüsten, allerdings würde damit die emissionsmindernde Wirkung schon während der Lagerung wegfallen. Außerdem ist zu beachten, dass der Umgang mit diesen Chemikalien an erhöhte Anforderungen an die Arbeitssicherheit gebunden ist. Erfolgt der Einsatz erst während der Ausbringung, müssten gegebenenfalls auch noch verkehrsrechtliche Sicherheitsbestimmungen beachtet werden.

Erprobt und bereits in breiter Anwendung befindet sich der Einsatz von Nitrifikationshemmern bzw. Ureaseinhibitoren. Diese gewährleisten eine längere Nährstoffverfügbarkeit im Boden und können somit die Düngereffizienz deutlich verbessern. Durch die Verzögerung der Nitrifikationsvorgänge im Boden steht den Kulturpflanzen damit ein längerer Zeitraum zur Nährstoffaufnahme zur Verfügung. Durch die Vermeidung eines Nährstoffüberangebotes sinkt somit die Gefahr, dass Nitrat ungenutzt über Auswaschung ins Grundwasser gelangt. Zur Einmischung der Wirkstoffe muss die Ausbringtechnik mit einer speziellen Dosieranlage nachgerüstet werden. Alternativ kann die Zugabe der Wirkstoffe auch zeitlich unmittelbar vor der Ausbringung direkt in die Güllegrube erfolgen, sofern diese vollständig geleert wird. Hier ist auf eine gute Durchmischung der Gülle zu achten, um eine homogene Verteilung des Wirkstoffs zu erreichen. Insgesamt empfiehlt sich der Einsatz von Hemmstoffen in Kombination mit einer bodennahen Ausbringtechnik wie dem Schleppschlauchverteiler, um die Hemmwirkung zu verbessern und Emissionen in die Luft zu vermindern.

Der Einsatz fein vermahlener Pflanzenkohle kann sowohl als Zusatzmittel in der Gülle als auch in der Fütterung dazu genutzt werden, um Nährstoffe langfristig zu binden und diese damit länger für die Pflanzen zur Verfügung zu stellen. Da Pflanzenkohle ein gutes Rückhaltevermögen für Nitrat aufweist und humusbildend wirkt, könnte durch dessen Einsatz die Auswaschungsgefahr von Nitrat deutlich gesenkt werden. Versuche haben allerdings auch gezeigt, dass das meist basische Milieu der Kohle die Emissionen von Ammoniak während der Güllelagerung begünstigen kann. So ist dessen Einsatz in Kombination mit pH-senkenden Verfahren wie der Milchsäuregärung oder der Säurezugabe zu empfehlen. Auch sollte mit Nährstoffen noch nicht beladene Pflanzenkohle aufgrund des hohen Nährstoffbindevermögens nicht direkt auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden. Dies würde dazu führen, dass dem Boden vorübergehend Nährstoffe entzogen würden. Insgesamt besteht auf diesem Gebiet noch weiterer Forschungsbedarf, um den eindeutigen Nutzen für die Landwirtschaft nachzuweisen und das Potenzial der Pflanzenkohle zu bestätigen (Maßwohl, 2017).

Sollten in der näheren Umgebung Biogasanlagen zur Verfügung stehen, kann es durchaus Sinn machen, die Gülle vor einer landwirtschaftlichen Ausbringung zunächst zusammen mit geeigneter Biomasse zu vergären und erst anschließend auszubringen. Nach der neuen Novelle zum Ökostromgesetz sind zudem Neuanlagen auf 150 kW beschränkt und dürfen maximal einen Mais-Getreideanteil von 30 % aufweisen. Bisher lag der maximal erlaubte Anteil bei 60 %, womit Gülle als Gärsubstrat an Bedeutung gewinnen könnte. Inwieweit Biogasanlagen zur Verwertung von Biomasse zukünftig noch eine Rolle spielen werden, hängt maßgeblich von den Förderprogrammen ab. (Metschina, 2017)

6.2 Mögliche Maßnahmen für Betriebe mit Gülleüberschüssen

Verzeichnen Viehbetriebe Gülleüberschüsse, müssen neben emissionsmindernden Verfahren weitere Maßnahmen ergriffen werden, um den Wirtschaftsdünger sinnvoll zu nutzen und somit eine optimale Nährstoffverteilung sicherzustellen. Es müssen auf betrieblicher Ebene zwei maßgebliche Gegebenheiten unterschieden werden:

- Der Betrieb weist über gewisse Zeiträume nicht genügend Lagerkapazität für die anfallende Gülle auf, kann die Gülle aber flächengerecht ausbringen.
- Der Betrieb kann die anfallende Gülle nicht flächengerecht ausbringen und ist somit auf die Abgabe eines bestimmten Anteils der Nährstoffe angewiesen.

Normalerweise wird einem Viehbetrieb nur die Genehmigung für den Bau eines Stalles erteilt, wenn auch in ausreichender Größe Güllelager vorhanden sind oder im Zuge des Neubaus miterrichtet werden (Breiningen, 2017). Dass es trotz dieser Vorgabe trotzdem zu einem Mangel an Lagerkapazität für Wirtschaftsdün-

ger kommen kann, liegt vor allem daran, dass jetzt bestimmten Betrieben strengere Auflagen erteilt wurden, welche nun kürzere Ausbringzeiten sowie geringere Ausbringmengen vorschreiben. Von dieser Regelung sind in der Süd-Ost-Steiermark vor allem jene Betriebe betroffen, welche innerhalb der Schongebiete liegen, die im LGBl. Nr. 39/2015 im Rahmen des Grundwasserschutzprogrammes Graz bis Bad Radkersburg festgelegt wurden. Die Reduzierung der Düngerobergrenze sowie das Ausbringungsverbot im Herbst haben nun dazu geführt, dass jetzt vielen Viehbetrieben nicht genügend Lagerraum zur Verfügung steht, um die Gülle über den Verbotszeitraum zwischenlagern zu können.

Die Reduzierung der Düngerobergrenze kann zudem bewirken, dass einzelne Betriebe nun dem Gülleanfall entsprechend nicht mehr ausreichend Flächen vorweisen können. Die Hauptursache für deutliche Nährstoffüberschüsse auf einzelnen Betrieben in der Steiermark bleibt jedoch die fortschreitende Spezialisierung und Konzentrierung der Landwirtschaft. Insgesamt ist die Schaffung von zusätzlichem Lagerraum für diese Betriebe nicht ausreichend. Diese sind nun auf Grund der fehlenden Flächen auf eine Abgabe einer bestimmten Nährstoffmenge angewiesen.

Um dieser aktuell für einige Landwirte erschwerend wirkenden Situation begegnen zu können, müssen je nach betrieblicher Situation geeignete Lösungen gefunden werden. Dafür bieten sich die nachfolgenden Lösungsansätze an:

- Nutzung vorhandener und Errichtung zusätzlicher Güllelager
- Schaffung von dezentralen Aufbereitungsmaßnahmen
- Schaffung von zentralen Aufbereitungsmaßnahmen
- Schaffung von Aufbereitungsmaßnahmen in Kombination mit bestehenden Biogasanlagen

Es ist im Falle einer Güllaufbereitungsanlage zu beachten, dass in der Verordnung (EG) Nr. 1069/2009 des europäischen Parlaments und des Rates sowie in der österreichischen Tiermaterialien-Verordnung BGBl. II Nr. 484/2008 Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte festgesetzt sind. Gülle darf grundsätzlich ohne Vorbehandlung in Biogas- oder Kompostanlagen eingebracht oder ohne Vorbehandlung auf landwirtschaftliche Nutzflächen innerhalb Österreichs ausgebracht werden (BGBl. II Nr. 484/2008 §13 Abs. 1). Allerdings muss Gülle nach dem BGBl. II Nr. 484/2008 Anh. IV Abs. 3b, welche zusammen mit Küchen- und Speiseabfällen in mesophilen Biogasanlagen fermentiert wurde, eine thermische Hygienisierung durchlaufen. Inwiefern Aufbereitungsanlagen, welche ausschließlich Gülle verarbeiten, von ähnlichen Anforderungen betroffen sind, ist gesetzlich noch nicht eindeutig geregelt.

Im Folgenden werden nun die einzelnen Lösungsvarianten nach derzeitigem Kenntnisstand beschrieben. Wo es möglich ist, werden zudem die Kosten für die

jeweiligen Maßnahmen abgeschätzt. Schließlich werden die einzelnen Szenarien nochmals je nach Betriebssituation miteinander verglichen.

6.2.1 Nutzung vorhandener und Errichtung zusätzlicher Güllelager

Die Errichtung zusätzlicher Güllelager macht vor allem auf Betrieben Sinn, welche zwar für die anfallende Gülle ausreichende Flächen zur Verfügung haben, diese aber dafür über gewisse Zeiträume nicht im vollen Ausmaß lagern können. Vor allem während der Wintermonate, in denen die Ausbringung der Gülle nicht gestattet ist, kann die Schaffung von zusätzlichem Lagerraum verhindern, dass der Lagerraum für die anfallende Gülle knapp wird. Für Betriebe, welche nicht genügend Flächen für die Gülleausbringung vorweisen können, macht der Bau von zusätzlichen Güllelagern nur unter bestimmten Umständen Sinn. So kann die Schaffung von zusätzlichem Lagerraum helfen, bestimmte Zeiträume zu überbrücken, in denen die Gülle weder abgenommen noch aufbereitet werden kann.

Bevor jedoch der Neubau eines Güllelagers auf einem Betrieb in Betracht gezogen wird, sollten noch weitere Möglichkeiten in die Überlegungen miteinbezogen werden. Oft finden sich in naher Umgebung ehemalige Viehbetriebe, welche intakte und nutzbare Güllelagerräume aufweisen, diese jedoch nicht mehr nutzen. Hier wäre die Nutzung dieser Lagerräume nach Absprache mit den Besitzern eine kostengünstige und sinnvolle Variante. Auch die Möglichkeit einer gemeinsamen Nutzung und Errichtung zentraler Güllelager sollte mit in Betracht gezogen werden, um Kosten zu sparen und gegebenenfalls logistische Vorteile zu erzielen. (Pöllinger, 2017)

Generell sollten aufgrund der starken Emissionsgefährdung von Schweinegülle im Speziellen nur noch Gruben mit Abdeckungen errichtet werden (Breiningen, 2017). Im Falle der festen Abdeckungen kommen mehrere Bauvarianten in Frage (Lenz, 2017):

- Befahrbare Decke
- Freitragendes Zeltdach
- Zeltdach mit Standsäule
- Kuppeldach
- Alternative Baulösungen für die Abdeckung

Grundsätzlich sind für das Kuppeldach mittlerweile freitragende Konstruktionen bis zu einem Durchmesser von bis zu 20 Metern möglich. Im Falle des Zeltdaches kann dieses bei größeren Durchmessern durch eine mittig eingebaute Standsäule gestützt werden. Die Wahl des geeigneten Güllebehälters ist zum einen von der zu lagernden Güllemenge und zum anderen von den Standorteigenschaften sowie von den Präferenzen des Betriebs abhängig. (Pöllinger, 2017)

Was den Neubau von Güllebehältern durchaus interessant gestaltet ist die Tatsache, dass im Programm „Ländliche Entwicklung 2014–2020“ für den Bau von Güllelagern einzelbetriebliche Investitionsförderungen von 25 – 35 % möglich sind. Die Kostenobergrenze pro Betrieb liegt bei 550.000 €. Für nicht fest verbundene Abdeckvarianten wie beispielsweise dem HEXA-COVER® sind derzeit noch keine Förderungen vorgesehen. An die Güllebehälter selbst sind folgende Anforderungen geknüpft, um eine einzelbetriebliche Förderung im Rahmen der „Ländlichen Entwicklung 2014–2020“ zu erhalten:

- Baulich fest verbundene Abdeckung
- mind. 10 Monate Lagerkapazität, wenn
 - Mindestviehbesatz von 1 GVE/ha,
 - Ackeranteil von mind. 75 % der bewirtschafteten Fläche,
 - mehr als 50 % des wirtschaftlichen Düngers auf die Ackerfläche aufgebracht werden und
 - ein Dichtheitsattest nach Baufertigstellung vorliegt.

Um die Kosten für die Errichtung eines Güllebehälters abschätzen zu können, sind in der Tabelle 6-3 Richtpreise gestaffelt je nach Lagergröße und Behältervariante angegeben (Lenz, 2017).

Tabelle 6-3: Nettokosten für die verschiedenen Abdeckvarianten je nach Behältergröße (Lenz, 2017)

<i>Behältervariante</i>	<i>250 m³</i>	<i>500 m³</i>	<i>1000 m³</i>	<i>2000 m³</i>
<i>Eckige Grube mit Spalten</i>	30.500 € 41.200 €	61.000 € 82.500 €	112.000 €	195.000 €
<i>Durchmesser</i>	Ø 10 m	Ø 14 m	Ø 18 m	Ø 24 m
<i>Runde Grube offen</i>	14.500 € 20.000 € 12.500 €	22.500 € 27.500 € 23.000 €	28.000 € 50.000 € 45.000 €	54.000 € 90.000 € 86.000 €
<i>Runde Grube geschlossen und befahrbar</i>	20.500 € 27.500 € 17.500 €	39.500 € 45.000 € 37.000 €	71.000 € 90.000 € 77.000 €	139.000 € 180.000 € 160.000 €
<i>Runde Grube geschlossen und nicht befahrbar</i>	22.500 €	37.000 €	63.000 €	110.000 €

Quellen: Fortschrittlicher Landwirt 2014, Baurichtpreise BMLFUW 2015, Kostenschätzung LK Bauberatung 2016/17

Speziell von der Firma WOLF-SYSTEM® wurden zudem Kosten für abgedeckte, befahrbare Güllebehälter eingeholt (Tabelle 6-4). Im Preis enthalten sind die kompletten Montage- und Materialkosten sowie auch die jeweils notwendigen Decken- und Zulauföffnungen. Nicht im Preis enthalten sind eventuell anfallende Erdarbeiten.

Tabelle 6-4: Nettopreisliste für abgedeckte, befahrbare Güllebehälter der Firma WOLF-SYSTEM®

Volumen	314 m ³	452 m ³	616 m ³	1.005 m ³	1.527 m ³	1.885 m ³	2.281 m ³
Durchmesser	Ø 10 m	Ø 12 m	Ø 14 m	Ø 16 m	Ø 18 m	Ø 20 m	Ø 22 m
Nettopreis in €	32.000	42.000	54.000	71.000	94.000	115.000	135.000

Aufgrund der Kostendegression bei höherem Fassungsvermögen würde sich die gemeinschaftliche Nutzung und Errichtung von Güllelagern benachbarter Betriebe durchaus anbieten. Als kostengünstige Alternative zu herkömmlichen Güllegrube können zudem sogenannte Güllelagunen dienen, welche sich durch ein besonders hohes Fassungsvermögen auszeichnen. Es wird ein entsprechendes Erdbecken ausgehoben, welches dann mit einer speziellen Folie ausgekleidet wird. Der umgrenzend geschaffene Erdwall bietet zusätzliches Volumen. Da diese Lagunen jedoch i. d. R. keine Abdeckungen aufweisen und die Dichtigkeit bei Beschädigung der Folien oft nicht mehr gegeben ist, wurden diese in den letzten Jahren nicht mehr genehmigt (Breiningen, 2017). Ob solche Güllelagunen in Zukunft noch genehmigt werden, bleibt abzuwarten. In Kombination mit alternativen Abdeckformen wie dem HEXA-COVER® stellen diese Lagunen allerdings bezüglich Kosten und Fassungsvermögen eine sehr gute Alternative zu den herkömmlichen Behältern dar.

6.2.2 Schaffung von dezentralen Aufbereitungsanlagen

Die Aufbereitung der Gülle direkt auf dem Betrieb kann eine Alternative zur Errichtung von Güllebehältern darstellen. Vor allem Betriebe, welche die anfallende Gülle nicht flächengerecht ausbringen können und denen die Möglichkeit der Gülleabgabe an umliegende Betriebe nicht zur Verfügung steht, könnten von einer Aufbereitungsanlage profitieren. Diese Betriebe wären darauf angewiesen, die Nährstofffrachten und auch die anfallenden Transportkosten für eine Gülleabgabe zu reduzieren. Das Ziel einer dezentralen Aufbereitungsanlage wäre somit hier in erster Linie die Reduktion des Wassergehaltes sowie eine Anreicherung der Nährstoffe, um marktfähige Produkte zu gewinnen. Doch auch für Betriebe mit zu wenig Lagerkapazität könnte sich eine dezentrale Aufbereitung eventuell anbieten. Durch die Reduktion des Stickstoffgehaltes könnte überschüssige stickstoffarme Gülle dann eventuell auch noch im Herbst ausgebracht werden, ohne damit das Grundwasser zu gefährden. Ein Neubau einer Güllegrube wäre damit dann ggf. nicht mehr erforderlich. Die jeweiligen erlaubten Ausbringzeitpunkte sowie die Obergrenzen für den zulässigen Gesamt-N, sowie Gesamt-NH₄-Gehalt der behandelten Gülle müsste dann aber auch gesetzlich neu geregelt werden, sollten diese Verfahren praktische Anwendung finden. Aus der Aufbereitung gewonnener Mineralstoffdünger könnte dann im nächsten Jahr gezielt in der jeweiligen Kultur eingesetzt oder gewinnbringend verkauft werden. Im Nachfolgenden werden dafür das BioSampo-Verfahren und das AEE-Intec-Verfahren als dezentrale Maßnahmen genauer vorgestellt und beschrieben.

6.2.2.1 BioSampo-Verfahren

Das BioSampo-Verfahren der Pellon Group wurde schon als eine der möglichen Technologien beschrieben (siehe Kap. 5.1). Ziel dieses Verfahrens ist die Abtrennung der Feststoffe durch eine vorgeschaltete Separationseinheit, sowie die Reduktion der Stickstofffracht der Flüssigphase. Es fallen ca. 15 % des gesamten Durchsatzes als Feststoff mit einem Trockensubstanzgehalt von ca. 30 % an. Dieser weist im Gegensatz zur Rohgülle deutlich höhere Nährstoffgehalte auf und wäre somit kostengünstiger zu transportieren (Abbildung 6-3). Neben der Abgabe des Feststoffes an Betriebe mit Bedarf, könnten aufgrund des höheren TS-Gehaltes eine Vergärung sowie eine Kompostierung ebenfalls erfolgen. Auf die Separation folgt die weitere Behandlung der Flüssigphase. Eine vorgeschaltete biologische Belüftungsstufe sorgt für die Hygienisierung sowie einem pH- und Temperaturanstieg in der Gülle. Hier werden zum einen Keime effektiv abgetötet und die Geruchsentwicklung gesenkt. Zum anderen sorgen der pH- und Temperaturanstieg dafür, dass die nachfolgende Ammoniakstrippung mit weniger Chemikalieneinsatz auskommt. Damit lässt sich mit diesem Verfahren die gesamte Stickstofffracht von Schweinegülle je nach Anzahl der Strippkolonnen von ursprünglich ca. 3,7 kg/t auf ca. 0,1 kg/t reduzieren. Der fiktive Aufbau einer solchen Anlage mit den jeweiligen Nährstofffrachten ist in Abbildung 6-3 dargestellt. (Sohlo, 2017)

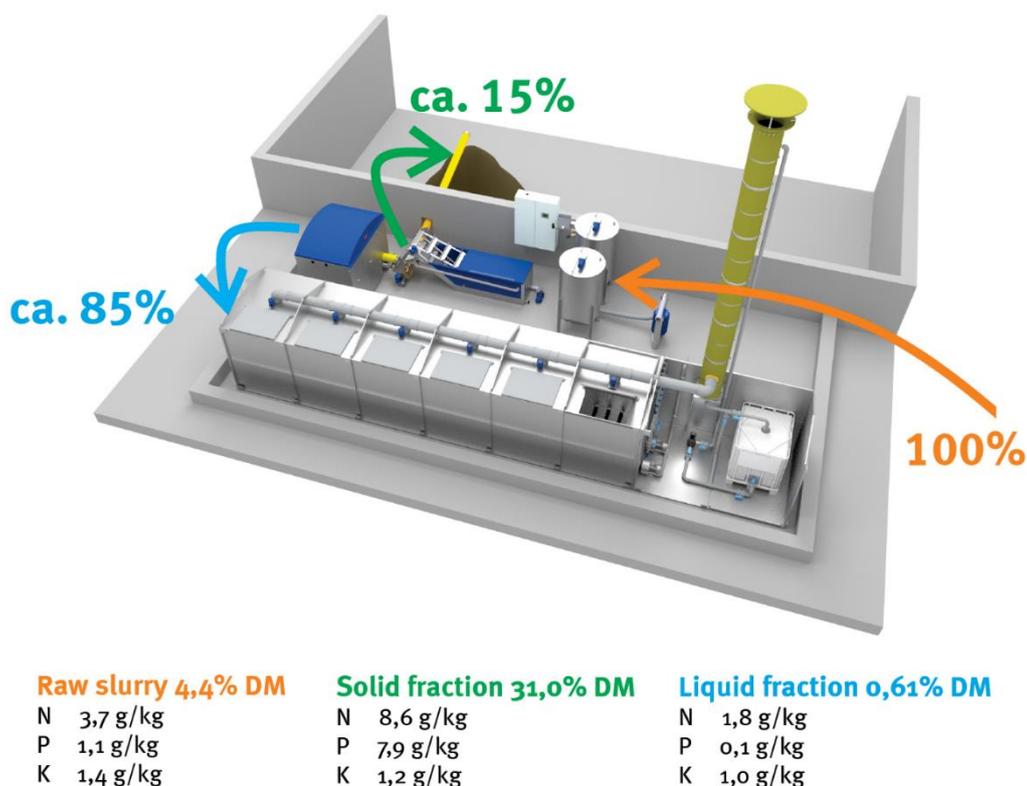


Abbildung 6-3: Aufbau der BioSampo Anlage zur Aufbereitung von Schweinegülle (Sohlo, 2017)

Vor allem für Betriebe mit Gülleüberschüssen und nicht ausreichend Lagerfläche könnte dieses Verfahren interessant werden. Ein Teil der überschüssigen Gülle ließe sich als Feststoff kostengünstiger an Betriebe oder Biogasbetreiber abgeben. Die verbleibende nährstoffarme Flüssigphase ließe sich dann eventuell noch im Herbst auf den zur Verfügung stehenden Flächen ausbringen, ohne dadurch Gefahr zu laufen, die Obergrenzen für die Stickstoff- und Phosphoraufbringung zu überschreiten. Die gewinnbare Menge an Ammoniumsulfat aus der Ammoniakstrippung könnte vollständig verkauft werden oder zum Teil im nächsten Jahr auch zu eigenen Düngezwecken genutzt werden.

Die Investitionskosten für eine Anlage mit einem jährlichen Durchsatz von etwa 2.200 m³ betragen in etwa 130.000 €. Die Betriebskosten liegen nach Sindhöj & Rodhe (2013) bei etwa 1,00 €/m³. Bei einer Anlage mit einem Jahresdurchsatz von ca. 6.000 m³ würden sich die Investitions- und Betriebskosten auf 196.000 € und 2,29 €/m³ erhöhen (Sohlo, 2017). Im Falle eines jährlichen Durchsatzes von ca. 6.000 m³ würde jährlich Betriebskosten von ca. 13.800 € anfallen. Diese würden sich aber durch einen Verkauf (22.800 €) der gesamten gewonnenen Menge Ammoniumsulfat mit einem Verkaufswert von 0,20 €/kg vollständig decken lassen.

Nach den Angaben des Herstellers lässt sich die Größe der Anlage frei skalieren. So wäre die Errichtung von Anlagen mit einem Jahresdurchsatz von 1.000 bis 50.000 m³ ohne Probleme möglich. Eine solche Anlage wäre damit sowohl für einen durchschnittlichen Schweinebauern als auch als zentrale Aufbereitungsanlage vorstellbar. (Sohlo, 2017)

Als Alternative zum BioSampo-Verfahren kann das ReNOx-Verfahren der Montan Universität in Leoben angeführt werden (siehe Kap. 5.2). Anstelle einer biologischen Belüftungsstufe würde hier ein Ionentauscher zum Einsatz kommen, um die anschließende Ammoniakstrippung des Regenerationsstromes kosten- und energiesparender durchführen zu können. Die Hygienisierung durch die Belüftung würde allerdings dadurch wegfallen. Die Anlage kann auf einen Durchsatz von ca. 5 m³/h ausgelegt werden. Aktuell ist die Anlage für die Behandlung von Gärresten und Trübwasser konzipiert. Jedoch wird die Möglichkeit einer Stickstoffreduktion aus Schweinegülle zeitnah Anfang 2018 untersucht. Versuche zeigen, dass sich durch die Kombination aus Ionentauscher und Ammoniakstrippung in etwa 85 – 95 % der gesamten Stickstofffracht entfernen lassen (Lubensky & Ellersdorfer, 2015). Für eine Anlage zur Behandlung von Gärresten und einem Durchsatz von 5 m³/h werden Investitionskosten von ca. 700.000 € fällig. Inklusive Personalkosten steigen die Gesamtkosten auf etwa 1.000.000 €. (Ellersdorfer, 2017b, 2017a)

6.2.2.2 AEE-INTEC

Die Firma AEE-INTEC mit Firmensitz in Gleisdorf hat auf Anfrage der TU Graz ebenfalls eine Kostenschätzung für ein mögliches Verfahren zur Stickstoffentfernung durchgeführt. Dafür wurde ein jährlicher Gülleanfall von 900 m^3 mit einer entsprechenden Ammoniumfracht von $9,8 \text{ kg/m}^3$ angenommen. Im Vergleich zu Schweinegülle mit einer durchschnittlichen Ammoniumfracht von ca. $3,0 \text{ kg/m}^3$ liegt dieser Wert zwar etwas höher, er kann aber für eine Kostenabschätzung grundsätzlich herangezogen werden. Es wurde insgesamt eine Ammoniumentfernungsrate von 95 % angestrebt. Das Verfahren arbeitet mit einer Membrandestillation zur Ammoniumentfernung. Es werden 4 Module benötigt, um den erforderlichen täglichen Durchsatz von $2,5 \text{ m}^3$ zu erreichen. Um die Ammoniaküberführung möglichst effizient zu betreiben, wird der Zulauf auf $80 \text{ }^\circ\text{C}$ erwärmt. Die verbleibende Restwärme wird anschließend über einen Wärmetauscher rückgewonnen. Übrig bleibt eine stickstoffarme Gülle, welche wieder für Düngezwecke noch im Herbst aufgebracht werden könnte. Der zugehörige Verfahrensablauf ist in der Abbildung 6-4 dargestellt. (Buchmaier, 2017)

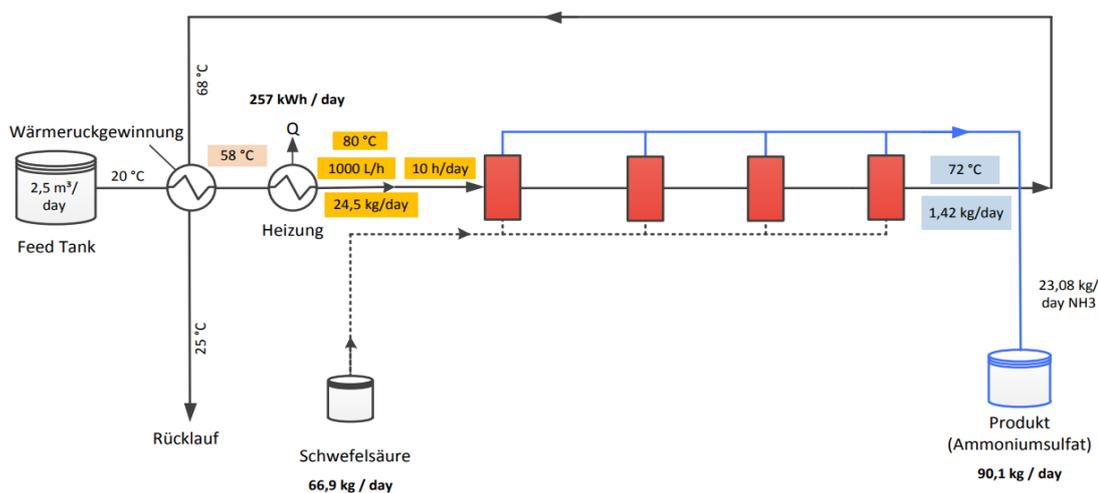


Abbildung 6-4: Membrandestillation zur Ammoniumentfernung von Schweinegülle der Firma AEE-INTEC (Buchmaier, 2017)

Die Firma hat für die nachfolgende Kostenschätzung angenommen, dass die benötigte Prozesswärme durch die anfallende Abwärme eines Blockheizkraftwerkes bereitgestellt wird. In der Kostenrechnung wurden die Aufwendungen für eine aller Wahrscheinlichkeit nach notwendige Vorfiltration nicht mitberücksichtigt. Diese wäre von Nöten, um die Anlage vor Verschleiß zu schützen und um ein Verlegen der Membran zu verhindern. Warsinger u. a. (2015) empfehlen dafür die Verwendung einer Mikro- oder Ultrafiltration (vgl. Kap. 4.3.1). Eine solche Vorstufe würde die Anlagekosten nochmals deutlich erhöhen. Die Gesamtkosten für die jeweilige Anlage mit den entsprechenden Erlösen durch den Verkauf von Ammoniumsulfat sind in der Tabelle 6-5 und in der Tabelle 6-6 dargestellt.

Mögliche Anwendungen für die Steiermark

Tabelle 6-5: Kostenschätzung für das AEE-INTEC Verfahren mit einem jährlichen Durchsatz von 900 m³ (Buchmaier, 2017)

<i>Infrastrukturkosten</i>	35.000	Euro
<i>Modulkosten</i>	400	Euro / Modul
	1.600	Euro
<i>Wartungskosten</i>	1.050	Euro / Jahr
<i>Reinigungskosten</i>	1.000	Euro / Jahr
<i>Personalkosten</i>	5.000	Euro / Jahr
<i>Energiekosten</i>	0,08	Euro / kWh
	7.400	Euro / Jahr
<i>Schwefelsäurekosten</i>	0,2	Euro / kg
	4.800	Euro / Jahr
<i>Ammoniumsulfatpreis + Einnahmen</i>	0,8	Euro / kg
	26.000	Euro / Jahr

Tabelle 6-6: Ökonomische Rentabilität für das Verfahren von AEE-INTEC (Buchmaier, 2017)

<i>Betriebskosten</i>	11.900	Euro / Jahr
<i>Erlöse</i>	26.000	Euro / Jahr
<i>Rentabilität</i>	14.100	Euro / Jahr
<i>Anlagekosten</i>	36 600	Euro
<i>Kostendeckung</i>	2,6	Jahre

Wie beim BioSampo Verfahren könnte diese Anlage auf den ersten Blick bei vollständigem Verkauf des gewinnbaren Ammoniumsulfats gewinnbringend betrieben werden. Allerdings ist in der vorliegenden Kostenschätzung die notwendige, aber relativ teure Vorfiltration zur Feststoffabtrennung nicht mit inbegriffen. Zudem benötigt die Anlage die kostengünstige Abwärme eines Blockheizkraftwerkes, um die Energiekosten möglichst gering zu halten. Der Abgabepreis für Ammoniumsulfat müsste je nach Standort individuell bestimmt werden. Zum jetzigen Zeitpunkt fehlen Erfahrungswerte bezüglich Umsetzbarkeit und Durchführung, da bisher im landwirtschaftlichen Bereich noch keine derartigen Anlagen existieren. All diese Punkte lassen den Einsatz eines solchen Verfahrens auf Betriebsebene in naher Zukunft eher unwahrscheinlich erscheinen. Eine zentrale Großanlage in Kombination mit einem BHKW hingegen könnte von dieser Technologie durchaus profitieren. Insgesamt bietet die Membrandestillation eine vielversprechende Technologie zur Ammoniumentfernung, welche aber zum jetzigen Zeitpunkt zur Behandlung von Schweinegülle noch weiterer Forschung bedarf.

6.2.3 Schaffung von zentralen Aufbereitungsmaßnahmen

Neben der Möglichkeit betriebseigene Lösungen zu implementieren, würde sich eventuell auch eine zentrale Anlage zur Aufbereitung von Schweinegülle anbieten. Ziel einer solchen Anlage wäre die Entlastung von Landwirten, welche ihrem Gülleanfall entsprechend nicht genügend Flächen für die Ausbringung zur Verfügung haben. Überschüssige Gülle könnte dann an eine zentrale Aufbereitungsanlage abgegeben und zu hochwertigem Mineralstoffdünger aufbereitet werden. Auch Landwirte mit zu wenig Lagerraum könnten damit bei Bedarf einen Teil ihrer Gülle abgeben und wären somit nicht mehr auf den Bau eines eigenen neuen Güllebehälters angewiesen. Um eine Gleichberechtigung für alle Landwirte solidarisch sicherstellen zu können, wäre z. B. ein festgesetzter Abnahmepreis pro m³ unabhängig von der Entfernung zur zentralen Anlage vorstellbar.

Neben der Wahl des geeigneten Aufbereitungsverfahrens wäre vor allem auch die Wahl eines möglichst geeigneten Standortes für eine solche Großanlage von entscheidender Bedeutung. Dieser sollte möglichst zentral in einem Gebiet mit hoher Viehbesatzdichte gewählt werden, um die Aufwendungen für den Transport möglichst gering zu halten. Ebenso wesentlich wäre zudem die Entscheidung, ob der gewonnene Mineralstoffdünger wieder vom abgebenden Betrieb rückgekauft werden muss oder ohne zusätzliche Kosten rückgenommen werden kann. Für Betriebe mit Nährstoffüberschüssen ist diese Rückkaufoption zwar irrelevant, doch wären Betriebe mit ausreichend Fläche auf die Nährstoffrückführung angewiesen.

Ebenso stellt sich die Frage, wie mit der aufbereiteten Gülle weiter verfahren werden soll. Dieser Punkt ist vor allem vom eingesetzten Aufbereitungsfahren abhängig. Folgt beispielsweise eine vollständige Abtrennung der Nährstoffe durch Separation, Ammoniakstrippung und Ultrafiltration bzw. Umkehrosmose, fällt der überwiegende Teil des Durchsatzes als Brauchwasser an. Dieses könnte dann nach einer entsprechenden wasserrechtlichen Genehmigung auch in einen dafür geeigneten Vorfluter abgeleitet oder für eine Bewässerung genutzt werden. Der übrige Teil würde dann als Feststoff, als Konzentrat und als Ammoniumsulfat vorliegen und könnte damit dann auch kostengünstig transportiert werden. Eine Trocknung bzw. Kompostierung im Nahbereich könnte den Wert der Produkte bei gleichzeitiger Volumenminderung zudem noch weiter erhöhen. Der Zugang zu einem geeigneten Absatzmarkt wäre für diese Produkte somit erleichtert. Besteht aber z. B. eine Aufbereitungsanlage lediglich aus einer Separation mit anschließender Ammoniakstrippung, würde keine Volumenreduktion stattfinden. Es müsste damit sowohl für die Feststoffe als auch für die nährstoffarme Flüssigphase ein geeigneter Absatzmarkt gefunden werden, um nicht Gefahr zu laufen, mit dieser Anlage im Nahbereich nicht abnehmbare Güllefraktionen zu produzieren. Zwar könnten sich abgebende Landwirte mit ausreichend Fläche dazu verpflichten, die behandelte Güllefraktion wiederaufzunehmen. Die Transportentfernungen würden sich dann allerdings verdoppeln. Ziel einer zentralen Anlage

sollte daher neben der Nährstoffabtrennung unbedingt auch eine möglichst weitgehende Reduktion des Wassergehaltes sein, um damit eine Reduktion der Transportentfernungen zu erzielen. Zu diesem Zweck können weitergehende Verfahren wie z. B. die Trocknung, die Pyrolyse aber auch die Kompostierung zur Behandlung der Festphase dienen (siehe Kap. 4.4), um den Wassergehalt weiter zu reduzieren und damit den Produktwert zu steigern.

Das Institut für Chemische Verfahrenstechnik und Umwelttechnik der TU Graz hat die Möglichkeit einer zentralen Aufbereitungsanlage vom theoretischen Standpunkt aus betrachtet und dazu eine Kostenrechnung vorgelegt (Knöbelreiter u. a., 2017). Ziel dieser großtechnischen Anlage ist die Reduktion des Stickstoffgehaltes in der Schweinegülle sowie die Gewinnung von Ammoniumsulfat. Die Anlage besitzt ein fiktives jährliches Durchsatzvolumen von 100.000 m³. Dies entspricht in etwa der Kapazität, welche aktuell in der Steiermark zusätzlich zur Verfügung stehen müsste, um die jährlich anfallende Menge an Wirtschaftsdünger vollständig lagern zu können (Kainz, 2016). Die Anlage wurde dafür auf einen Durchsatz von 11,4 m³/h ausgelegt. Das Verfahren gliedert sich in drei Einheiten: Diese wären eine Ammoniakstrippung, eine Fest-Flüssig-Trennung mit anschließender Trocknung sowie eine Umkehrosmose. Die Ammoniakstrippung erfolgt durch die Zugabe von Kalk, welcher für die notwendige pH-Anhebung sorgt. Die mit Ammonium beladene Luft durchläuft anschließend eine saure Wäsche, wobei Ammonium mit Hilfe von Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat reagiert und somit der Prozessluft entzogen wird. Damit könnte ein Ammoniumabscheidegrad von 95 % erzielt werden. Um eine Volumenreduktion der nun stickstoffarmen Gülle zu erreichen, folgt eine Fest-Flüssig-Trennung mit anschließender Umkehrosmose. Unter Einsatz von Flockungsmitteln erfolgt eine Vortrennung der Feststoffe mit Hilfe eines Absetzbeckens. An die Vortrennung schließt sich eine Trocknung an, mit deren Hilfe der Feststoffkuchen weiter entwässert wird. Die verbleibenden gelösten und ungelösten Stoffe in der Flüssigphase werden anschließend durch eine Umkehrosmose entfernt. Durch diese Kombination ließen sich aus dem stündlichen Zulauf von 11,4 m³ Gülle 4,33 m³ Brauchwasser gewinnen, welches sich zu einem gewissen Teil auch wieder in der sauren Wäsche einsetzen ließe. Das gesamte Verfahrensschema mit den jeweiligen Durchflussmengen ist in der Abbildung 6-5 dargestellt. Die abgeschätzten Investitionskosten für dieses Verfahren beliefen sich auf ca. 770.000 €. Die Betriebskosten lägen hierbei bei ca. 1.700.000 € im Jahr. Diese ließen sich aber teilweise durch die Einnahmen aus dem Verkauf von Ammoniumsulfat (1.460.000 €) wieder gegenrechnen. (Knöbelreiter u. a., 2017)

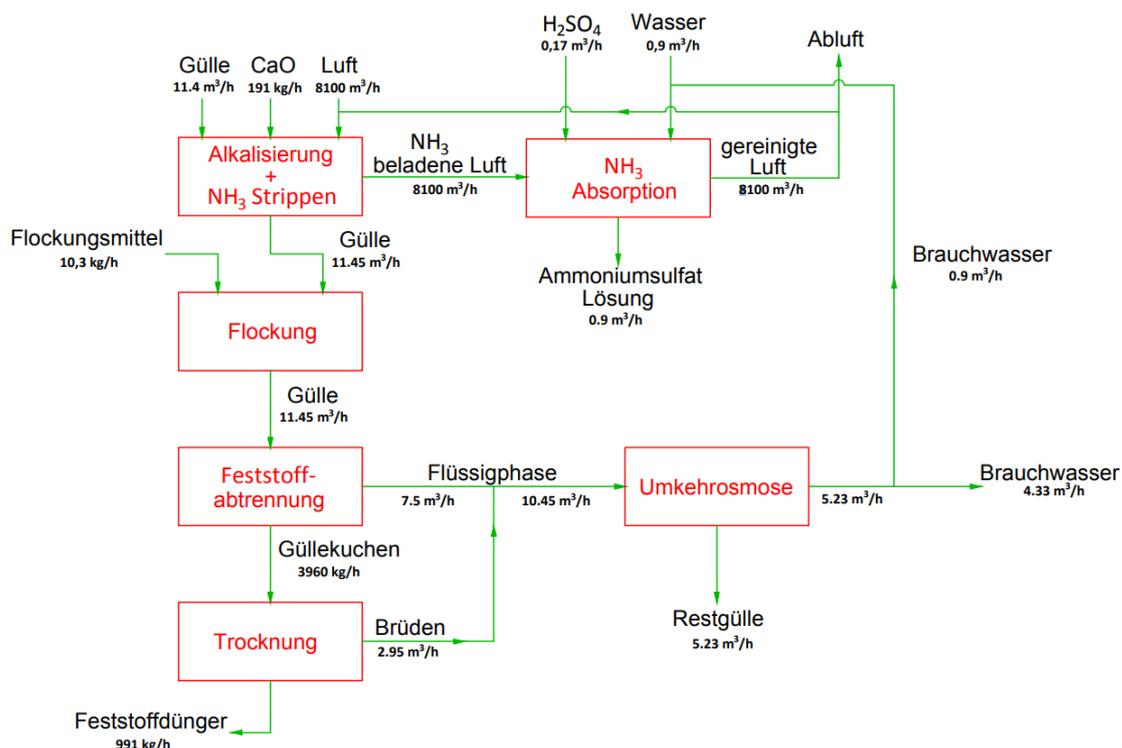


Abbildung 6-5: Verfahrensschema einer zentralen Gülleaufbereitungsanlage der TU Graz (Knöbelreiter u. a., 2017)

Insgesamt könnte sich an die Trocknung noch eine Pyrolyse anschließen, um aus dem Feststoff Biokohle zu gewinnen. Alternativ würde sich hier auch die HTC-Technologie zur Erzeugung von Biokohle anbieten, wodurch dann die vorhergehende Trocknung entfallen könnte.

Anstelle der Trocknung könnte hier auch eine Kompostierung der Festphase folgen. Die Kompostierung würde jedoch eine dem Feststoffgehalt entsprechende Zugabe von Füllmaterial (Stroh, Sägemehl, etc.) erfordern, welches dann in ausreichender Menge in der Umgebung zur Verfügung stehen müsste. Liegt der Feststoffanteil der separierten Phase jedoch über 30 %, könnte die Menge an Füllmaterial deutlich reduziert werden (Wortmann & Shapiro, 2012). Da durch eine vorgeschaltete Ammoniakstrippung bereits nahezu die gesamte Ammoniumfracht entfernt würde, wären Ammoniakverluste während der Kompostierung auf ein Minimum reduziert. In Kombination mit der Trommelkompostierung könnte die Abluft zudem ebenfalls der sauren Wäsche zugeführt werden. Inwiefern sich die reduzierten Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte insgesamt auf die Kompostierdauer und den Ablauf auswirken würden, wäre zu untersuchen. Die Kompostierung wäre ein Schritt zur Erzeugung von hochwertigem Kompost zur Bodenverbesserung. Mit Hinblick auf die fortschreitende Bodenerosion wären geeignete Gegenmaßnahmen ohnehin von Nöten. Zudem würde durch eine korrekt ablaufende Kompostierung auch eine vollständige Hygienisierung des Materials erfolgen, was die Seuchengefahr solch zentraler Anlagen deutlich reduzieren würde. Zwar dürfte das basische Milieu, die erhöhten Temperaturen sowie die

exzessive Belüftung während der Ammoniakstrippung die Keimbelastung bereits deutlich reduzieren, inwieweit im Falle des TU Graz-Verfahrens eine Hygienisierung noch zusätzlich notwendig wäre, müsste jedoch noch untersucht werden.

Spielt die Rückgewinnung von Phosphor ebenfalls eine Rolle, kann als Vorstufe zur Ammoniakstrippung z. B. zusätzlich auch noch eine MAP-Fällung erfolgen. Da für beide Verfahren zur Steigerung der Effizienz eine Anhebung des pH-Wertes von Nöten ist, müsste die Zugabe von beispielsweise Kalk nur einmal erfolgen. Das entstehende Struvit eignet sich ebenso wie Ammoniumsulfat ausgezeichnet als Mineralstoffdünger. Alternativ kann zum Anheben des pH-Wertes und der Temperatur eine Belüftungsstufe vorgeschaltet werden. Die Vorteile dieses Prozessschrittes wären eine Chemikalieneinsparung in den nachfolgenden Prozessen sowie die Reduktion der Keim- und Geruchsbelastung.

6.2.4 Schaffung von Aufbereitungsmaßnahmen in Kombination mit bestehenden Biogasanlagen

Im Falle einer zentralen Aufbereitungsanlage würden sich zudem weitere Vorteile ergeben, wenn sich diese mit der Gewinnung von Biogas kombinieren ließe. So könnte der Energiegehalt der Gülle auch zur Energiegewinnung genutzt werden. Da Gülle im Falle einer solchen Anlage den Hauptteil der Biomasse ausmachen würde, käme hierfür nur ein Nassvergärungsverfahren mit mesophiler Prozessumgebung in Frage, um nicht einen Großteil des produzierten Gases für die Erhitzung des Fermenters zu benötigen. Alternativ könnte die Vergärung auch einer Ammoniakstrippung nachfolgen. Die Gefahr einer Ammoniaktoxizität durch die hohen Stickstoffgehalte der Gülle wäre dadurch für die involvierten Mikroorganismen unterbunden. Weiterhin wäre wie im Falle des ManureEcoMine-Verfahrens auch eine simultane Strippung und Vergärung möglich (siehe Kap. 5.6). Durch das gewonnene Biogas könnte dann in einem BHKW Strom und Wärme erzeugt werden. Ein Teil des produzierten Stromes könnte dann für die verschiedensten Aufbereitungsverfahren verwendet werden. Die resultierende Abwärme ließe sich dann beispielsweise während des Trocknungsprozesses oder der Ammoniakstrippung mitnutzen.

Das Verfahrensschema einer solchen zentralen Anlage in Kombination mit einer Biogasanlage könnte wie folgt aussehen (Abbildung 6-6). Die Weiterverwertung der Feststoffe durch eine Kompostierung bzw. Pyrolyse könnte optional erfolgen.

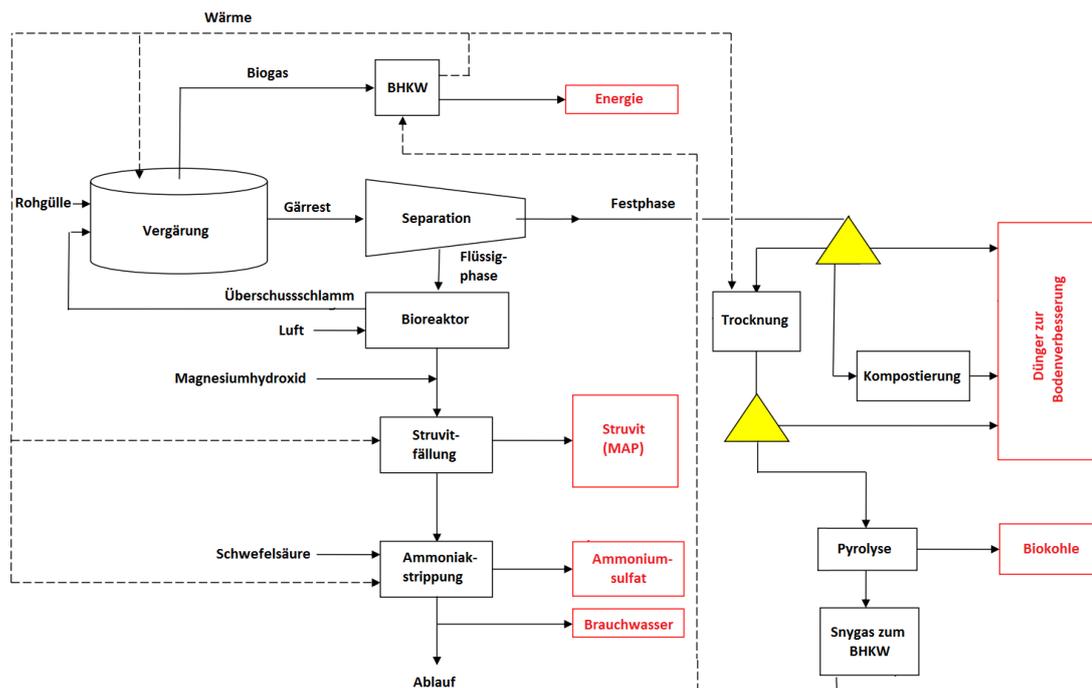


Abbildung 6-6: Mögliches Verfahrensschema einer zentralen Gülleauffbereitungsanlage (Pell Frischmann, 2012)

6.2.5 Vergleich der möglichen Maßnahmen für Betriebe mit Gülleüberschüssen

Um die verschiedenen Szenarien miteinander vergleichen zu können, wird nach den bereits zuvor definierten Randbedingungen für einen möglichen Gülleüberschuss zwischen folgenden Empfehlungen unterschieden:

Empfehlungen für Betriebe mit ausreichend Fläche:

Um die über die Wintermonate fehlende Lagerkapazität auszugleichen, dürfte für die meisten Betriebe die Errichtung von zusätzlichen Güllelagern vom Kostenstandpunkt aus betrachtet zu favorisieren sein, da bei dieser Maßnahme nur einmal zu tätige Investitionskosten anfallen würden. So belaufen sich die Kosten für eine geschlossene Grube mit einem Fassungsvermögen von beispielsweise 250 m^3 je nach Abdeckungsvariante auf ca. 25.000 €. Die marginal anfallenden Betriebskosten sowie die möglichen Fördergelder in Höhe von 25 – 35 % der Gesamtkosten dürften für die meisten Landwirte zudem die weiteren ausschlaggebenden Punkte für die Errichtung eines Güllebehälters sein. Zwar macht sich die Förderung durch die Mehrkosten im Falle einer zusätzlichen Grubenabdeckung nicht direkt bemerkbar, allerdings zahlt sich die Abdeckung langfristig durch die Reduzierung der Ammoniakemissionen und der somit verbesserten Nährstoffausnutzung aus.

Eine zentrale Lösung kann sich für Betriebe nur rechnen, wenn für kleine Mengen an Gülle nicht ausreichend Lagerkapazität zur Verfügung steht und die Abgabe kostengünstiger ausfällt, als die Errichtung eines eigenen Güllelagers. Stehen beispielsweise für 250 m³ Gülle über einen gewissen Zeitraum keine Zwischenlagerkapazitäten zur Verfügung, würden für den Bau eines geschlossenen Güllebehälters mit 250 m³ Volumen und einer fiktiven Lebensdauer von 25 Jahre Lagerkosten von ca. 4 €/m³ entstehen. Die Abgabekosten an eine zentrale Großanlage müssten somit unter 4 €/m³ liegen, um Landwirte über diesen Zeitraum hinweg für ein solches Projekt zu gewinnen. Müsste der Landwirt dann allerdings die fehlenden Nährstoffmengen wieder zurückkaufen, müssten die Abgabekosten nochmals niedriger angesetzt werden.

Bei der Planung einer zentralen Großanlage ist jedoch zu beachten, dass die Betriebskosten durch die erforderlichen Transportwege hin zur Anlage erheblich ansteigen würden. Erfolgt die Abholung per LKW mit einem Frachtvolumen von 26 Tonnen, würden sich die Transportkosten bei einer geschätzten einfachen Entfernung von 25 km auf ca. 4,70 €/t belaufen (Kowalewsky, 2014). Bei einer zentralen Anlage in der Süd-Ost-Steiermark könnte diese Entfernung durchaus die mittlere Entfernung zu den landwirtschaftlichen Betrieben darstellen. Damit würden bereits die mittleren Transportkosten für 250 m³ Gülle die Kosten für den Neubau eines Güllebehälters überschreiten. Zusätzlich dazu müssten noch Betriebs- und Anlagekosten sowie die eventuell anfallenden Rückführungskosten mithinzugerechnet werden, da ein Teil der aufbereiteten Gülle wieder an umliegende Betriebe abgegeben werden müsste. Um diese Option für die Landwirte finanziell überhaupt attraktiv zu gestalten, müsste ein Teil der Kosten durch betriebliche Förderungen aus öffentlicher Hand gedeckt werden. Die dafür erforderlichen Transportkosten können gestaffelt nach Entfernung der Tabelle 6-7 entnommen werden. Diese bilden die aktuellen Transportkosten für Gülle im deutschen Bundesland Niedersachsen ab.

Tabelle 6-7: Transportkosten von Gülle mittels LKW mit einem Fassungsvermögen von 26 t und einem Stundensatz von 70 € (Kowalewsky, 2014)

Transportentfernung	Transportkosten
25 km	4,70 €/t
50 km	6,80 €/t
100 km	11,00 €/t
150 km	15,30 €/t
200 km	19,60 €/t
250 km	23,80 €/t
300 km	28,10 €/t

Nicht zu vernachlässigen ist bei einem solchen Großprojekt zudem die Standortakzeptanz durch die umliegende Bevölkerung. Die fallweise zu erwartenden Geruchsbelästigungen gekoppelt mit einer stärkeren Lärm- und Verkehrsbelastung in den umliegenden Gemeinden dürfte daher auf wenig gesellschaftspolitischen Zuspruch stoßen. Müsstens beispielsweise pro Jahr tatsächlich ca. 100.000 m³ Gülle zur Anlage transportiert werden, entsprächen dies pro Jahr ca. 3.850 Anlieferungen oder knapp 11 Anlieferungen pro Tag, wenn ein LKW-Volumen von 26 m³ zu Grunde gelegt wird. Durch den verstärkten Abgabedruck im Herbst würden diese Fahrten zudem dann eher noch gehäuft in einem relativ kurzen Zeitraum stattfinden. Auch wenn eine solche Großanlage dann beispielsweise jährlich nur 50.000 m³ Gülle aufbereiten würde, wäre der Transportaufwand immer noch immens. Auch rückt die Tatsache, dass die überschüssige Gülle zu Umweltschutzzwecken aufbereitet werden muss, den eigentlich sehr wertvollen Wirtschaftsdünger sowie die daran gebundene Landwirtschaft imagemäßig sehr wahrscheinlich in ein eher negatives Licht, wodurch weitere Akzeptanzprobleme in der umliegenden Bevölkerung zu erwarten sind.

Empfehlung für Betriebe mit zu wenig Flächen

Fällt Gülle bezogen auf die zur Verfügung stehenden Flächen temporär im Übermaß an, ist die Abgabe dieser überschüssigen Gülle an umliegende Betriebe mit Bedarf zu favorisieren. Zum derzeitigen Stand ist es üblich, dass der abnehmende Betrieb oft nur die Ausbringungskosten übernimmt oder diese sogar auf den abgebenden Betrieb übertragen werden (Maßwohl, 2017). Schweinegülle besitzt ab Lager in etwa einen Wert von ca. 7 €/m³, bezogen auf den enthaltenen Mineraldüngeranteil (Herzog, 2016). Rechnet man die Ausbringungskosten hinzu, sinkt der Wert bei Ausbringung mit einem Güllefass ab etwa 6 – 10 km Feldentfernung vom Lager gegen Null. Aus diesem Grund kann eine Gülleabgabe nur im nahen Umkreis mit geringen Kosten durchgeführt werden. Ist der Betrieb hingegen darauf angewiesen, die Gülle über weitere Strecken zu transportieren, kann eine Separation durchaus Sinn machen, um Transportkosten zu senken. Der Großteil der Gülle bleibt als flüssige Phase zu Düngezwecken auf dem Betrieb, wohingegen die mit Nährstoffen angereicherte feste Phase an weiter entfernt liegende Betriebe abgegeben werden kann. Alternativ kann die Festphase auch als Einstreu in der Rinderhaltung genutzt werden oder in Biogasanlagen mitgenutzt werden. Die Biogasausbeute würde im Vergleich zur Rohgülle aufgrund des höheren Kohlenstoffgehaltes dementsprechend höher ausfallen. Damit könnte die separierte Gülle in Biogasanlagen viehbesatzschwacher Regionen transportiert werden. Vor Ort sollte in diesen Gebieten dann Lagerraum genutzt oder geschaffen werden, damit die Gärreste dann in den erlaubten Ausbringungszeiträumen in der Region zur Verfügung stehen. Da es während der Vergärung des Substrats zudem zu einer Verflüssigung der Gärreste kommt, könnten herkömmliche Techniken zur Ausbringung von Flüssigdünger eingesetzt

werden. Insgesamt macht eine Separation nur dann Sinn, wenn auf einem Betrieb nur geringe Nährstoffüberschüsse bestehen und die Gülle über weite Strecken transportiert werden muss. Um Kosten zu sparen, kann sich dafür die Anschaffung einer gemeinschaftlichen mobilen Separationsanlage anbieten.

Ist der Betrieb hingegen mit hohen Gülleüberschüssen konfrontiert, kann sich die Anschaffung einer dezentralen Aufbereitungsanlage durchaus lohnen. Eine solche Anlage macht hinsichtlich der Kosten allerdings nur dann Sinn, wenn die Kosten für eine Aufbereitung niedriger liegen als die Abgabekosten an umliegende Betriebe. Je nach Gülleanfall lässt sich eine solche Anlage aber durchaus gewinnbringend betreiben, wenn die Erlöse aus dem gezielten Düngerverkauf die Betriebskosten übersteigen. Die Überführung der Nährstoffe in marktfähige Produkte sowie die Verringerung der Transportmengen sind hierfür die beiden bestimmenden Faktoren. Eine betriebseigene Aufbereitungsanlage dürfte jedoch nur für vereinzelte Viehgroßbetriebe in der Region eine nennenswerte Rolle spielen und somit eine Alternative darstellen (Holzner, 2017). Dafür existieren, wie im Rahmen der Masterarbeit recherchiert wurde, zahlreiche Verfahren zur Teil- oder Vollaufbereitung von Gülle. Die Wahl der Verfahren hängt dann maßgeblich von der Betriebsstruktur sowie dem Absatzmarkt für mögliche Endprodukte ab. Als vielversprechend dürften sich für die Steiermark Verfahren erweisen, welche die Reduktion der Ammoniumfracht durch eine Ammoniakstrippung erreichen. Das BioSampo-Verfahren sowie das ReNO_x-Verfahren können hier beispielhaft als mögliche Verfahrenskonzepte angeführt werden (siehe Kap. 5.1 & 5.2). Da die steirischen Böden weitestgehend etwas zu sauer sind, würde sich die Zugabe von Branntkalk als basische Chemikalie anbieten, um den pH-Wert während der Strippung anzuheben. Die Ausbringung der so behandelten Gülle würde zum einen einer weiteren Versauerung des Bodens entgegenwirken und zum anderen könnte die nun stickstoffarme Gülle noch im Herbst ausgebracht werden. So ließe sich in der Region trotz hoher Gülleüberschüsse eine ausgewogene Nährstoffbilanz erzielen. Durch den Verkauf der überschüssigen Mineralstoffdüngermengen könnten dann Absatzmärkte in Regionen mit einem Nährstoffdefizit bedient werden. (Holzner, 2017)

Bestehen geographisch gesehen in verschiedenen Regionen auf relativ kleinem Raum deutliche Gülleüberschüsse, könnten bei kurzen Transportentfernungen innerhalb dieser Regionen an Stelle einer zentralen Großanlage mehrere gemeinschaftliche Aufbereitungsanlagen in jeder der Regionen Sinn machen und in Erwägung gezogen werden. Mehrere dezentrale Anlagen mit geringeren Dimensionen könnten dann dazu dienen, regionale Überschüsse kleinräumig zu reduzieren bzw. auszugleichen und damit dann gleichzeitig auch die erforderlichen Transportkosten gering zu halten. Außerdem stünde es den Landwirten dann im Falle geringer Transportentfernung offen, den erforderlichen Transport selbst zu übernehmen. Vor allem in Verbindung mit bereits bestehenden Biogasanlagen könnten sich durch die Errichtung von solchen dezentralen Kleinanlagen

Synergien ergeben, indem bereits vorhandene Infrastruktur mitgenutzt wird. Hier müsste dann im Einzelfall der jeweilige Kosten-Nutzen-Faktor ermittelt werden. Da vergorene Gülle im Vergleich zu unbehandelter Gülle einen höheren Gehalt an leicht verfügbarem Ammonium aufweist, würden Verfahren zur Reduktion der Stickstofffracht die Biogasgewinnung sinnvoll ergänzen. Abhängig vom Verfahren wäre die Gefahr der Nitratauswaschung nach Ausbringung der so behandelten Gülle deutlich vermindert. So könnte auch hier die stickstoffarme Gülle noch im Herbst ausgebracht werden, falls die rechtlichen Rahmenbedingungen dementsprechend angepasst werden. Die Errichtung neuer Güllelager könnte dann bis zu einem gewissen Grad entfallen.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Schweinegülle stellt zweifelsohne eine wertvolle Nährstoffquelle für die landwirtschaftliche Düngung dar. Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger gewährleistet dabei, dass Nährstoffe, welche dem Boden vorwiegend durch den Anbau von Kulturpflanzen entzogen wurden, wieder rückgeführt werden. Im Zuge der Düngung können allerdings zu hohe Düngegaben sowie eine ineffiziente Nährstoffnutzung zu hohen Emissionsraten führen. Hier sind an erster Stelle vor allem Stickstoffemissionen in Form von Ammoniak, Nitrat und Lachgas zu nennen, welche vielerorts die Luft sowie das Grund- und Oberflächenwasser belasten können. Daneben kommt es während der Nutzungskette von Schweinegülle teilweise auch noch zu hohen Emissionen von Methan, Kohlenstoffdioxid und Phosphat. Im südsteirischen Becken ist die Wasserqualität mehrerer Grundwasserkörper durch teils hohe Nitrateinträge aus der Landwirtschaft gefährdet, weswegen zum Schutz der Grundwasserqualität mehrere Schongebiete ausgewiesen wurden, um die landwirtschaftliche Düngung in diesen Bereichen einzuschränken und um das Grundwasser als Trinkwasser zu bewahren. Sowohl für die Landwirtschaft als auch für den Umweltschutz ist es unumgänglich, eine bessere Nährstoffausnutzung von Wirtschaftsdünger zu erzielen. Zum einen, um trotz niedriger Düngegaben eine hohe Ertragsleistung in der Landwirtschaft zu gewährleisten, zum anderen, um Schadstoffeinträge in die Luft und die Gewässer so gering wie möglich zu halten.

Wie in dieser Arbeit gezeigt wurde, lässt sich durch geeignete Maßnahmen die Nährstoffausnutzung von Schweinegülle deutlich erhöhen. Da Stickstoffverluste in der Nutzungskette während der Ausbringung von Gülle am höchsten sind, kann durch die Verbesserung der Ausbringtechnik bereits eine hohe Verlustminderung erreicht werden. Vor allem bodennahe Applikationstechniken wie der Schleppschuh- oder auch der Schleppschlauchverteiler können dazu dienen, um Ammoniakverluste deutlich zu vermindern. Zusätzlich dazu sollte die Ausbringung zudem immer unter geeigneten Witterungsbedingungen erfolgen. Stickstoff- sowie Methangasemissionen, welche während der Güllagerung auftreten, lassen sich hingegen durch geeignete Abdeckvarianten deutlich reduzieren. Neben fest verbundenen Betondecken oder Dächern können auch schwimmende Abdeckvarianten, wie die Strohdecke oder das HEXA-COVER®, zum Einsatz kommen. Damit lassen sich auch bestehende Güllegruben noch nachträglich mit einer flexiblen Abdeckung versehen. Darüber hinaus können verschiedene Güllezusatzmittel dazu dienen, Stickstoff- und Methanemissionen zu reduzieren. Organische und anorganische Säuren, wie beispielsweise die Milch- oder Schwefelsäure, können durch ihre pH-Wert-senkende Wirkung der Gülle beigemischt werden, um Ammoniakemissionen während der Lagerung sowie während der Ausbringung deutlich herabzusetzen. In Dänemark findet die Zugabe von Schwefelsäure bereits weite Verbreitung. Durch diese Maßnahmen kann gasförmigen

Stickstoffverlusten entgegengewirkt werden, wodurch eine höhere Düngewirkung erzielt werden kann.

Jedoch ist durch solche Maßnahmen eine Minderung der Nitrateinträge in das Grundwasser sowie in die Oberflächengewässer noch nicht gewährleistet. Da die Gülle durch die emissionsmindernden Maßnahmen einen höheren Nährstoffgehalt aufweist, steigt bei gleichbleibender Düngermenge die Gefahr der Nitratauswaschung sogar an, da die gesamte aufgebrachte Nährstoffmenge von der jeweiligen Kulturpflanze gar nicht vollständig aufgenommen werden kann. Aus diesem Grund sind weitere Maßnahmen notwendig, um Nitrateinträge in das Grundwasser zu vermindern. Neben der Verringerung der Nährstoffmenge im Allgemeinen können zudem weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Nährstoffausnutzung der jeweiligen Kulturpflanze zu erhöhen. Infolgedessen sollte die Düngung beispielsweise zeitlich dann erfolgen, wenn die Pflanze den höchsten Nährstoffbedarf aufweist. Die Nährstoffzusammensetzung des Düngers muss zudem auf den Nährstoffbedarf der Pflanze sowie den bereits vorhandenen Nährstoffgehalt des Bodens abgestimmt sein. Darüber hinaus können Stickstoffstabilisatoren dazu genutzt werden, um die Ammonifikation und Nitrifikation im Boden zu verzögern und somit die Dauer der Nährstoffverfügbarkeit zu verlängern. Zudem kann Biokohle aufgrund ihrer hohen Nährstoffaufnahmekapazität der Gülle beigemischt werden, um Nährstoffe in der Gülle sowie Nitrat im Boden zu binden. Biokohle verbessert dabei zusätzlich das Wasserrückhaltevermögen sowie auch das Bodenleben im Allgemeinen.

Fällt Wirtschaftsdünger in Mengen an, so dass eine flächengerechte Ausbringung auf dem jeweiligen Betrieb nicht mehr durchgeführt werden kann, müssen weitere Maßnahmen getroffen werden. Die Abgabe der überschüssigen Gülle an umliegende Betriebe ist vom Kostenstandpunkt aus gesehen zu favorisieren. Muss Gülle darüber hinaus über weite Strecken transportiert werden, können Separationsverfahren zur Reduzierung des Wassergehalts und folglich auch der Transportkosten dienen. Eine Separation ist jedoch nur dann sinnvoll, wenn der Betrieb lediglich geringe Gülleüberschüsse verzeichnet.

Muss hingegen der Großteil der Gülle kostenintensiv abgegeben werden, stehen weitere Verfahren zur Verfügung, um Nährstoffe rückzugewinnen und höherwertige Endprodukte zu erzeugen. So kann beispielsweise durch eine Ammoniakstrippung oder durch eine Membrandestillation vorhandener Stickstoff als Ammoniumsulfat rückgewonnen werden. Die Fällung von Ammoniummagnesiumphosphat stellt ein weiteres Verfahren dar, um zusätzlich auch noch Phosphor und Magnesium rückzugewinnen. Um einen störungsfreien Betrieb zu gewährleisten, benötigen solche Verfahren jedoch meist eine Vorstufe zur Feststoffabtrennung. Um den Wassergehalt weiter zu senken und aus der Gülle z. B. auch Biokohle zu gewinnen, kann die Festphase beispielsweise eine Trocknung mit nachgeschalteter Pyrolyse durchlaufen. Eine Alternative zur Gewinnung von Biokohle stellt die hydrothermale Karbonisierung dar, welche auch Gülle mit geringem

Trockensubstanzgehalt verwerten kann. Daneben bietet sich ebenso die Kompostierung der Feststoffe zusammen mit Füllmaterial wie Stroh oder Sägemehl an, um hochwertigen Humus zu erzeugen. Humus weist wie Biokohle ein hohes Nährstoffrückhaltevermögen auf und kann somit Nitrat in der oberen Bodenzone fixieren. Humus kann zudem aktiv zum Aufbau von fruchtbarem Ackerboden eingesetzt werden.

Werden mehrere Verfahren miteinander kombiniert, können dadurch nahezu die gesamten in der Gülle vorhandenen Nährstoffe rückgewonnen werden. Bei einer solchen Vollaufbereitungsanlage sollte der Großteil des Anlagendurchsatzes als Brauchwasser anfallen, um Transport- und Entsorgungskosten möglichst niedrig zu halten. Aus diesem Grund sollte die verbleibende Flüssigphase durch mehrere Filtrationsstufen (Ultrafiltration, Umkehrosmose) so aufbereitet werden, dass das verbleibende Prozesswasser auch in einen Vorfluter geleitet werden könnte.

Insgesamt bieten sich technische Gülleaufbereitungsverfahren nur dann an, wenn die Abgabekosten für Gülle deutlich über den Betriebs- und Investitionskosten einer entsprechenden Anlage liegen. Dies ist vor allem in viehbesatzstarken Regionen und Ländern wie Niedersachsen, der Bretagne, den Niederlanden und Belgien der Fall. Aufgrund der geschichtlichen Entwicklung und der geografischen Lage ist in der Steiermark die kleinbäuerliche Struktur noch zu einem gewissen Grad erhalten geblieben. Es kommt lokal nur in einzelnen Gemeinden der Südoststeiermark durch einige Viehgroßbetriebe zu nennenswerten Gülleüberschüssen. Da die umliegenden Ackerbaubetriebe durchaus einen Bedarf an Wirtschaftsdünger aufweisen, ist in den meisten Fällen die Abgabe überschüssiger Gülle an diese Betriebe einer betrieblichen Gülleaufbereitungsanlage vorzuziehen. Besteht lokal auf engem Raum tatsächlich ein signifikanter Gülleüberschuss, kann unter Umständen eine überbetriebliche Aufbereitungsanlage sinnvoll sein.

Die größte Herausforderung für Landwirte in der Region stellt jedoch die Herabstufung der Düngerobergrenzen sowie die Verkürzung der Zeitspanne für die Gülleausbringung im Zuge des Grundwasserschutzprogrammes dar. Viele landwirtschaftliche Betriebe haben dadurch nun nicht mehr genügend Lagerkapazitäten zur Verfügung, um die anfallende Gülle über den Verbotszeitraum hinweg zwischenlagern zu können. Kann die gesamte am Betrieb anfallende Gülle flächengerecht ausgebracht werden, ist der Bau von zusätzlichen Güllegruben die kostengünstigste und sinnvollste Maßnahme zur Entschärfung dieser Problematik. Fällt jedoch durch die Herabstufung der Düngerobergrenze ein Übermaß an Gülle an, muss eine Abgabe oder Aufbereitung der überschüssigen Gülle erfolgen. Im Zuge dessen kann die Beschickung und Mitnutzung von bereits bestehenden Biogasanlagen in der näheren Umgebung eine Möglichkeit darstellen, um Viehbetriebe zu entlasten und zugleich den Energiewert der Gülle zu nutzen. Besteht auf umliegenden Ackerbaubetrieben ein Bedarf an Wirtschaftsdünger, kann die vergorene Gülle dann entsprechend umverteilt werden. Besteht jedoch

kein Bedarf, müssen geeignete technische und logistische Lösungen gefunden werden, um einem Nährstoffüberangebot entgegenzuwirken.

Aktuell spielen technische Verfahren zur Gülleaufbereitung in der Steiermark noch keine Rolle, da Gülle auf Seiten der Land- und Viehwirtschaft nur in den seltensten Fällen als Problemstoff gesehen wird. Im Gegensatz zu den viehbesatzstärksten Regionen in Europa besteht in der Steiermark noch ein relativ ausgewogenes Verhältnis zwischen Gülleanfall und Güllebedarf. Die Abgabekosten für Gülle sind für die meisten Betriebe derzeit noch zu gering, als dass sich eine Gülleaufbereitung finanziell rechtfertigen würde. Dies dürfte sich auch in den nächsten Jahren wohl nur geringfügig ändern. Allerdings ist auch die Steiermark stark von der fortschreitenden landwirtschaftlichen Spezialisierung betroffen, weswegen die Zahl der Viehbetriebe in den nächsten Jahrzehnten aller Wahrscheinlichkeit nach noch weiter zurückgehen dürfte. Höhere Viehbesatzzahlen auf einzelnen Betrieben in der Region wären die Folge. Lokal dürfte sich somit mancherorts auch das Ungleichgewicht zwischen Gülleanfall und Güllebedarf verstärken. Inwieweit in naher Zukunft deswegen technische Verfahren zur Gülleaufbereitung eine Rolle spielen werden, bleibt abzuwarten. Auf Seiten der steirischen Landwirtschaft hat aktuell hingegen die Minderung von Emissionen sowie die Schaffung von Lagerraum höchste Priorität, weswegen in naher Zukunft die meisten Investitionen im Bereich der Gülleausbringung sowie der Güllelagerung zu erwarten sind. Um Nitrateinträge in das Grundwasser zu vermindern und gleichzeitig eine bessere Nährstoffausnutzung zu erreichen, ist die Ausbringung von nährstoffgesättigter Biokohle in Verbindung mit einem aktiven Humusaufbau anzuraten.

Insgesamt befindet sich die herkömmliche Landwirtschaft auf einem Scheideweg. Die Globalisierung sowie der Druck einzelner Großhandelsketten stellen den Landwirt oft vor die Wahl, sich betrieblich zu spezialisieren und folglich auch zu wachsen oder aber die Landwirtschaft ganz aufzugeben. Da sich landwirtschaftliche Subventionen zumeist nur an der Betriebsgröße bzw. Betriebsleistung orientieren, wird dieser Umstand weiter verstärkt. Dadurch werden viele Landwirte in die Abhängigkeit einiger weniger Wirtschaftsformen gedrängt. Um zudem am nationalen und internationalen Markt konkurrieren zu können, ist der Einsatz von gentechnisch verändertem Saatgut, der Anbau von Monokulturen, die intensive Bodenbearbeitung sowie der Einsatz von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln unumgänglich. Der Abbau organischer Substanz im Boden sowie der Rückgang der ökologischen Vielfalt sind die Folge (Friedrich, 2009). Parallel dazu ist weltweit eine fortschreitende Abnahme der Bodenfruchtbarkeit zu beobachten. Eine Alternative sehen manche Landwirte in einer kleinstrukturierten ökologisch nachhaltigen Landwirtschaft. Durch gezielte Mischkulturen und ökologische Maßnahmen wird versucht, die Bodenqualität zu erhöhen, sowie Schädlinge und Pflanzenkrankheiten einzudämmen. Die ökologische Vielfalt sowie eine intakte Umwelt sollen damit trotz hoher Erträge erhalten bleiben. Einige

Viehbetriebe setzen zudem auf eine biologische Viehhaltung, um den Tieren durch mehr Auslauf eine artgerechtere Haltung zu ermöglichen. Spaltenböden, Käfighaltung sowie die vorsorgliche Antibiotikagabe sind bei dieser Form der Tierhaltung verboten oder eingeschränkt. Um den Preisdruck einzelner Handelsketten zu entgehen, werden hier vor allem regionale Absatzmärkte bedient. (Kürschner-Pelkmann, 2009)

Um europaweit eine Veränderung hin zu einer umwelt- und ressourcenschonenden sowie tiergerechten Landwirtschaft zu bewerkstelligen, müssten einerseits Subventionen an den Leistungen zur Verringerung der Schadstoffemissionen, zur Steigerung der Nährstoffausnutzung sowie zur Verbesserung des Tierwohls gemessen werden. Andererseits müsste der maximal zulässige Tierbesatz durch die betrieblich zur Verfügung stehenden Flächen bzw. durch feste Abgabeverträge für die anfallende Gülle festgelegt werden. Neben richtungsweisenden Maßnahmen, wie gezielten Subventionen oder gesetzlichen Bestimmungen, entscheidet letztendlich auch maßgeblich das Konsumverhalten der Verbraucher über die Zukunft der Landwirtschaft. (Wiebke, 2017)

Literaturverzeichnis

- Ackerman J. & Cicek N. (2010) Evaluation of the opportunity for manure treatment/processing technologies to achieve manure phosphorus balance. [online] <http://www.manure.mb.ca/projects/pdfs/Final%20Report%202010-03-L%20Cicek%20-%20Manure%20P%20Literature%20Review.pdf> (Zugegriffen 4. Juli 2017).
- Agrotop (2014) Dossieranlage für PIADIN®. Internetauftritt der Firma Agrotop. [online] https://www.agrotop.com/fileadmin/images/Mediathek/Deutsch/Produktblaetter/Piadin_Bestellformular_2014.pdf (Zugegriffen 25. Oktober 2017).
- Amlinger F., Peyr S., Hildebrandt U., Müsken J., & Cuhls C. (2005) *Stand der Technik der Kompostierung*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Österreich.
- Amon B., Fröhlich M., Kryvoruchko V., & Amon T. (2004a) *Einfluss von „Effektiven Mikro-Organismen (EM)“ auf Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen und auf das Geruchsemissionspotential aus einem Schrägbodenstall für Mastschweine*, Universität für Bodenkultur Wien, Wien, Österreich. [online] https://www.multikraft.com/fileadmin/user_upload/Geruchsreduktion_Schweinehaltung_Boku_DE.pdf (Zugegriffen 9. November 2017).
- Amon B., Fröhlich M., Weißensteiner R., Simic Violetta, Gspan B., Amon T., & Ramusch M. (2007) *Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich*. Universität für Bodenkultur Wien, Wien, Österreich. [online] https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&id_in=5610 (Zugegriffen 7. November 2017).
- Amon B., Kryvoruchko V., & Amon T. (2004b) *Untersuchung der Wirkung von EM auf Emissionen von NH₃, CH₄ und N₂O aus der Tierhaltung*. Universität für Bodenkultur Wien, Wien, Österreich. [E-Mail] / Pöllinger, Alfred (10. Oktober 2017)
- Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., & Moitzi G. (2004c) *Can the additive „effective microorganisms (EM)“ reduce ammonia and greenhouse gas emissions from slurry stores?* , 233–236. [online] https://www.researchgate.net/profile/Barbara_Amon/publication/238077986_CAN_THE_ADDITIVE_EFFECTIVE_MICROORGANISMS_EM_REDUCE_AMMONIA_AND_GREENHOUSE_GAS_EMISSIONS_FROM_SLURRY_STORES/links/0deec528db317eb5000000/CAN-THE-ADDITIVE-EFFECTIVE-MICROORGANISMS-EM-REDUCE-AMMONIA-AND-GREENHOUSE-GAS-EMISSIONS-FROM-SLURRY-STORES.pdf (Zugegriffen 9. Oktober 2017)
- Arens C. (2017) *Regenis GE 200 mobile Separationsanlage* [persönliches Gespräch].

- Aust E. (2006) Weitergehende Abwasserreinigung: Stickstoffelimination. [online] http://www2.hs-augsburg.de/architektur_bau/bauingenieurwesen/studienfaecher_bau/siwawi/wordpress/wp-content/uploads/2006/11/stickstoffbehandlung.pdf (Zugegriffen 24. Oktober 2017).
- Bartel H., Dieter H., Feuerpfeil I., Grummt H.-J., Grummt T., Hummel A., Konietzka R., Litz N., Rapp T., Rechenberg J., Schäfer B., Schlosser F.-U., & Vigelahn L. (2010) Rund um das Trinkwasser. [online] https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/uba_rund_um_das_trinkwasser_ratgeber_web_0.pdf (Zugegriffen 24. Juli 2017).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (2006) Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage, Eigenverlag, Wien 2006.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (2017) Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 7. Auflage, Eigenverlag, Wien 2017.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2013) Nährstoffgehalte organischer Dünger zum Zeitpunkt der Ausbringung. [online] <http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/031245/index.php> (Zugegriffen 6. Juni 2017).
- Beline F., Daumer L., & Guiziou F. (2004) Biological Aerobic Treatment of Pig Slurry in France: Nutrients Removal Efficiency and Separation Performances. *Trans ASAE*, **47**(3), 857–864.
- Berg W., Hörnig G., & Türk M. (1998) Güllebehandlung mit Milchsäure. *Landtechnik*, **98**(6), 378–379.
- Berg W. & Pazsiczki I. (2006) "Mitigation of methane emissions during manure storage." in *Proc. 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal, Agriculture International Congress Series*, **1293**(2006), 213–216. Zürich, Schweiz.
- Berg W., Türk M., & Hellebrand J. (2006) "Effects of acidifying liquid cattle manure with nitric or lactic acid on gaseous emissions." in *Workshop on Agricultural Air Quality – State of the Science*, 492–498. Potomac, USA.
- Bernal M. P., Albuquerque J. A., & Moral R. (2009) Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, **100**(22), 5444–5453.
- Bernal M. P., Navarro A. F., Roig A., Cegarra J., & García D. (1996) Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils*, **22**(1–2), 141–148.

- Berner A. & Fuchs J. (2012) Bodenfruchtbarkeit: Organische Dünger (Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Hrsg.). [online] <http://www.bodenfruchtbarkeit.org/330.html> (Zugegriffen 9. Mai 2017).
- Bernsteiner A. (2017) Lage der Schweinehaltung in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Bernsteiner A. & Beichler A. (2016) Grundwasserschutzprogramm Graz bis Bad Radkersburg. [online] <http://www.lub.at/Recht/GW%20Info%20VA%202016%20neu.pdf> (Zugegriffen 19. Oktober 2017).
- Bernsteiner A. & Beichler A. (2017) *Versuchs- und Tätigkeitsbericht 2016*, Landwirtschaftliche Umweltberatung Steiermark, Graz, Österreich.
- Bilbao J. (2017) „Problemstoff Gülle wird zum wertvollen Rohstoff“ in Tagungsband Öko-Innovationen mit Biomasse, 24-25. Papenburg, Deutschland
- Bilbao J. (2015) Valorisation of livestock manure into a range of stabilised soil improving materials for environmental and economic sustainability. [online] <http://www.phosphorusplatform.eu/images/Conference/ESPC2-Workshop/Bilbao%20BioEcoSIM%20RTD%20P-recovery%20WS%204-3-15.pdf> (Zugegriffen 31. August 2017).
- Bischofsberger W., Dichtl N., Rosenwinkel K.-H., Seyfried C.-F., & Böhnke B. (2005) *Anaerobtechnik*, Springer, Berlin-Heidelberg.
- Block R. (2010) Ökologische und ökonomische Bewertung der Gärrestaufbereitung. [online] <http://www.duesse.de/znr/pdfs/2010/2010-11-11-guelle-05.pdf> (Zugegriffen 23. Oktober 2017).
- Bohner A., Diepolder M., & Wendland M. (2007) Maßnahmen zur Verminderung der Phosphoreinträge in das Grundwasser und in Oberflächengewässer mit besonderer Berücksichtigung des Grünlandes. Schriftenreihe des BAW, **26**, 131–144.
- Borell E. & Huesmann K. (2009) Stallfußböden für Schweine. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, **77**, 1–10.
- Bouquet F., Gabele H., Harder M., Heine W., Honisch M., Keck M., Kohl R., Mark F., Nesor S., Scherer J., Trefny F., & Zürcher F. (2009) Güllebehandlung und Güllezusätze. [online] <http://www.bodenseekonferenz.org/bausteine.net/f/9231/M5-Guellezusaeetze-090829.pdf?fd=2>. (Zugegriffen 31. Juli 2017).
- Breining W. (2017) Anforderungen an die Errichtung von Güllelagern in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Buchmaier J., (2017) Membrandestillation zur Ammoniakabscheidung bei Schweinegülle. [E-Mail] Knöbelreiter, Klaus (3. Oktober 2017)

- Bussink D. W. & Oenema O. (1998) Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**(1), 19–33.
- Cantrell K., Ro K., Mahajan D., Anjom M., & Hunt P. G. (2007) Role of Thermochemical Conversion in Livestock Waste-to-Energy Treatments: Obstacles and Opportunities. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **46**(26), 8918–8927.
- Cao X., Ro K. S., Chappell M., Li Y., & Mao J. (2011) Chemical Structures of Swine-Manure Chars Produced under Different Carbonization Conditions Investigated by Advanced Solid-State ¹³C Nuclear Magnetic Resonance (NMR) Spectroscopy. *Energy & Fuels*, **25**(1), 388–397.
- Chen C. R., Phillips I. R., Condrón L. M., Goloran J., Xu Z. H., & Chan K. Y. (2013) Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand. *Plant and Soil*, **367**(1–2), 301–312.
- Christensen M. L., Hjorth M., & Keiding K. (2009) Characterization of pig slurry with reference to flocculation and separation. *Water Research*, **43**(3), 773–783.
- Cielejewski H. (2017) Landwirtschaftliche Situation in Niedersachsen hinsichtlich Nitratbelastung im Grundwasser - Verfahren zur Gülleaufbereitung [persönliches Gespräch].
- Cielejewski H. (2013) Verfahren zur Aufbereitung von Gülle und Gärresten. [online] <http://www.duesse.de/znr/pdfs/2013/2013-04-25-biogastagung-04.pdf> (Zugegriffen 31. März 2017).
- Cielejewski H., Ludger L., & Leuer S. (2014) Überschüssige Gülle separieren? *Top Agrar*, **2014**(03), 14–23.
- Cocolo G., Hjorth M., Zarebska A., & Provolò G. (2016) Effect of acidification on solid–liquid separation of pig slurry. *Biosystems Engineering*, **143**, 20–27.
- Collivignarelli C., Bertanza G., Baldi M., & Avezzù F. (1998) Ammonia stripping from MSW landfill leachate in bubble reactors: process modeling and optimization. *Waste Management & Research*, **16**(5), 455–466.
- Conley D. J., Paerl H. W., Howarth R. W., Boesch D. F., Seitzinger S. P., Havens K. E., Lancelot C., & Likens G. E. (2009) Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, **323**(5917), 1014–1015.
- Cremer N., Hannappel S., Hansen C., Kunkel R., Leson M., Raue W., Schwartz A., Van Straaten L., Voss M., Walther W., Wendland F., Wisotzky F., & Wolter R. (2015) Stickstoffumsatz im Grundwasser. *DWA-Themen*, **15**(T2), 87.
- Cypionka H. (2006) „Mikrobielle Ökologie und Biogeochemie“ in *Grundlagen der Mikrobiologie*. Springer-Lehrbuch. Springer Berlin Heidelberg, 205–243.

- [online] http://link.springer.com/chapter/10.1007/3-540-29902-5_17 (Zugegriffen 25. April 2017).
- Deutsch K., Fenz R., Hörhan T., Koller-Kreimel V., Krämer D., Mauthner-Weber R., Philippitsch R., & Schenker P. (2012) *Wassergüte in Österreich*, Umweltbundesamt, Wien, Österreich. [online] https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/wasserguete_jb2012.html (Zugegriffen 20. Juli 2017).
- Dewes T., Schmitt L., Valentin U., & Ahrens E. (1990) Nitrogen losses during the storage of liquid livestock manures. *Biological Wastes*, **31**(4), 241–250.
- Dietrich G. (2017) *Hartinger Handbuch Abwasser- und Recyclingtechnik*, Carl Hanser Verlag, München Wien.
- Doerfler GmbH (2017) 1-Zug-Trommeltrockner. 1-Zug-Trommeltrockner. [online] <http://www.trocknung-doerfler.de/de/trocknungsverfahren/1-zug-trommeltrockner> (Zugegriffen 27. Oktober 2017).
- Döhler H. (2016) Düngung von Gülle und Gärrückständen unter den Vorzeichen der neuen Düngeverordnung. [online] http://www.duengerfuchs.de/files/Download/Fachtagungen%202016/2016_Doehler_Duengeverordnung.pdf (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Döhler H., Vandre R., Wulf S., & eurich-Menden B. (2011) „Abdeckung von Güllelagerbehältern - Stand der Technik“ in Bautagung Raumberg-Gumpenstein. Raumberg-Gumpenstein, Österreich 45–48. [online] <https://www.raumberg-gumpenstein.at/cm4/de/forschung/publikationen/downloadsveranstaltungen/viewdownload/516-bautagung-2011/4417-abdeckung-von-guellelagerbehaeltern-stand-der-technik.html> (Zugegriffen 10. Oktober 2017).
- Dorsch K., Neumann H., Amon T., & Arends F. (2002) *Biogas - Strom aus Gülle und Biomasse*, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, Deutschland.
- Edström M., Schüßler I., & Luostarinen S. (2011) Combustion of Manure: Manure as Fuel in a Heating Plant. [online] http://balticmanure.odeum.com/download/Reports/baltic_manure_combustion_final_2_2011_total.pdf. (Zugegriffen 16. August 2017).
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014) *Endbericht - Phosphorbilanz Österreich*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich. [online] https://www.umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/media/umweltfoerderung/Dokumente_Betriebe/Wasser_Betriebe/Studien_Wasserwirtschaft/Die_oesterreichische_Phosphorbilanz_Endbericht_27_2_14.pdf. (Zugegriffen 25. Juli 2017).
- Ellersdorfer M. (2017a) Fortführung des Forschungsprojektes „ReNOx“. [E-Mail] Dr. Ellersdorfer, Markus (22. November.2017).
- Ellersdorfer M. (2017b) *ReNOx – Abtrennung und industrielle Verwertung von Stickstoff aus biogenen Abwässern*, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl

- für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich.
- Ellersdorfer M. (2017c) *ReNOx – Abtrennung und industrielle Verwertung von Stickstoff aus Gülle*, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich.
- Ellersdorfer M. (2017d) *ReNOx – Abtrennung und industrielle Verwertung von Stickstoff aus Gülle* [persönliches Gespräch].
- Ellersiek H.-H. & Cielejewski H. (2010) Die Gülle besser verwerten. *Top Agrar*, (3/2010), 26–28.
- Elliott D. C., Sealock L. J. J., & Baker E. G. (1997) *Method for the catalytic conversion of organic materials into a product gas*, Battelle Memorial Institute, Columbus, USA. [online] <http://www.osti.gov/doi/patents/biblio/462851-method-catalytic-conversion-organic-materials-product-gas> (Zugegriffen 17. August 2017).
- EN Crop (2009) Leitfaden Biogas. [online] https://ec.europa.eu/energy/intelligent/projects/sites/iee-projects/files/projects/documents/encrop_german_handbook.pdf (Zugegriffen 19. Juli 2017).
- Europäisches Parlament (2008) *2008/98/EG*, [online] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=LEGISSUM%3Aev0010> (Zugegriffen 21. November 2017).
- Europäisches Parlament (2000) *EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)*, [online] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20140101&from=EN> (Zugegriffen 26. März 2017).
- Fangueiro D., Hjorth M., & Gioelli F. (2015) Acidification of animal slurry– a review. *Journal of Environmental Management*, **149**, 46–56.
- Fangueiro D., Ribeiro H., Coutinho J., Cardenas L., Trindade H., Cunha-Queda C., Vasconcelos E., & Cabral F. (2010) Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soils*, **46**(4), 383–391.
- Fank J. (2007) Die Nitratproblematik im Murtal. *Wasserland Steiermark*, (1.1), 3–5, [online] http://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/10046052_1356921/1d0fbca0/Wasserland%201.1.2007.pdf (Zugegriffen 18. April 2017).
- Fank J. (2012) *Grundwasserschutz im Murtal*, Lehr- und Forschungszentrum Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning. [online] https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:4ffa5984-6ccf-4a1e-b432-8a4e4054bfbc/2u_2012_tagungsband_gesamt.pdf (Zugegriffen 19. April 2017).

- Fank J., Dersch G., Feichtinger F., & Robier J. (2010a) „Erforderliche Maßnahmen und Umsetzungsoptionen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal-Grundwasserleiter“ in *Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Irding, A, 43–50.
- Fank J., Feichtinger F., Dersch G., & Robier J. (2010b) Ackerbauliche Maßnahmen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal (Graz bis Bad Radkersburg). [online] http://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11910977_102332494/ac935731/Ackerbauliche%20Ma%C3%9Fnahmen%20f%C3%BCr%20eine%20grundwasservertr%C3%A4gliche%20Landwirtschaft%20JR%20et%20al%202010.pdf (Zugegriffen 18. April 2017).
- Fecher H. (2014) Der Einsatz von Kompost lohnt sich. [online] <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/boden/kompost.htm> (Zugegriffen 20. August 2017).
- Flaten D., Wittenberg K., & Zhang Q. (2007) "A report on current knowledge of key environmental issues related to hog production in Manitoba" in CLEAN ENVIRONMENT COMMISSION (CEC), Manitoba, USA. [online] http://cecmanitoba.ca/resource/hearings/22/Hearings-Hog_Production_Industry_Review-Background-University_Manitoba_Report.pdf.
- Flisch R., Sinaj S., Charles R., & Richner W. (2009) Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. [online] http://www.agrarforschungschweiz.ch/archiv_11de.php?id_artikel=1451 (Zugegriffen 6. Juni 2017).
- Florin N. H., Maddocks A. R., Wood S., & Harris A. T. (2009) High-temperature thermal destruction of poultry derived wastes for energy recovery in Australia. *Waste Management*, (29), 1399–1408.
- Foged H. L., Flotats X., Bonmati Blasi A., Palatsi J., Magri A., & Schelde K. M. (2011) Manure Processing technologies. [online] http://agro-technology-atlas.eu/docs/21010_technical_report_II_manure_processing_technologies.pdf (Zugegriffen 7. März 2017).
- Fournier Industries Inc. (2017) ROTARY PRESS OPTIMUM-CV. [online] <http://www.rotary-press.com/applications/> (Zugegriffen 7. Mai 2017).
- Frandsen Q. (2011) *BEST AVAILABLE TECHNOLOGIES FOR PIG MANURE BIOGAS PLANTS IN THE BALTIC SEA REGION*, AgriFood Research (MTT), Agro Business Park (ABP), AgriTech – Institute of Agri Technology and Food Innovation, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering (JTI), Stockholm, Schweden. [online] <http://balticsea2020.org/images/Bilagor/best%20available%20technologies%20for%20pig%20manure%20biogas%20plants%20in%20the%20bsr%20final%20technical%20report.pdf> (Zugegriffen 4. März 2017).

- Franz Sagemüller GmbH (2017) Hochleistungsschwingsieb Typ HS. [online] <http://www.franzsagemueller.de/hochschwingsieb.htm> (Zugegriffen 6. November 2017).
- Frey W. & Lösch R. (2010) „Ökologie der Pflanzen“ in Geobotanik. Springer Berlin Heidelberg, 169–319. [online] http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-45281-3_6 (Zugegriffen 3. Mai 2017).
- Friedrich T. (2009) Ungeeignet für den Kampf gegen Hunger. Nord-Süd-Zeitung der Deutschen Gesellschaft für die Vereinten Nationen, (1), 3–4.
- Fruhmann J. (2017) Betriebsbesuch von Johann Fruhmann in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Fuchs B. & Baumgartner N. (2016) So funktionieren Stickstoffstabilisatoren. DLZ Agrarmagazin, 1(Januar) 73–75.
- Fuchs W. & Drosig B. (2010) *Technologiebewertung von Gärrestbehandlungskonzepten und Verwertungskonzepten*, Universität für Bodenkultur Wien, Tulln, Österreich.
- Gabriel O., Kovacs A., Thaler S., Zessner M., Hochedlinger G., Schilling C., & Windhofer G. (2011) *Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene (STOBIMO-Nährstoffe) als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme*, Umweltbundesamt - Abteilung Oberflächengewässer, Wien, Österreich. [online] https://www.bml-fuw.gv.at/dam/jcr:5559cc5c-b909-41e5-ad07-6f9b64a43b7e/STOBIMO_Endbericht_final.pdf (Zugegriffen 8. Mai 2017).
- Georgacakis D., Tsavdaris A., Bakouli J., & Symeonidis S. (1996) Composting solid swine manure and lignite mixtures with selected plant residues. *Bio-resource Technology*, **56**(2), 195–200.
- Gethke-Albinus K. (2014) Verfahren zur Gewinnung von Sekundärphosphaten aus flüssigen Stoffströmen und deren Einfluss auf die deutsche Phosphorbilanz. [online] <http://publications.rwth-aachen.de/record/82889/files/4175.pdf> (Zugegriffen 24. Oktober 2017).
- Gilbert M. (2014) Partielle Nitritation / Anammox bei niedrigen Temperaturen. [online] <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000044603/3315485> (Zugegriffen 24. Oktober 2017).
- Guggenberger T. (2006) GIS gestützte Modellierung der Nährstoffbilanzen österreichischer Grünlandbetriebe. [online] <https://www.raumberg-gumpenstein.at/cm4/de/forschung/forschungsbereiche/tierhaltung-und-tiergesundheit/alle-projekte/222-gis-geste-modellierung-der-nstoffbilanzen-reichischer-grndbetriebe.html> (Zugegriffen 30. Juni 2017).
- Gummersbach M. (2017) Regen GT Gärrestetrocknung [persönliches Gespräch].

- Hamilton D., Cantrell K., Chastain J., Ludwig A., Meinen R., Ogejo J., & Porter J. (2016) Manure Treatment Technologies. [online] http://www.chesapeakebay.net/documents/MTT_Expert_Panel_Report_WQGIT_approved_Sept2016.pdf (Zugegriffen 7. April 2017).
- Harms K. G. (2015) N-Stabilisator richtig dosieren. DLZ Agrarmagazin, **11**(2015), 21–22.
- Heilmann S. M., Molde J. S., Timler J. G., Wood B. M., Mikula A. L., Vozhdayev G. V., Colosky E. C., Spokas K. A., & Valentas K. J. (2014) Phosphorus Reclamation through Hydrothermal Carbonization of Animal Manures. *Environmental Science & Technology*, **48**(17), 10323–10329.
- Heindl A. (2016) „Grundlagen der Trocknung“ in Praxisbuch Bandtrocknung. Springer Vieweg, Berlin, Heidelberg, 17–184. [online] https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-53905-3_2 (Zugegriffen 27. Oktober 2017).
- Herbert F. (2016) Klärschlamm Entsorgung im Lichte neuer Anforderungen. [online] http://www.dwa-hrps.de/tl_files/_media/content/PDFs/LV_Hessen_Rheinland-Pfalz_Saarland/LV%20HRPS-NB-Einladungen-Programme/34.%20EA%20Tanusstein-2_BE_Schlamm Entsorgung.pdf (Zugegriffen 23. Oktober 2017).
- Hermus S. (2017) Mest op Maat - Separationstechniken [Produktbroschüre].
- Hersener J.-L. & Meier U. (2002) *Vergleich von Energieumwandlungsverfahren für Gülle (ENKON)*, Bundesamtes für Energie, Wiesendangen, Schweiz. [online] <http://www.meritec.ch/pdf/energieumwandlungsverfahren-2002.pdf> (Zugegriffen 11. August 2017).
- Herzog H. (2016) Wirtschaftsdünger: Wieviel darf er kosten? Landwirtschaftskammer Salzburg Online. [online] <https://sbg.lko.at/wirtschaftsd%C3%BCnger-wieviel-darf-er-kosten+2500+2546830> (Zugegriffen 6. November 2017).
- Hexa-Cover (2017) Hexa-Cover. [online] <http://www.hexa-cover.dk/> (Zugegriffen 6. November 2017).
- Hjorth M., Christensen K. V., Christensen M. L., & Sommer S. G. (2010) Solid—liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **30**(1), 153–180.
- Hjorth M., Christensen M. L., & Christensen P. V. (2008) Flocculation, coagulation, and precipitation of manure affecting three separation techniques. *Bioresource Technology*, **99**(18), 8598–8604.
- Hjorth M., Cocolo G., Jonassen K., Abildgaard L., & Sommer S. G. (2015) Continuous in-house acidification affecting animal slurry composition. *Biosystems Engineering*, **132**, 56–60.

- Hjorth M., Gränitz K., Adamsen A. P. S., & Møller H. B. (2011) Extrusion as a pretreatment to increase biogas production. *Bioresource Technology*, **102**(8), 4989–4994.
- Hölzl F. X. (2015) Nährstoffgehalte - Mist ist nicht gleich Mist. *Landwirt*, (16/2015), 44–48.
- Holzner H. (2017) Güllewirtschaft in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Hothan A. & Brauckmann H. (2010) Güllefeststoffe für Biogasanlagen und als Kunstdüngersubstitut. [online] [http://www.biores.info/uploads/pdf/2010-07-24 Ergebnisse Gülleseparationstag.pdf](http://www.biores.info/uploads/pdf/2010-07-24_Ergebnisse_Gülleseparationstag.pdf) (Zugegriffen 19. Juni 2017).
- Hua L., Chen Y., & Wu W. (2012) Impacts upon soil quality and plant growth of bamboo charcoal addition to composted sludge. *Environmental Technology*, **33**(1–3), 61–68.
- Hua L., Wu W., Liu Y., McBride M. B., & Chen Y. (2009) Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. *Environmental Science and Pollution Research*, **16**(1), 1–9.
- Huang G. F., Wu Q. T., Wong J. W. C., & Nagar B. B. (2006) Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology*, **97**(15), 1834–1842.
- Husmann W. (2013) *Praxis der Abwasserreinigung*, Springer-Verlag, Berlin.
- Huxdorff C. (2017) *Das Gülle-Problem*, Greenpeace, Hamburg, Deutschland. [online] <https://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/publications/20170407-greenpeace-factsheet-guelle-problem-fleisch.pdf>. (Zugegriffen 9. Mai 2017).
- Imbeah M. (1998) Composting piggery waste: A review. *Bioresource Technology*, **63**(3), 197–203.
- Jacobsen B. H. (2015) „Why is acidification a success only in denmark?“ in 2nd international conference of manure management and valorization. Gent, Belgien, 77–79.
- Kahlstatt J. (1999) Feld- und Laborversuche zum Auftreten von Silageabwässern aus Flachsiloanlagen unter besonderer Berücksichtigung der Umweltverträglichkeit. [online] www.tec.wzw.tum.de/downloads/diss/1999_kahlstatt.pdf.
- Kai P., Pedersen P., Jensen J. E., Hansen M. N., & Sommer S. G. (2008) A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, **28**(2), 148–154.
- Kainz H. (2016) Angaben zur Lagerkapazität von Wirtschaftsdünger in der Steiermark [E-Mail] Dr. Holzner, Heinrich (18. Dezember 2017)

- Kaltschmitt M., Hartmann H., & Hofbauer H. (2009) *Energie aus Biomasse*, Springer, Berlin.
- Kammann C., Haider G., Del Campo B., Müller C., Schmidt H.-P., Marhan S., Clough T., & Seffens D. (2014) „Nitrate retention by biochar: mechanistic insights by ¹⁵N tracing“ in *The Earth Living Skin: Soil, Life and Climate Changes 2014*. Bari, Italien. 1 [online] https://www.researchgate.net/publication/267512947_Nitrate_retention_by_biochar_mechanistic_insights_by_15N_tracing (Zugegriffen 9. August 2017).
- Kausel A. & Eser S. (2011) Intelligent Verschwenden, statt verzichten. *Perspectives / Management Journal*, (03 2011/2012), 87–89.
- Kenevez B. & Mongredien W. (2009) Wie die Franzosen ihr Gülle-Problem angehen. *Top Agrar*, (10/2009), 22–24.
- Kesselmeier J. (2012) Untersuchungen zur Rolle der Vegetation beim Austausch von Stickstoffdioxid mit der Atmosphäre. Max-Planck-Gesellschaft. [online] <https://www.mpg.de/4996506/Stickstoffdioxid?c=5732343> (Zugegriffen 8. Mai 2017).
- Knöbelreiter K., Domenik O., & Siebenhofer M. (2017) Variantenanalyse zum Thema Aufbereitung von Schweinegülle [E-Mail] Knöbelreiter, Klaus (14. September 2017).
- Kowalewsky H. H. (2014) Kosten und Nutzen der Nährstoffverbringung. [online] <http://docplayer.org/30756271-Kosten-und-nutzen-der-naehrstoffverbringung.html> (Zugegriffen 20. Juni 2017).
- Kowalewsky H.-H. (2017) Schweinegüllemanagement in Niedersachsen [persönliches Gespräch].
- Küper J.-M. & Deter A. (2014) Güllendüngung auf Grünland: Vor- und Nachteile der heutigen Systeme. [online] <https://www.topagrar.com/news/Home-top-News-Guelleduengung-auf-Gruenland-Vor-und-Nachteile-der-heutigen-Systeme-1501531.html?page=1> (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Kureck L. & Ramp C. (2014) Ansäuern und Schlitzen. [online] http://www.wrrl-mv-landwirtschaft.de/sites/default/files/downloads/14-10-30_Ansaeuern%20u%20Schlitzen_%20Dr.%20Bull.pdf (Zugegriffen 12. Juli 2017).
- Kürschner-Pelkmann F. (2009) Landwirtschaft am Scheideweg. *Nord-Süd-Zeitung der Deutschen Gesellschaft für die Vereinten Nationen*, (1), 1–2.
- Kwiecinska A. & Konieczny K. (2012) Application of membrane processes in treatment of slurry from high density pig farming. *Proceedings of ECOpole*, **1**(6/2016), 51–56.
- Lammel G. & Flessa H. (1998) Anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufs. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **10**(5), 295–305.

- Landesstatistik Steiermark (2016) [online] http://www.statistik.steiermark.at/cms/dokumente/11682776_103036101/ae6e4246/8-Viehbestand%2016%20Dezember.pdf (Zugegriffen 10. Juni 2017).
- Laurenz L. & Kowalewsky H.-H. (2013) Welche Verfahren der Gülleaufbereitung eignen sich für die Region? [online] <http://www.lwk-wl.de/landwirtschaft/download/herbsttagung/2013-12-laurenz.pdf> (Zugegriffen 20. Juni 2017).
- Lehmann J., Gaunt J., & Rondon M. (2006) Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **11**(2), 395–419.
- Lehmenkühler M. (2011) Biogas aus Schweinegülle – geht das? *Top Agrar*, (11/2011), 18–23.
- Lei X., Sugiura N., Feng C., & Maekawa T. (2007) Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. *Journal of Hazardous Materials*, **145**(3), 391–397.
- Leick B. C. E. (2003) Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. [online] <http://opus.uni-hohenheim.de/volltexte/2004/49/> (Zugegriffen 3. Mai 2017).
- Lenz V. (2017) Neubau von Güllegruben – Grubenarten, Lagerumbedarf und Kosten [E-Mail] Pöllinger, Alfred (10. Oktober 2017).
- Leson M. & Wisotzky F. (2012) Hydrogeochemische Untersuchungen von Nitrateinträgen in das Grundwasser und möglichen Denitrifikationsprozessen. *Grundwasser*, **17**(3), 137–145.
- Levasseur P. (2004) Traitement des effluents porcins - Guide Pratique des Procédés. [online] http://www.ifip.asso.fr/sites/default/files/pdf-documentations/traitement_des_effluents.pdf (Zugegriffen 7. Juni 2017).
- Lewis W. & Lowenfels J. (2010) *Teaming with Microbes: The Organic Gardener's Guide to the Soil Food Web, Revised Edition*, Timber Press.
- Liao P. H., Chen A., & Lo K. V. (1995) Removal of nitrogen from swine manure wastewaters by ammonia stripping. *Bioresource Technology*, **54**(1), 17–20.
- Lima I. M., McAloon A., & Boateng A. A. (2008) Activated carbon from broiler litter: Process description and cost of production. *Biomass and Bioenergy*, **32**(6), 568–572.
- Lohaus J. (2016) DWA-Stellungnahme zum Verordnungsentwurf vom 06.09.2016 für eine Zweite Verordnung zur Änderung der Düngemittelverordnung. [online] http://de.dwa.de/tl_files/_media/content/PDFs/Abteilung_WAW/Hoe/Stellungnahmen/DWA-Stellungnahme%20Du-eMV%2020160919.pdf (Zugegriffen 7. Dezember 2017).

- Lubensky J. & Ellersdorfer M. (2015) *Gewinnung eines Entstickungsmittels aus Gärresten (ReNOx)*, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich, 1-4. [online] https://pure.unileoben.ac.at/portal/files/643026/Lubensky_Ellersdorfer_Gewinnung_eines_Entstickungsmittels_aus_G_rresten_ReNOx_.pdf (Zugegriffen 29. November 2017).
- Luft J.-E., Ojala T., & Zinchuk O. (2012) *Bewährte Verfahren in der Schlammbehandlung*, Project on Urban Reduction of Eutrophication, Turku. [online] https://www.ubc-sustainable.net/sites/www.ubc-environment.net/files/publications/book_german_web.pdf (Zugegriffen 3. Juli 2017).
- Maia C. M., Madari B. E., & Novotny E. (2011) *Advances in Biochar Research in Brazil*. Global Science Books, 53–58.
- Makeschin F., Broll G., Fischer J.-U., Grathwol P., Von Haaren C., Hansjürgens B., Köpke U., Rück F., Schnug E., Wiggering H., & Zeitz J. (2015) *Schonung von Phosphor-Ressourcen aus Sicht einer nachhaltigen Bodennutzung und des Bodenschutzes*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. [online] <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/schonung-von-phosphor-ressourcen-aus-sicht-einer>.
- Mariakakis I. & Vorbeck C. (2016) *Dünger aus Abwasser*, Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB, Stuttgart, Deutschland. [online] https://www.fraunhofer.de/content/dam/zv/de/presse-medien/2016/Juni/ForschungKo-mapkt/fk_06_2016_IGB_IFAT%202016_D%C3%BCnnger%20aus%20Abwasser.pdf (Zugegriffen 24. Oktober 2017).
- Masse L., Masse D. I., Beaudette V., & Muir M. (2005) Size distribution and composition of particles in raw and anaerobically digested swine manure. *Transactions of the ASAE*, **5**(48), 1943–1949.
- Maßwohl J. (2017) Einsatz von Güllezusatzstoffen in der Landwirtschaft [persönliches Gespräch].
- Meier T. (2009) Aufbereitung von Gärrückständen mit dem ANAStrip®-Verfahren System GNS. [online] http://www.eti-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/vortraege2008/AG%20Biogas_12.06/Vortrag-Meier.pdf (Zugegriffen 15. Mai 2017).
- Meinardi C. R., Beusen A. H. W., Bollen M. J. S., Klepper O., & Willems W. J. (1995) Vulnerability to diffuse pollution and average nitrate contamination of European soils and groundwater. *Water Science and Technology*, **31**(8), 159–165.
- Menkveld H. W. H. & Broeders E. (2017) Recovery of ammonium from digestate as fertilizer. *Water Practice and Technology*, **12**(3), 514–519.
- Metschina C. (2017) Situation für Biogasanlagen in der Steiermark [persönliches Gespräch].

- Meunier N., Chartier M., Mercier G., & Blais J.-F. (2009) Solid/Liquid Separation of Pig Manure by Biological Flotation: Pilot-Scale Study. *Journal of Environmental Engineering*, **135**(9), 869–875.
- Meyer E., Hoy S., Zentner E., & Wiedmann R. (2017) Vollspaltenboden – moderner Standard oder bald verboten? *Landwirt*, (10/2017). [online] <https://www.landwirt.com/Vollspaltenboden---moderner-Standard-oder-bald-verboten,,18579,,Bericht.html> (Zugegriffen 19. Mai 2017).
- Minarick M., Zhang Y., Schideman L., Wang Z., Yu G., Funk T., & Barker D. (2011) Product and Economic Analysis of Direct Liquefaction of Swine Manure. *Bioenergy Research*, **4**(4), 324–333.
- Modell M. (1985) „Gasification and Liquefaction of Forest Products in Supercritical Water“ in *Fundamentals of Thermochemical Biomass Conversion*. Springer, Dordrecht, Niederlande 95–119. [online] https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-4932-4_6 (Zugegriffen 17. August 2017).
- Møller H. B., Hansen J. D., & Sorensen C. A. G. (2007) Nutrient recovery by solid-liquid separation and methane productivity of solids. *Transactions of the ASABE*. 50(1). [online] <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=22400>.
- Møller H. B., Sommer S. G., & Ahring B. K. (2002) Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology*, **85**(2), 189–196.
- Montag D., Everding W., Malms S., Pinnekamp J., Reinhardt J., Fehrenbach H., Arnold U., Trimborn M., Goldbach H., Klett W., & Lammers T. (2014) *Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. [online] https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_98_2015_bewertung_konkreter_massnahmen_einer_weitergehenden_phosphorrueckgewinnung.pdf (Zugegriffen 27. Juli 2017).
- Ndegwa P., Zhu J., & Luo A. (2001) Effects of solid levels and chemical additives on removal of solids and phosphorus in swine manure. *Journal Environmental Engineering*, **127**, 1111–1115.
- Nelson N. O., Mikkelsen R. L., & Hesterberg D. L. (2003) Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg:P ratio and determination of rate constant. *Bioresource Technology*, **89**(3), 229–236.
- Neumann H. (2005) Wie aus Biogasgülle Wasser und Nährstoffe werden. *Top Agrar*, (11/2005), 128–130.
- Nyffenegger M. (2013) Einfluss von Pflanzenkohle und Sauerkrautsaft auf den Stickstoffmetabolismus in Güllegruben. [online] <https://static1.squarespace.com/static/53ddf6b0e4b0219ea2c8b53f/t/53e7e568e4b02354ac1c3319/1407710>

- 305198/Einfluss+von+PK+und+Sauerkrautsaft+auf+den+Stickstoffmetabolismus+in+G%C3%BClle+--+Marc+Nyffenegger.pdf. (Zugegriffen 8. August 2017).
- Obernosterer R. & Reiner I. (2003) „Stickstoffbilanz Österreich“. *Beitrag der Abfallwirtschaft zum Stickstoffhaushalt Österreichs*, Ressourcen Management Agentur (RMA), Villach, Österreich. [online] https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:d2c6693e.../Teilstudie_Stickstoff_%5B1%5D.pdf (Zugegriffen 7. November 2017).
- Ocfemia K. C. S. (2005) Hydrothermal Process of Swine Manure to Oil Using a Continuous Reactor System. [online] <https://www.ideals.illinois.edu/handle/2142/86061> (Zugegriffen 22. August 2017).
- Olfs H.-W., Federolf C.-P., Westerschulte M., & Trautz D. (2015) Nitratauswaschung stoppen. *DLZ Agrarmagazin*, (11/2015), 16–18.
- O'Mara F. P. (2011) The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology*, **166–167**, 7–15.
- Ottosen L. D. M., Poulsen H. V., Nielsen D. A., Finster K., Nielsen L. P., & Revsbech N. P. (2009) Observations on microbial activity in acidified pig slurry. *Biosystems Engineering*, **102**(3), 291–297.
- Ottow J. C. G. (2011a) „Die mikrobiologische N₂-Fixierung (Diazotrophie) in Böden und Rhizosphäre“ in *Mikrobiologie von Böden*. Springer-Lehrbuch. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Deutschland, 333–366. [online] http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-00824-5_13 (Zugegriffen 25. April 2017).
- Ottow J. C. G. (2011b) „Mikrobiologie und Ökophysiologie des Stickstoffkreislaufs“ in *Mikrobiologie von Böden*. Springer-Lehrbuch. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Deutschland, 297–331. [online] http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-00824-5_12 (Zugegriffen 25. April 2017).
- Pell Frischmann (2012) *Enhancement and treatment of digestates from anaerobic digestion*, WRAP. [online] <http://www.wrap.wrap-tbx-drupal.torchboxapps.com/content/enhancement-and-treatment-digestates-anaerobic-digestion> (Zugegriffen 19. Oktober 2017).
- Pintucci C., Carvajal-Arroyo J., & Vlaeminck S. E. (2015) „Efficient Manure Management: Nutrient Recovery in the ManureEcoMine Perspective“ in *manuREsource 2015; 2nd international conference of manure management and valorization*. Ghent, Belgium, 96–98.
- Pöllinger A. (2016) „Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion“ in *5. Umweltökologisches Symposium*, 75–78, Raumberg-Gumpenstein, Österreich.

- Pöllinger A. (2017) Minderung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft [persönliches Gespräch].
- Pöllinger A. (2006) *Technische Herausforderungen und aktuelle Entwicklungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern*, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Gumpenstein, Österreich. [online] <https://www.raumberg-gumpenstein.at/cm4/de/forschung/publikationen/downloadsveranstaltungen/finish/51-expertenforum-2006/449-technische-herausforderungen-poellinger.html> (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Pöllinger A. (2012) Welche Möglichkeiten es zur Abdeckung der Gülle heute gibt. *Agraranzeiger*, (15/2012), 15.
- Poppinga O. (2009) Industrialisierung der Landwirtschaft. Bundeszentrale für politische Bildung. [online] <http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/dossier-umwelt/61261/industrialisierung?p=0> (Zugegriffen 18. April 2017).
- Pötsch E. (2011) Güllezusätze & Güllebelüftung. [online] <https://www.raumberg-gumpenstein.at/cm4/de/forschung/publikationen/downloadsveranstaltungen/finish/1693-2311-wirtschaftsduengerversuch/14793-guellezusaetze-und-guellebelueftung.html> (Zugegriffen 30. August 2017).
- Quan X., Ye C., Xiong Y., Xiang J., & Wang F. (2010) Simultaneous removal of ammonia, P and COD from anaerobically digested piggery wastewater using an integrated process of chemical precipitation and air stripping. *Journal of Hazardous Materials*, **178**(1), 326–332.
- Quicker P. & Weber K. (2016) *Biokohle - Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten*, Springer, Wiesbaden, Deutschland.
- Rackl C. (2006) *Praktische Erfahrungen mit effektiven Mikroorganismen (EM) in Pflanzenbau und Tierhaltung*, Fachhochschule Weihenstephan, Weihenstephan, Deutschland. [online] http://www.emsolutions.ch/downloader/downloads/Diplomarbeit_EM_Landwirtschaft.pdf (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Rahaman M. S., Ellis N., & Mavinic D. S. (2008) Effects of various process parameters on struvite precipitation kinetics and subsequent determination of rate constants. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, **57**(5), 647–654.
- Rajagopal R. & Béline F. (2011) Nitrogen removal via nitrite pathway and the related nitrous oxide emission during piggery wastewater treatment. *Bioresource Technology*, **102**(5), 4042–4046.
- Rathbauer J. (1992) *Technische Verwertung und Aufbereitung von Gülle*, BLT, Wieselburg, Österreich. [online] <http://www.josephinum.at/fileadmin/content/BLT/Publikationen/0279-00.pdf> (Zugegriffen 5 Juli 2017).
- Ratsak C., Guhl B., Zühlke S., & Delschen T. (2013) Veterinärantibiotikarückstände in Gülle und Gärresten aus Nordrhein-Westfalen. *Environmental Sciences Europe*, **25**(1), 7.

- Rautenbach R., Gebel J., Frye A., Kollbach J., & Dahm W. (1995) *Bilanzierung einer Ammoniak Strippkolonne unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammoniak/Ammonium*, Aachen, Deutschland. [online] http://www.stepconsulting.de/bilder/4downloads/downloads/STEP_019.pdf. (Zugegriffen 3. Mai 2017).
- Rautenbach R. & Melin T. (2007) *Membranverfahren*, Springer, Berlin, Heidelberg. [online] <http://www.springer.com/de/book/9783540343271> (Zugegriffen 25. Juli 2017).
- Regueiro I., Gioelli F., Balsari P., Dinuccio E., Coutinho J., & Fangueiro D. (2015) Acidification and Separation of Slurry. [online] http://www.reuse-waste.eu/fire_meeting/parallel-a/meeting_Erfurt_Iria.pdf (Zugegriffen 12. Juli 2017).
- Reichinger C. (2015) Stabilisierter Stickstoff. *Landwirt*, (24/2015), 44–47.
- Reimer G. (2010) Stickstoffstabilisatoren im Dünger einsetzen. *Bauernblatt Schleswig-Holstein*, (02), 10–11.
- Richard T., Trautmann N., & Olynciw E. (2001) The Science and Engineering of Composting. [online] <http://compost.css.cornell.edu/science.html> (Zugegriffen 1. August 2017).
- Rippel T. (2017) Einsatz der Milchsäuregärung zur Reduktion von Treibhausgasen bei Schweinegülle [persönliches Gespräch].
- Rohmann U. & Sontheimer H. (1985) *Nitrat im Grundwasser*, Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe, Deutschland.
- Romano E., Brambilla M., Bisaglia C., Pampuro N., Pedretti E. F., & Cavallo E. (2014) Pelletization of composted swine manure solid fraction with different organic co-formulates: effect of pellet physical properties on rotating spreader distribution patterns. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **3**(4), 101–111.
- Ronsse F., van Hecke S., Dickinson D., & Prins W. (2013) Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *GCB Bioenergy*, **5**(2), 104–115.
- Rynk R. (1992) *On-Farm Composting Handbook*, Northeast regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, USA. [online] <https://campus.extension.org/pluginfile.php/48384/course/section/7167/NRAES%20Farm-Compost%20manual%201992.pdf> (Zugegriffen 1. August 2017).
- Schimmelpfennig S., Müller C., Grünhage L., Koch C., & Kammann C. (2014) Biochar, hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland—Effects on greenhouse gas emissions and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **191**, 39–52.

- Schmidhalter U., Manhart R., Heil K., Schramel M., & Von Tucher S. (2011) Einfluss eines Nitrifikationshemmers auf Wachstum, Ertrag und Umwelt. Deutsches Maiskomitee, (02/2011), 1–4.
- Schmidt H.-P. (2012) Treating liquid manure with biochar. *Ithaka Journal*, (1/2017), 273–276.
- Schneider M. (2007) *VDZ-Tätigkeitsbericht 2005-2007*, Verein Deutscher Zementwerke e.V., Düsseldorf, Deutschland, 55-59. [online] https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Taetigkeitsbericht/Taetigkeitsbericht_05_07.pdf (Zugegriffen 29. November 2017).
- Schnippe F. (2010) Keine illegale Gülle aus Holland! *Top Agrar*, (05/2010), 8–11.
- SILCON GmbH & Co.KG (2017) Problemstoff Gülle wird zum wertvollen Rohstoff [Produktbroschüre].
- Sindhøj E. & Rodhe L. (2013) Examples of Implementing Manure Processing Technology at Farm Level. [online] http://www.balticmanure.eu/download/Reports/bm_inno_web.pdf (Zugegriffen 3. Juli 2017).
- Sohi S. P., Krull E., Lopez-Capel E., & Bol R. (2010) A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. *Advances in Agronomy*, **105**, 47–82.
- Sohlo L. (2017) The BioSampo-Process for treating swine manure [persönliches Gespräch].
- Sommer S., Christensen M. L., Schmidt T., & Jensen L. S. (2013) *Animal Manure Recycling Treatment and Management*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK. [online] <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9781118676677> (Zugegriffen 8. Juni 2017).
- Steinmayr V. (1997) Landwirtschaft zwischen Agrarindustrie und Ökologie. *Aurora-Magazin*. [online] http://www.aurora-magazin.at/wissenschaft/steinmayr_frm.htm (Zugegriffen 17. April 2017).
- Stralka C. & Samuelson L. (2010) *Best Available Technologies For Manure Treatment*, Baltic Sea 2020, Stockholm, Schweden. [online] http://agro-technology-atlas.eu/docs/report_best_available_technologies_for_manure_treatment_henning_foged.pdf (Zugegriffen 18. April 2017).
- Suescun J. & Castro J. (2015) *Struvite Production Plant For Madrid*, Toledo, Spanien. [online] http://refertil.info/sites/default/files/refertil_international_conference_abstract_book.pdf (Zugegriffen 24. Oktober 2017).
- Suzuki K., Tanaka Y., Kuroda K., Hanajima D., Fukumoto Y., Yasuda T., & Waki M. (2007) Removal and recovery of phosphorous from swine wastewater by demonstration crystallization reactor and struvite accumulation device. *Bioresource Technology*, **98**(8), 1573–1578.

- Sweeten J. M. & Auvermann B. W. (2008) Composting manure and Sludge. [online] http://2xh4m72gibw01rbu3a2ac1kb.wpengine.netdna-cdn.com/files/2011/01/e479_01.pdf (Zugegriffen 1. August 2017).
- Szögi A. A., Vanotti M. B., & Hunt P. G. (2015) Phosphorus recovery from pig manure solids prior to land application. *Journal of Environmental Management*, **157**, 1–7.
- Toufiq Reza M., Freitas A., Yang X., Hiibel S., Lin H., & Coronella C. J. (2016) Hydrothermal carbonization (HTC) of cow manure: Carbon and nitrogen distributions in HTC products. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, **35**(4), 1002–1011.
- Troy S. (2012) Treatment options for the seperated solid fraction of pig manure. [online] <https://aran.library.nuigalway.ie/handle/10379/3038> (Zugegriffen 1. August 2017).
- Troyer S. J., Ellis T. G., & Dague R. R. (1997) „Effects of ammonia inhibition on the anaerobic sequencing batch reactor“ in *Hazardous and Industrial Waste Proceedings, 29th Mid-Atlantic Conference*. Roanoke, USA, CRC Press, 12–21.
- Tumuluru J. S., Wright C. T., Hess J. R., & Kenney K. L. (2011) Erratum: A review of biomass densification systems to develop uniform feedstock commodities for bioenergy application. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, **5**(6), 720–720.
- Ultes W. (2007) Die Nitratproblematik - Aus der Sicht eines betroffenen Wasserversorgungsunternehmens. *Wasserland Steiermark*, (1.1), 2 [online] http://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/10046052_1356921/1d0fbca0/Wasserland%201.1.2007.pdf (Zugegriffen 18. April 2017).
- Umweltinformation Steiermark (2017) Grundwasserschutz und -kontrolle in der Steiermark. [online] <http://www.umwelt.steiermark.at/cms/ziel/602855/DE/> (Zugegriffen 18. April 2017).
- Van Ruiten (1998) Phosphate recovery from animal manure the possibilities in the Netherlands. [online] <http://phosphorusplatform.eu/images/download/VanRuiten-P-recovery-potential-Netherlands-1998.pdf> (Zugegriffen 28. Juli 2017).
- Vandre R., Rößler R., Döhler H., & Wulf S. (2012) *Gülleausbringung: N-konservierende Verfahren und deren Kosten*, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt, Deutschland. [online] https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/artikel/Tierhaltung/Allgemeines/Guelleausbringung-Emissionen/Ammoniak-Kosten-Ausbringung.pdf (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Vanotti M., Rashash D. M. C., & Hunt P. G. (2002) Solid-Liquid seperation of flushed swine manure with PAM: Effect of freshwater strength. *Structures & Environment Division of ASAE*, 1959–1971.

- Velthof G. L. & Oenema O. (1993) Nitrous oxide flux from nitric-acid-treated cattle slurry applied to grassland under semi-controlled conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **41**(2), 81–93.
- Von der Heide B. (2012) „Möglichkeiten und Grenzen der SNCR-Verfahren“ in 2012 Abfallwirtschafts- und Energiekonferenz - Energie aus Abfall. TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky, Berlin, Deutschland, 602–604. [online] [http://www.ms-umwelt.de/downloads/Moeglichkeiten_und_Grenzen_der_SNCR_Verfahren\(Berlin2012\).pdf](http://www.ms-umwelt.de/downloads/Moeglichkeiten_und_Grenzen_der_SNCR_Verfahren(Berlin2012).pdf) (Zugegriffen 29. November 2017).
- Walker P. & Kelley T. (2003) Solids, organic load and nutrient concentration reductions in swine waste slurry using a polyacrylamide (PAM)-aided solids flocculation treatment. *Bioresource Technology*, **90**(2), 151–158.
- Wang K., Huang D., Ying H., & Luo H. (2014) Effects of acidification during storage on emissions of methane, ammonia, and hydrogen sulfide from digested pig slurry. *Biosystems Engineering*, **122**, 23–30.
- Wang Z. (2011) Reaction mechanisms of hydrothermal liquefaction of model compounds and biowaste feedstocks. [online] <https://www.ideals.illinois.edu/handle/2142/26090> (Zugegriffen 22. August 2017).
- Warsinger D. M., Swaminathan J., Chung H. W., Jeong S., & Lienhard V J. H. (2015) „Effect of filtration and particulate fouling in membrane distillation“ in 2015 International Desalination Association World Congress on Desalination and Water Reuse. São Paulo, Brasilien. [online] <http://dspace.mit.edu/handle/1721.1/100445> (Zugegriffen 27. Oktober 2017).
- Wasserwirtschaft Steiermark (2017) [online] <http://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/ziel/4652599/DE/> (Zugegriffen 18. April 2017).
- Wetter C., Brüggmig E., & Baumkötter D. (2017) Aktuelle Entwicklungen in der Aufbereitung von Gülle und Gärresten – Mest op Maat – Dünger nach Maß. [online] [http://regenis.de/files/Aktuelle%20Entwicklungen%20und%20MoM%20\(Herr%20Prof.%20Dr.%20C.%20Wetter\).pdf](http://regenis.de/files/Aktuelle%20Entwicklungen%20und%20MoM%20(Herr%20Prof.%20Dr.%20C.%20Wetter).pdf).
- Wicks M. & Keener H. (2012) Technical, Environmental and Economic Assessment of Manure Processing Technologies. [online] https://ocamm-dev.cfaes.ohio-state.edu/sites/ocamm/files/imce/Manure/MM-Resources/MPT_MANUAL_TOC.pdf (Zugegriffen 27. Juli 2017).
- Wiebke E. (2017) Landwirtschaft am Scheideweg. WWF. [online] <http://www.wwf.de/2017/juli/landwirtschaft-am-scheideweg/> (Zugegriffen 20. November 2017).
- Wilhelm B. (2014) *Der Sojaboom - Auswirkungen und Lösungswege*, WWF, Gland, Schweiz. [online] http://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/20140312_WWF_Kurzfassung_Sojaboom_Auswirkungen_Loesungswege.pdf (Zugegriffen 9. Mai 2017).

- Wilhelm G. (2017) „Gärproduktaufbereitungsanlage Thallwitz“ in Öko-Innovationen mit Biomasse 2017, 26. Papenburg, Deutschland.
- Wilken C. (2015) Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern. Bauernblatt Schleswig-Holstein, 33–35. [online] http://www.lksh.de/landwirtschaft/pflanze/kontakt-fachbereich-pflanze/fachartikel/?tx_ttnews%5Bpointer%5D=12&cHash=905fdb9bc37468a0c5f105992cac92d4 (Zugegriffen 10. Mai 2017).
- Willerstorfer V. (2013) Der Fleischverbrauch in Österreich von 1950-2010. [online] https://www.uni-klu.ac.at/socec/eng/downloads/WP139_webversion.pdf (Zugegriffen 18. April 2017).
- Wisotzky P. D. F. (2011) „Nitrat und weitere durch Düngung/Landwirtschaft eingetragene Stoffe“ in Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Springer Berlin Heidelberg, 261–287. [online] http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-17813-9_11 (Zugegriffen 4. Mai 2017).
- Wobser T. (2016) Gülletrennung bald Standard. Wochenblatt, (47/2016), 31–32.
- Wortmann C. & Shapiro C. (2012) *Composting manure and other organic materials*, University of Nebraska, Nebraska, USA. [online] <http://extension-publications.unl.edu/assets/pdf/g1315.pdf> (Zugegriffen 19. Oktober 2017).
- Zarebska A., Nieto D. R., Christensen K. V., & Norddahl B. (2014) Ammonia recovery from agricultural wastes by membrane distillation: Fouling characterization and mechanism. *Water Research*, **56**(Supplement C), 1–10.
- Zentner E. (2017) Stallsysteme in der Viehhaltung [persönliches Gespräch].
- Zhang R. H. & Westerman P. W. (1997) *Solid-liquid separation of animal manure for odor control and nutrient management*, Applied Engineering in Agriculture. [online] <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=21644&t=2&redir=&redirType=> (Zugegriffen 3. Juli 2017).

Anhang

Gesetzliche Rahmenbedingungen

EU-Ebene

Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL)

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist es, einen guten ökologischen und chemischen Zustand für Oberflächengewässer und einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand für das Grundwasser bis zum Jahre 2015 zu erreichen. Ausnahmeregelungen lassen eine Verlängerung bis zum Jahre 2027 zu. Art.1 der EU-WRRL sieht die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosystemen und Feuchtgebiete sowie eine Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung vor. Auf Basis der EU-WRRL soll damit europaweit ein vergleichbarer einheitlicher Standard hergestellt werden. Hinsichtlich des Grundwassers sind die Menge sowie die Grundwasserqualität als Kriterien entscheidend, welche durch die Grundwasserhöhe sowie durch charakteristische Leitparameter definiert sind. Ein guter Zustand liegt vor, wenn die chemischen Inhaltsstoffe und die Menge nur geringfügig vom Menschen beeinflusst sind. Zur Überwachung der geforderten Ziele dient in Österreich die Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV). Die Überwachung des guten Zustandes wird durch die Vorgaben der verschiedenen Qualitätszielverordnungen festgelegt. Für das Grundwasser ist die Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW) entscheidend. (Europäisches Parlament, 2000)

Aktionsprogramm Nitrat (AP Nitrat)

Das Aktionsprogramm Nitrat ist am 1. Jänner 2004 in Kraft getreten und wurde zuletzt 2012 angepasst. Das AP-Nitrat gründet auf der EU-Richtlinie 91/676/EG des Rates mit dem Ziel, die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigung zu verringern und weitere Gewässerverunreinigungen dieser Art vorzubeugen. Mitgliedsstaaten sind demnach verpflichtet, entsprechende Aktionsprogramme festzulegen, die verbindlich vorgeschriebene Maßnahmen enthalten. Diese sind mindestens alle vier Jahre zu überprüfen. Dabei sind in §2 die verschiedenen Verbotszeiträume, in denen stickstoffhaltige Düngemittel nicht auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht werden dürfen, definiert. §7 Abs. 1 sieht die zeitlich und mengenmäßig bedarfsgerechte Ausbringung vor, bei denen schnell wirkende bzw. leicht lösliche Stickstoffgaben von mehr als 100 kg Stickstoff in feldfallender Wirkung je Hektar und Jahr zu teilen sind. Nach Abs. 5 ist desweiteren die Größe der landwirtschaftlichen Nutzfläche, auf der stickstoffhaltige Düngemittel ausgebracht wurden, und im

Vergleich dazu die anfallende Stickstoffmenge aus Wirtschaftsdünger nach Abzug der Stall- und Lagerverluste zu dokumentieren. Die zulässige Menge für stickstoffhaltige Düngemittel ist in §8 geregelt. Absatz 1 regelt die maximal zulässige Stickstoffausbringungsmenge für landwirtschaftliche Nutzflächen je nach Nutzungsart. Hierbei sind zum einen die Kulturart sowie die jeweilige Ertragslage für die zulässige Menge von Bedeutung. In Absatz 2 ist die im Durchschnitt maximal erlaubte Stickstoffmenge auf landwirtschaftlich genutzten Fläche des Betriebes über da ganze Jahr hinweg aufgeführt. Danach darf die Menge von 170 kg Stickstoff nach Abzug der Stall- und Lagerverluste je Hektar und Jahr nicht überschritten werden. Des Weiteren gelten noch zahlreiche weitere Bestimmungen, welche die Ausbringungszeiten und Mengen von stickstoffhaltigen Düngemittel für frühanzubauende Kulturen, auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Nähe von Wasserläufen sowie auf stark geneigten landwirtschaftlichen Nutzflächen speziell regeln.

Bundesebene

Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG)

Den zentralen Rahmen für die Ordnung der Wassernutzung, den Schutz vor den Gefahren des Wassers sowie den Schutz und die Reinhaltung der Gewässer, bildet das Wasserrechtsgesetz 1959. Dieses wurde bereits mehrfach novelliert und entsprechend EU-Richtlinien immer wieder angepasst.

Nach § 30 Abs. 1 WRG sind alle Gewässer, einschließlich des Grundwassers im Rahmen des öffentlichen Interesses reinzuhalten und zu schützen. Das WRG regelt die Anforderungen an den qualitativen und mengenmäßigen Schutz der Trinkwasserressourcen. Ziel des WRG ist der Schutz der Gesundheit von Mensch und Tier und die Verbesserung der aquatischen Umwelt, um einen langfristigen Schutz der Ressource Wasser zu erreichen. Gewährleistet wird diese Verbesserung durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitung, Emissionen und Verlusten von Schadstoffen. Hervorzuheben ist dabei, dass insbesondere Grundwasser sowie Quellwasser so reinzuhalten sind, dass sie als Trinkwasser verwendet werden können.

Für das Grundwasser gelten im speziellen Umweltziele, welche in §30c Abs. 1 definiert sind. Grundwasser ist derart zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, dass eine Verschlechterung des jeweiligen Zustandes verhindert und bis spätestens dem 22.12.2015 der gute Zustand erreicht wird. Der gute Zustand im Grundwasser ist dann erreicht, wenn sich der Grundwasserkörper zumindest in einem guten mengenmäßigen und einem guten chemischen Zustand befindet.

Dabei fällt dem Bundesminister für Land- Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft nach §30c Abs. 2 WRG die Aufgabe zu, mit Verordnungen den in Abs. 1 zu erreichenden Zustand zu erreichen sowie im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgebliche Kriterien zu bezeichnen. Er hat somit Schwellenwerte

für wassergefährdende Stoffe sowie Kriterien zur Ermittlung und Beurteilung der Messergebnisse festzulegen.

Dem jeweiligen Landeshauptmann fällt es zu, jene Grundwasserkörper abzugrenzen, bei denen ein festgelegter Schwellenwert dauerhaft überschritten wird und daraus geeignete Maßnahmen bei der Erlassung konkreter Maßnahmen zum Schutz des Grundwasserkörpers zu wählen.

Trinkwasserverordnung (TWV)

Die Trinkwasserverordnung regelt die Anforderungen, welche das Wasser für den menschlichen Gebrauch zu erfüllen hat. In ihr sind nach § 3 die Grenzwerte für relevante Inhaltsstoffe aufgeführt. Die Trinkwasserverordnung trat 2001 in Kraft und ersetzte unter anderem auch die bis dahin bestehende Trinkwasser-Nitratverordnung von 1996. In §3 Abs. 2 Anh. I ist darin der maximal erlaubte Wert für Nitrat auf 50 mg/l festgelegt.

Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW)

In der QZV Chemie GW werden Schwellenwerte für Schadstoffe sowie die Beurteilungskriterien für den guten chemischen Zustand des Grundwassers festgelegt. Hier fällt nach §10 Abs. 1f (BGBl II Nr 98_2010) dem Landeshauptmann die Aufgabe zu, bei Gefährdung von mehr als 30 % bzw. 50 % aller beobachteten Messstellen eines Grundwasserkörpers, ein Beobachtungs- bzw. Maßnahmenggebiet hinsichtlich des Schadstoffes zu bezeichnen. Die Überwachung der Grundwasserqualität findet im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) statt. Der mengenmäßige Zustand des Grundwassers wird durch die Wasserkreislaufferhebungsverordnung (WKEV) geregelt. Der Schwellenwert für Nitrat liegt bei 45 mg/l.

Landesebene

Landesgesetzblatt Nr. 39/2015 (LGBl. Nr. 39/2015)

Das Landesgesetzblatt wurde am 20. Mai 2015 vom Landeshauptmann der Steiermark erlassen und hat die Sicherung des Grundwassers im Grazer Feld, Leibnitzer Feld und im unteren Murtal zum Ziel. Diese Verordnung beruft sich auf den §30c Abs. 1 des WRG. Nach §1 (LGBl. Nr. 39/2015) werden die Grundwasserkörper in zwei Widmungsgebiete unterteilt. Gebiet 1 ist vorzugsweise der Trinkwassergewinnung gewidmet. Die in Widmungsgebiet 2 gekennzeichneten Zonen werden zusätzlich zu Schongebieten erklärt (Abbildung i-1). §4 Abs. 2 regelt nun die Anforderungen, welche zusätzlich zum jeweils geltenden „Aktionsprogramm

Nitrat“ einzuhalten sind. Diese Anforderungen sind den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung – Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft (6. Auflage)“ sowie in den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Garten- und Feldgemüsebau (3. Auflage) des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für die jeweils zutreffende Ertragslage zu entnehmen. Die jährlich zulässige Stickstoffdüngung in kg N/ha ist den oben genannten Richtlinien zu entnehmen und richtet sich nach Kulturart und spezifischen Standorteigenschaften wie der Ertragslage, Bodenschwere, Gründigkeit, dem Stickstoffnachlieferungspotenzial und den Wasserverhältnissen. Die Summe aller Zuschläge, abweichend von der Empfehlunggrundlage bei mittlerer Ertragslage darf 50 % nicht überschreiten. Des Weiteren ist eine Teilung von Stickstoffgaben ab 100 kg N/ha vorzunehmen. Zudem ist für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung im Widmungsgebiet 1 von jedem Betrieb ein Betriebsbuch zu führen, in denen weitreichende Daten zur Bewirtschaftungsform einschließlich Düngergaben und Zeitraum einzutragen sind. Dies hat den Zweck, die anthropogenen Einflüsse auf das Grundwasser im jeweiligem Gebiet festzuhalten und auszuwerten. Im Widmungsgebiet 2 fallen zusätzliche wasserrechtliche Bewilligungspflichten an, welche in Teilen eine intensive Tierhaltung im Freien sowie die Lagerung wassergefährdender Stoffe zum Gegenstand hat. Da diese gesetzlichen Bestimmungen jedoch als nicht ausreichend eingestuft wurden, versucht man in absehbarer ein neues Landesgesetz zu verabschieden, welches noch strengere Auflagen beinhalten soll.

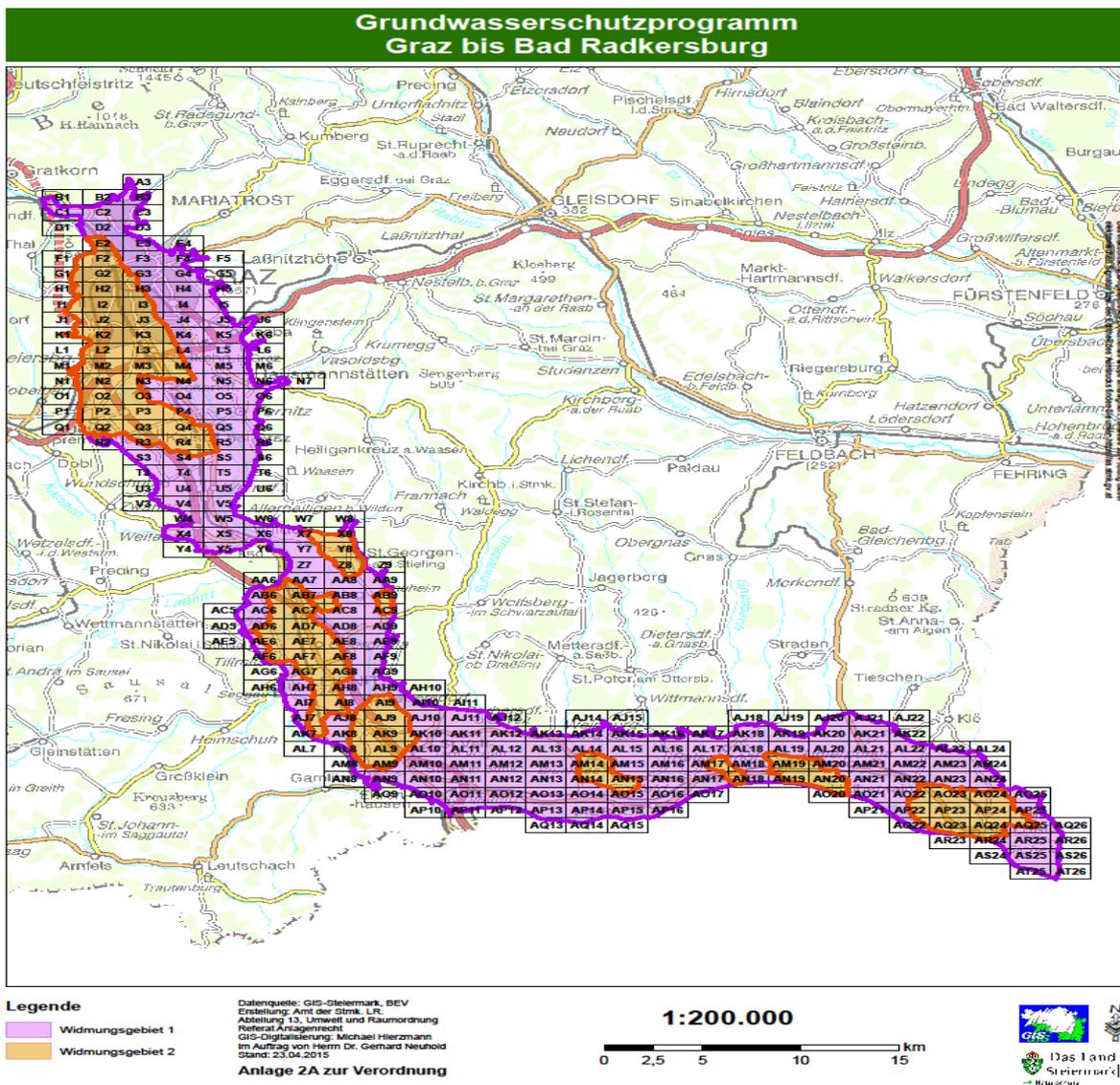


Abbildung i-1: Im LGBI. Nr. 39/2015 festgelegte Widmungsgebiete