

Teresa GARSTENAUER, BSc

**Bewertung von Verwertungspfaden für Stickstoff in
Abwasserstoffströmen und Anwendung der Ergebnisse
zur Beurteilung neuartiger Kläranlagenkonzepte**

**Evaluation of recycling paths for nitrogen in wastewater flows
and application of the results for the assessment of novel
wastewater treatment plant concepts**

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades

Master of Science (MSc)

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 HOFER, BSc

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Graz, April 2018

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 / Signature

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen Menschen danken, die mich auf meinem bisherigen Lebensweg und vor allem während des Studiums stets bestärkt, unterstützt und begleitet haben.

Mein besonderer Dank gilt den MitarbeiterInnen von AEE INTEC in Gleisdorf, allen voran meiner Betreuerin Dipl.-Ing.ⁱⁿ Judith Buchmaier, sowie Dipl.-Ing. Christoph Brunner, Leiter des Bereiches „Industrielle Prozesse und Energiesysteme“. Hervorheben möchte ich ebenfalls Dipl.-Ing. Wolfgang Glatzl und Christian Obenaus, welche mir in fachlichen Fragen immer weitergeholfen und gemeinsam mit mir am Decision Support Tool gearbeitet haben.

Ebenso möchte ich meinem Betreuer vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der Technischen Universität Graz Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Günter Gruber, sowie meinem mitbetreuenden Assistenten Dipl.-Ing. Thomas Hofer, BSc, meinen herzlichen Dank aussprechen für die fachliche und wissenschaftliche Unterstützung.

Mein weiterer Dank vor allem für den fachlichen Input geht an Dipl.-Ing. Dr.techn. Bernhard Mayr (EnviCare Engineering GmbH) und Dipl.-Ing. Dr.techn. Otto Nowak (Nowak Abwasser Beratung e.U.) als Projektpartner des Projektes „AR-HES-B“.

Danke sagen möchte ich auch meinen Freunden und Studienkollegen, besonders Anna Zeiser und Philipp Zenger. Sie standen mir während meines Studiums jederzeit in allen Belangen zur Seite.

Für das Korrekturlesen der Arbeit möchte ich meiner Mutter Veronika Garstenauer (Deutsch) und Beatrix Hirtenlehner (Englisch) an dieser Stelle meinen herzlichen Dank aussprechen.

Mein größter Dank geht an meine Eltern, Großeltern und Schwestern für ihre Unterstützung in jeder Art und Weise während meiner gesamten Ausbildungszeit. Sie haben mich immer wieder bestärkt, dass ich alles erreichen kann und sind mir mit Rat und Tat zur Seite gestanden.

Kurzfassung

Der für Pflanzen lebensnotwendige Nährstoff Stickstoff findet sich in vielen Bereichen der Umwelt wieder. Mithilfe des energieintensiven Haber-Bosch-Verfahrens werden große Mengen an Luftstickstoff als Ammoniak gebunden und weiter zu Düngemitteln verarbeitet. Auf der anderen Seite wird gebundener Stickstoff unter hohem Energieaufwand aus dem Abwasser wieder in Luftstickstoff umgewandelt. Unter dem Aspekt der Ressourcenschonung scheint es sinnvoll, den Stickstoff in einer verwertbaren Form rückzugewinnen. Das Projekt „AR-HES-B“ beschäftigt sich mit neuartigen Kläranlagenkonzepten der Zukunft, unter anderem sollen dabei Technologien zur Stickstoff-Rückgewinnung betrachtet und bewertet werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollten Abwasserstoffströme mit hohem Stickstoffanteil, Technologien zur Stickstoff-Rückgewinnung und Produkte auf Stickstoff-Basis recherchiert, beschrieben und bewertet werden. Die Ergebnisse sollten weiter im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“ verwertet und in ein Decision Support Tool zur Bewertung und Optimierung von Abwasserreinigungsanlagen integriert werden.

Für die Bewertung der Stoffströme und die technologische Bewertung der Verfahren zur Rückgewinnung wurden Bewertungskriterien erstellt. Die ökonomische Betrachtung erfolgte nach den Konzepten der dynamischen Kostenvergleichsrechnung. Bei der ökologischen Bewertung wurden Treibhausgas-Emissionen für Energieverbrauch und Betriebsmitteleinsatz berücksichtigt. Die Technologien wurden in das Decision Support Tool integriert, welches außerdem mit einer umfassenden ökonomischen und ökologischen Bewertungsmöglichkeit und einem Szenarienvergleich erweitert wurde.

Prozesswasser aus der Schlammbehandlung ist auf einer Abwasserreinigungsanlage am besten für die Anwendung von Verfahren zur Stickstoff-Rückgewinnung geeignet. Bei den Technologien sind die Verfahren Luftstrippung, Membrandestillation und MAP-Fällung bereits großtechnisch einsetzbar. Die Kosten dafür können jedoch derzeit noch für kein Verfahren durch die generierten Erlöse abgedeckt werden. Hinsichtlich der ökologischen Bewertung zeigte sich, dass der Einsatz von Chemikalien und die thermische Energie die größten Anteile an den Treibhausgas-Emissionen verursachen.

Bei einer umfassenden Betrachtung eines neuartigen Kläranlagenkonzeptes könnte die Stickstoff-Rückgewinnung gemeinsam mit einer erweiterten Vorklä rung zur Erhöhung des Biogasertrages Anwendung finden. In einer Case Study wurden die Auswirkungen auf die gesamte Abwasserreinigungsanlage dargestellt und diskutiert.

Technologisch betrachtet sind einige Verfahren schon ausgereift, aber auf Basis der aktuellen Nährstoffpreise noch nicht wirtschaftlich einsetzbar. Mit dem erweiterten Decision Support Tool kann eine umfassende Betrachtung und Bewertung der Auswirkungen von verschiedenen Verfahrenskonzepten auf die gesamte Abwasserreinigungsanlage durchgeführt werden. Bei einer Änderung der Rahmenbedingungen könnte die Stickstoff-Rückgewinnung bei der Entwicklung von neuartigen Kläranlagenkonzepten verstärkt Anwendung finden.

Schlüsselwörter

Stickstoff-Rückgewinnung, Kläranlage der Zukunft, Strippung, Luftstrippung, Membrandestillation, MAP-Fällung, kommunale Abwasserreinigungsanlage, Wirtschaftsdünger, Düngemittel, Projekt „AR-HES-B“, Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“, Decision Support Tool – DEST

Abstract

Title of the master thesis:

Evaluation of recycling paths for nitrogen in wastewater flows and application of the results for the assessment of novel wastewater treatment plant concepts

Nitrogen is an essential nutrient for plants and can also be found in many environmental spheres. The energy-intensive Haber-Bosch process is used to convert great amounts of atmospheric nitrogen into ammonia which is further used for the production of nitrogen fertilizers. On the other hand fixed nitrogen in wastewater is metabolized under considerable energy input into atmospheric nitrogen. Considering the aspect of conserving resources, it seems reasonable to recover nitrogen in an usable form without the detour via atmospheric nitrogen. The project "AR-HES-B" aims to develop new concepts for future wastewater treatment plants including technologies for nitrogen recovery.

In this thesis wastewater flows with high nitrogen content, technologies for nitrogen recovery and nitrogen-based products should be investigated, described and evaluated. The results should be incorporated in the project work of "AR-HES-B" and a Decision Support Tool for the assessment and optimization of wastewater treatment plants.

For the evaluation of the substance flows and the technological assessment of the processes for nitrogen recovery, evaluation criteria were developed. The economic analysis was based on dynamic cost comparison calculations and for the ecological evaluation greenhouse gas emissions caused by energy consumption and operating materials were taken into account. The technologies were incorporated in the Decision Support Tool, which was furthermore extended with a full economic and ecological evaluation and the possibility to compare different scenarios. The concept of nitrogen recovery is also included in a guideline for future wastewater treatment plants.

Sludge liquor from the sludge treatment on a wastewater treatment plant is most suitable for the application of technologies for nitrogen recovery. Stripping, membrane distillation and MAP-precipitation are ready for commercial implementation. The costs are not yet covered by the generated revenues for any of these technologies. The largest quantities of greenhouse gas emissions are caused by the use of chemicals and thermal energy.

Taking a broad view, technologies for nitrogen recovery could be implemented in combination with an extended primary treatment. The effects of nitrogen recovery on an entire wastewater treatment plant were demonstrated and discussed on the basis of an included case study.

Some processes are already technologically advanced, but cannot yet be used economically on the basis of current nutrient prices. With the extended Decision Support Tool, a comprehensive analysis and evaluation of the effects of new process concepts on the entire wastewater treatment plant can be carried out. If the framework conditions change, nitrogen recovery could be used in the development of new types of wastewater treatment concepts.

Keywords

Nitrogen recovery, wastewater treatment plant of the future, sludge liquor, evaluation, stripping, membrane distillation, MAP-precipitation, municipal wastewater treatment plant, biogas plant, manure, project "AR-HES-B", guideline "Future Wastewater Treatment Plant", Decision Support Tool – DEST

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Ausgangslage und Motivation	1
1.2	Zielsetzung	3
2	Grundlagen	4
2.1	Ressource Stickstoff	4
2.1.1	Formen des Stickstoffs	4
2.1.2	Stickstoff-Kreislauf	5
2.1.3	Stickstoff in der Landwirtschaft	9
2.1.4	Stickstoff als Schadstoff	11
2.2	Rechtliche Rahmenbedingungen	13
2.2.1	Wasserrecht	13
2.2.2	Düngemittelrecht	16
2.3	Projekt „AR-HES-B“	18
2.3.1	Zielsetzung	18
2.3.2	Stand der Umsetzung	19
2.3.3	Vorgehensweise	20
3	Methodik	21
3.1	Literaturrecherche	21
3.2	Bewertung der Stoffströme	21
3.3	Auswahl der Technologien	22
3.4	Bewertung der Datengrundlage	22
3.5	Bewertung der Technologien und Produkte	23
3.5.1	Technologische Bewertung	23
3.5.2	Ökonomische Bewertung	25
3.5.3	Ökologische Bewertung	27
3.6	Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“	28
3.6.1	Decision Support Tool – DEST	28
3.6.2	Einbindung in den Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“	30
3.7	Case Study	31

4	Ergebnisse der Literaturrecherche	32
4.1	Stoffströme mit relevantem Stickstoffanteil.....	32
4.1.1	Kommunale Abwasserreinigung	32
4.1.2	Wirtschaftsdünger	42
4.1.3	Anaerobanlagen.....	45
4.2	Technologien zur Rückgewinnung von Stickstoff	52
4.2.1	Strippung	52
4.2.2	Membrandestillation.....	59
4.2.3	MAP-Fällung	66
4.2.4	Ionenaustauscher	72
4.2.5	Technologiekombinationen	79
4.3	Verwertung von Stickstoff	84
4.3.1	Mineralische Stickstoff-Dünger	84
4.3.2	Ammoniakwasser.....	92
5	Bewertung	95
5.1	Bewertung der Stoffströme.....	95
5.2	Bewertung der Technologien und Produkte	97
5.2.1	Referenz-ARA.....	97
5.2.2	Technologische Bewertung.....	98
5.2.3	Ökonomische Bewertung.....	100
5.2.4	Ökologische Bewertung	114
6	Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“	116
6.1	Decision Support Tool – DEST.....	116
6.1.1	Aufbau des Tools	116
6.1.2	Integration von neuartigen Technologien.....	125
6.1.3	Ökonomische Bewertung – DEST	127
6.1.4	Ökologische Bewertung – DEST.....	130
6.1.5	Verwendung des Tools	131
6.2	Einbindung in den Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“.....	134
6.2.1	Szenario A: Biogasmaximierung – Neue Technologien und neue Sichtweise.....	134

6.2.2	Szenario B: Biogasverkauf – Wärmepumpe im Abwasser.....	136
6.2.3	Szenario C: Power To Gas.....	137
7	Case Study.....	138
7.1.1	Szenario 1 – Status Quo	138
7.1.2	Szenario 2 – N-Rückgewinnung	141
7.1.3	Szenarienvergleich	143
8	Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick	145
	Literaturverzeichnis	155
	Anhang.....	i
	Anhang A – Stickstofffixierung.....	ii
	Anhang B – Methodik der technologischen Bewertung	iii
	Anhang C – Betriebsdaten für die N-Rückgewinnung	v
	Anhang D – Technologische Bewertung.....	ix
	Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung	xv
	Anhang F – Daten für die ökologische Bewertung	xli

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Dissoziationsgleichgewicht $\text{NH}_4 - \text{NH}_3$	4
Abbildung 2-2:	Der globale Stickstoff-Kreislauf, alle Stoffstromflüsse in Millionen Tonnen N pro Jahr, Daten aus Schlesinger & Bernhardt (2013)	6
Abbildung 2-3:	Natürliche und anthropogene Stickstofffixierung im Vergleich (die verwendeten Werte und die dazugehörigen Quellen sind in der Tabelle A-1 aufgelistet).....	7
Abbildung 2-4:	Ammoniak-Produktion weltweit im Zeitverlauf; Quellen: U.S. Geological Survey (2015), FAO (2016), IFA (2017).....	8
Abbildung 2-5:	Stickstoffumsetzung im Boden (Wendland et al., 2014)	10
Abbildung 4-1:	Typisches Fließschema einer mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage (Gujer, 2007)	34
Abbildung 4-2:	Eingesetzte Schlammstabilisierungsarten kommunaler ARAs mit einer Ausbaugröße > 50 EW_{60} (ÖWAV, 2015).....	37
Abbildung 4-3:	Ausgewählte Konzepte des Prozesswassermanagements (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004)	41
Abbildung 4-4:	Biogasanlagen in Österreich, Daten aus E-Control Austria (2017)	46
Abbildung 4-5:	Zulässige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert und unterschiedlichen Temperaturen im Reaktor; Quelle: Kroiss (1986) in Rosenwinkel et al. (2015).....	47
Abbildung 4-6:	Verhältnis $Q_{\text{gasförmig}}/Q_{\text{flüssig}}$ bei der Ammoniak-Strippung.....	53
Abbildung 4-7:	Prozessskizze einer Luftstrippung	54
Abbildung 4-8:	Prinzip der Membrandestillation (Platzer et al., 2016)	59
Abbildung 4-9:	Prozessskizze einer Membrandestillation.....	60
Abbildung 4-10:	Membrankonfigurationen DCMD und AGMD; eigene Darstellung nach El-Bourawi et al. (2006)	62
Abbildung 4-11:	Prozessskizze einer MAP-Fällung	67
Abbildung 4-12:	Beladungskurve eines Ionenaustauschers (Ender, 2015)	73
Abbildung 4-13:	Verfahrensschema BioEcoSim; eigene Darstellung nach BioEcoSIM (2012)	81
Abbildung 4-14:	Verfahrensschema ManureEcoMine; eigene Darstellung nach ManureEcoMine (2017)	82
Abbildung 4-15:	Verfahrensschemata Strippung, (Verdampfung), Umkehrosiose; eigene Darstellung nach Tampio et al. (2016)	84
Abbildung 4-16:	Anteile einzelner Düngemittelformen am weltweiten Stickstoffdüngerverbrauch; eigene Darstellung, Daten aus Bertau et al. (2013).....	86

Abbildung 4-17: Entwicklung des Preisindex für Düngemittel; eigene Darstellung, Daten aus STATISTIK AUSTRIA (2017).....	87
Abbildung 4-18: MAP-Dünger „Crystal Green“ (Egle et al., 2014d).....	90
Abbildung 4-19: MAP-Dünger „Berliner Pflanze“ (Egle et al., 2014b).....	92
Abbildung 5-1: Investitionskosten der Luftstrippung.....	103
Abbildung 5-2: JK der Luftstrippung bezogen auf die Stickstoffentfernung .	103
Abbildung 5-3: JK der Luftstrippung bezogen auf die Durchsatzmenge.....	103
Abbildung 5-4: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten bei der Luftstrippung	104
Abbildung 5-5: Aufteilung der gesamten Jahreskosten der Luftstrippung ...	105
Abbildung 5-6: Investitionskosten der Membrandestillation	106
Abbildung 5-7: JK der Membrandestillation bezogen auf die Stickstoffentfernung	106
Abbildung 5-8: JK der Membrandestillation bezogen auf die Durchsatzmenge	106
Abbildung 5-9: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten bei der Membrandestillation	107
Abbildung 5-10: Aufteilung der gesamten Jahreskosten der Membrandestillation	108
Abbildung 5-11: Investitionskosten der MAP-Fällung.....	109
Abbildung 5-12: JK der MAP-Fällung bezogen auf die Phosphorentfernung	109
Abbildung 5-13: JK der MAP-Fällung bezogen auf die Stickstoffentfernung .	109
Abbildung 5-14: JK der MAP-Fällung bezogen auf die Durchsatzmenge.....	110
Abbildung 5-15: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten des PRISA Verfahrens.....	111
Abbildung 5-16: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten des PEARL® Verfahrens.....	111
Abbildung 5-17: Aufteilung der gesamten Jahreskosten des PRISA Verfahrens.....	112
Abbildung 5-18: Aufteilung der gesamten Jahreskosten des PEARL® Verfahrens.....	112
Abbildung 5-19: Vergleich der laufenden Kosten zwischen den einzelnen Verfahren	113
Abbildung 5-20: Mögliche Abdeckung der laufenden Kosten	114
Abbildung 5-21: THG-Emissionen für Betriebsmittel- & Energieverbrauch ...	115
Abbildung 6-1: DEST – Startseite und Sheets	118
Abbildung 6-2: DEST – Eingabe der Zulaufwerte.....	119
Abbildung 6-3: DEST –Auswahl der Technologien	120
Abbildung 6-4: DEST – Fehlermeldungen.....	120
Abbildung 6-5: DEST – Zusätzliche Fragen	121
Abbildung 6-6: DEST – Netze	122
Abbildung 6-7: DEST – Cluster-Bilanzen	122
Abbildung 6-8: DEST – Auswertung.....	123

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 6-9:	DEST – Auswertung, CSB-Bilanz.....	123
Abbildung 6-10:	DEST – Popup-Feld für die Berechnung und Aktivierung des Szenariomanagers	124
Abbildung 6-11:	DEST – Szenariomanager.....	124
Abbildung 6-12:	DEST – Szenarienvergleich.....	125
Abbildung 6-13:	DEST – N-Bilanz in der Auswertung.....	126
Abbildung 6-14:	DEST – Schema der ökonomischen Bewertung.....	128
Abbildung 6-15:	DEST – Übersicht über die ökonomische Bewertung.....	129
Abbildung 6-16:	DEST – Auswertung der ökonomischen Bewertung.....	129
Abbildung 6-17:	DEST – Schema der ökologischen Bewertung.....	130
Abbildung 6-18:	DEST – Auswertung der ökologischen Bewertung.....	131
Abbildung 6-19:	DEST – N ₂ O-Emissionen.....	131
Abbildung 6-20:	Planungsleitfaden – Nomogramm N-Rückgewinnung und erweiterte Vorklärung	135
Abbildung 7-1:	Case Study – Szenario 1: N-Bilanz	140
Abbildung 7-2:	Case Study – Szenario 1: Energiebedarf und -versorgung .	141
Abbildung 7-3:	Case Study – Szenario 1: N-Entfernung und Rückbelastung.....	141
Abbildung 7-5	Case Study – Szenario 2: N-Entfernung und Rückbelastung.....	142
Abbildung 7-4:	Case Study – Szenario 2: N-Bilanz	142
Abbildung 7-6:	Case Study – Szenario 2: Mögliche Erlöse aus der N-Wertstoffrückgewinnung.....	142
Abbildung 7-7:	Case Study – Szenarienvergleich 1 und 2: Stickstoff	143
Abbildung 7-8:	Case Study – Szenarienvergleich 1 und 2: Energie	143

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Größenklassen gemäß BGBl. Nr. 210/1996 (1996)	14
Tabelle 2-2:	Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade von Abwasserreinigungsanlagen	15
Tabelle 3-1:	Bewertung der Datengrundlage – Qualität der Informationen	22
Tabelle 3-2:	Bewertung der Datengrundlage – Quantität der Informationen	23
Tabelle 4-1:	Grundbelastungen des Abwassers, Daten aus Kainz et al. (2002).....	33
Tabelle 4-2:	Zulauf- und Abauffrachten für kommunale Abwasserreinigungsanlagen >50 EW ₆₀ in Österreich im Jahr 2014, Daten aus BMLFUW (2016a).....	34
Tabelle 4-3:	Herkunft und Bezeichnungen von Schlämmen in der kommunale ARA, nach Rosenwinkel et al. (2015) und Gujer (2007).....	36
Tabelle 4-4:	Inhaltsstoffe in verschiedenen Schlämmen der kommunalen ARA mit Phosphorelimination (Gujer, 2007)	36
Tabelle 4-5:	Abgetrennte Wässer in der Schlammbehandlung und ihre Bezeichnungen, nach DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2000); Rosenwinkel et al. (2015).....	39
Tabelle 4-6:	Inhaltsstoffe in Prozesswässer der Schlammbehandlung (Rosenwinkel et al., 2015).....	40
Tabelle 4-7:	Wirtschaftsdüngerarten (BMLFUW, 2017b)	42
Tabelle 4-8:	Anfallende Güllemengen und zugehörige Nährstoffmengen nach Tierarten, Daten aus BMLFUW (2017b).....	43
Tabelle 4-9:	Anfallende Jauchemengen und zugehörige Nährstoffmengen nach Tierarten, Daten aus BMLFUW (2017b).....	43
Tabelle 4-10:	Anteile an NH ₄ -N und org. geb. N in Wirtschaftsdünger (BMLFUW, 2017b)	44
Tabelle 4-11:	Jährliche Stickstoff-Mengen aus Wirtschaftsdünger.....	45
Tabelle 4-12:	Substrate in Biogasanlagen; Quelle: Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (2007)	46
Tabelle 4-13:	Stoffdaten von Gärresten landwirtschaftlicher Vergärungsanlagen mit unterschiedlichen Substraten, Daten aus LTZ (2008).....	48
Tabelle 4-14:	Abwässer aus Schlachtbetrieben: spezifischer Abwasseranfall und Konzentrationen, Daten aus Entwurf DWA-M 767 (2017)	50
Tabelle 4-15:	Abwässer aus der Stärkeherstellung: spezifischer Abwasseranfall und Konzentrationen, Daten aus ATV- DVWK-M 776 (2002).....	51

Tabelle 4-16:	Rohstoffverbrauch für die Stärkeproduktion in Österreich, Deutschland und Europa	51
Tabelle 4-17:	Abwasser- und Stickstoffmengen aus der Stärkeproduktion .	52
Tabelle 4-18:	Anwendungsbeispiele für die Luftstrippung	55
Tabelle 4-19:	Betriebsparameter bei der Luftstrippung (vgl. Anhang C.1)...	57
Tabelle 4-20:	Input und Output bei der Luftstrippung (vgl. Anhang C.1; die angegebenen Mengen beziehen sich auf kg N-rückgewonnen oder m ³ behandeltem Prozesswasser).....	57
Tabelle 4-21:	Anwendungsbeispiele für die Membrandestillation.....	63
Tabelle 4-22:	Betriebsparameter bei der Membrandestillation (vgl. Anhang C.2).....	64
Tabelle 4-23:	Input und Output bei der Membrandestillation (vgl. Anhang C.2; die angegebenen Mengen beziehen sich auf kg N-rückgewonnen oder m ³ behandeltem Prozesswasser).....	65
Tabelle 4-24:	Technologien MAP-Fällung	69
Tabelle 4-25:	Anwendungsbeispiele für die MAP-Fällung	70
Tabelle 4-26:	Betriebsparameter bei der MAP-Fällung (vgl. Anhang C.3)...	71
Tabelle 4-27:	Input und Output bei der MAP-Fällung beim PEARL® Verfahren (vgl. Anhang C.3; die angegebenen Mengen beziehen sich auf kg N-rückgewonnen oder m ³ behandeltem Prozesswasser	71
Tabelle 4-28:	Größe und Flächenbedarf von PEARL®-Reaktoren (Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc., 2017).....	71
Tabelle 4-29:	Ionenaustauscher – Austauschkapazitäten	74
Tabelle 4-30:	Anwendungsbeispiele für den Ionenaustauscher	76
Tabelle 4-31:	Übersicht über mögliche Technologiekombinationen	79
Tabelle 4-32:	Formen von Stickstoff-Dünger, (Wendland et al., 2014; LK Nordrhein-Westfalen, 2015).....	85
Tabelle 4-33:	Preise für ausgewählte Düngemittel, Oktober 2017, exkl. USt, ab Handelslager, Daten aus Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH (2017)	87
Tabelle 4-34:	Bestandteile MAP-Dünger „Crystal Green®“ (Ostara Nutrient Recovery Technologies, Inc., 2017)	90
Tabelle 4-35:	Erlöse für den MAP-Dünger „Crystal Green®“	91
Tabelle 4-36:	Bestandteile MAP-Dünger „Berliner Pflanze“ (Berliner Wasserbetriebe, 2013)	91
Tabelle 4-37:	Erlöse für den MAP-Dünger „Berliner Pflanze“	92
Tabelle 5-1:	Übersicht über die Stoffströme mit relevantem Stickstoffanteil	96
Tabelle 5-2:	Parameter der Referenz-ARA mit 100.000 EW ₆₀	97
Tabelle 5-3:	Mögliche Erlöse – Wert der gewonnenen Produkte.....	100
Tabelle 5-4:	Mögliche Erlöse – Einsparungen bei der Belüftung	100
Tabelle 5-5:	Mögliche Erlöse – Einsparungen beim Fällungsmittelbedarf	101

Tabelle 5-6:	Mögliche Erlöse – Einsparungen durch Emissions- Reduktionen	101
Tabelle 5-7:	Möglich Erlöse durch die Herstellung einer Ammoniumsulfat- Lösung	101
Tabelle 5-8:	Mögliche Erlöse durch die Herstellung von Magnesium- Ammonium-Phosphat.....	102
Tabelle 5-9:	Investitionskosten der Luftstrippung	102
Tabelle 5-10:	Laufende Kosten der Luftstrippung	104
Tabelle 5-11:	Investitionskosten der Membrandestillation	105
Tabelle 5-12:	Laufende Kosten der Membrandestillation	107
Tabelle 5-13:	Investitionskosten der MAP-Fällung	108
Tabelle 5-14:	Laufende Kosten des PRISA-Verfahrens	110
Tabelle 5-15:	Laufende Kosten des PEARL®-Verfahrens	110
Tabelle 5-16:	THG-Emissionen in CO ₂ -Äquivalente	114
Tabelle 6-1:	Technologien DEST	117
Tabelle 7-1:	Case Study – Eingabe der Zulaufdaten	138
Tabelle 7-2:	Case Study – Zusätzliche Fragen	139
Tabelle 7-3:	Case Study – Status Quo: Schlammengen DEST und Praxis	140

Abkürzungsverzeichnis

AAEV	Allgemeine Abwasseremissionsverordnung
ARA	Abwasserreinigungsanlage
AR-HES-B	Projekt „Abwasserreinigung zur hybriden Energiespeicherung, Energiebereitstellung und Wertstoffgewinnung“
ASL	Ammoniumsulfatlösung
BB	Belebungsbecken
BGA	Biogasanlage
BNF	Biologische Stickstoff-Fixierung
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CaCN ₂	Kalkstickstoff
CO(NH ₂) ₂	Harnstoff
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -e	CO ₂ -Äquivalente
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DEST	Decision Support Tool
DGL	Datengrundlage
DMG 1994	Düngemittelgesetz 1994
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
ED	Elektrodialyse
EW ₆₀	Einwohnerwert (60 g BSB ₅ /(EW x d))
FAO	Food and Agriculture Organization of the UN
GHPI	Großhandelspreisindex
GW	Grundwasser
IA	Ionenaustauscher
KVR	Kostenvergleichsrechnung
KW	Klärwerk
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat
MD	Membrandestillation
MÜSE	Maschinelle Überschussschlamm-Entwässerung
N	Stickstoff
N ₂	Elementarer Stickstoff
N ₂ O	Distickstoffmonoxid, Lachgas
N _{ges}	Gesamt gebundener Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₄ ⁺ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit-Stickstoff

NO ₃ ⁻	Nitrat
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat-Stickstoff
NO _x	Stickstoffoxide
O ₃	Ozon
Org. N	Organisch gebundener Stickstoff
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
P _{ges}	Gesamt gebundener Phosphor
PI	Preisindex
QZV Chemie GW	Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser
QZV Chemie OG	Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer
THG	Treibhausgas
TKN	Totaler Kjeldahlstickstoff
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (Total organic carbon)
TS	Trockensubstanz
TWV	Trinkwasserverordnung
UASB-Reaktor	Upflow Anaerobic Sludge Blanket-Reaktor
VBA	Visual Basic for Applications
WRG 1959	Wasserrechtsgesetz 1959
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage und Motivation

Stickstoff ist ein lebensnotwendiger Nährstoff für das Wachstum und die Vermehrung von Pflanzen. Er ist in Chlorophyll enthalten und bildet auch die Grundlage für pflanzeneigene Proteine. Pflanzen können Stickstoff in Form von Ammonium (NH_4^+) oder Nitrat (NO_3^-) aufnehmen. Sie leben daher oft in Symbiose mit Mikroorganismen, welche elementaren Stickstoff (N_2) aus der Luft durch die biologische Stickstoff-Fixierung als Ammonium verfügbar machen können. (IFA, 2007)

Bis Mitte des 19. Jahrhunderts konnte die Ernährung der Menschen durch die Zufuhr von Stickstoff in den Boden durch biologische Stickstoff-Fixierung (BNF), Wirtschaftsdünger und Fruchtfolge gesichert werden. Zur Jahrhundertwende wurde erkennbar, dass die wachsende Weltbevölkerung immer mehr Druck auf die Lebensmittel-Produktion ausübte. Anfang des 20. Jahrhunderts entwickelten Fritz Haber und Carl Bosch das Haber-Bosch-Verfahren, welches die Ammoniak-synthese aus Luftstickstoff und Wasserstoff ermöglicht. In der Folge dessen, stieg die industrielle Produktion von Ammoniak (NH_3) und den daraus hergestellten synthetischen Düngemitteln kontinuierlich an (IFA, 2007; UNEP & WHRC, 2007). Laut Stewart & Roberts (2012) sind bereits 40 – 60 % des Ernteertrages künstlich hergestellten Düngemitteln zuzuschreiben.

2015 betrug die Produktion von Ammoniak weltweit 154 Mio. Tonnen. Bis 2019 wird sie voraussichtlich auf bis zu 171 Mio. Tonnen ansteigen, was einem jährlichen Zuwachs von 2,9 % entsprechen würde (FAO, 2016). Die Produktion von Ammoniak durch die Haber-Bosch-Synthese ist jedoch sehr energieintensiv. Sie benötigt mehr als 1 % des weltweiten Energieverbrauches und verursacht mehr als 300 Mio. Tonnen an CO_2 Emissionen pro Jahr. (Tanabe & Nishibayashi, 2013; Cherkasov et al., 2015)

Stickstoff kommt in vielen Bereichen der Umwelt – Luft, Boden, Wasser und Biomasse – vor, wo er aber auch in bestimmten Formen Probleme verursachen kann. Von den in der Landwirtschaft ausgebrachten stickstoffbasierten Düngemitteln werden Teile als Nitrat in das Grundwasser (GW) ausgewaschen. Die Verwendung von kontaminiertem Grundwasser als Trinkwasser kann beim Menschen zu gesundheitlichen Problemen führen (WHO, 2011). Stickstoff in Oberflächengewässern, eingetragen durch Abwasser aus Haushalten oder auch aus der Landwirtschaft, wirkt fischgiftig und kann auch zur Eutrophierung von Gewässern beitragen. Daher ist es von großer Bedeutung, Stickstoff aus dem Abwasser effizient und annähernd vollständig zu entfernen. (Randall & Tsui, 2002; DWA Leit-faden Nr. 2-14, 2011)

Stickstoff gelangt aber auch über verschiedene Wege, wie zum Beispiel die Lebensmittelindustrie, über landwirtschaftliche Abfälle oder Bioabfälle aus den Haushalten, in Biogasanlagen (BGA) zum anaeroben Abbau. Dort wird der meist organisch gebundene Wertstoff umgebaut und zu einem großen Teil in Form von Ammonium über Prozesswasser wieder aus der Anlage ausgetragen und weiter in eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) geleitet. (Rosenwinkel et al., 2015)

Im Ablauf der ARA sind gesetzlich vorgegebene Grenzwerte einzuhalten. In Österreich ist für kommunale Abwasserreinigungsanlagen die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser, BGBl. Nr. 210/1996, 1996) zu beachten.

Mikrobiologische Prozesse werden in der biologischen Reinigungsstufe im Belebungsbecken (BB) genutzt, um Ammonium in Nitrat und weiter in elementarem Stickstoff umzuwandeln, welcher wieder an die Luft abgegeben wird (Gujer, 2007). In Österreich konnte 2016 für Gesamt-Stickstoff eine Reinigungsleistung von 82 % in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW₆₀ erzielt werden (BMLFUW, 2016a). Der Ausdruck „EW₆₀“ bezeichnet eine Schmutzfracht des ungereinigten Abwassers von 60 g BSB₅ pro Einwohnerwert und Tag (BGBl. Nr. 210/1996, 1996).

Für die biologische Reinigung im Belebungsbecken einer konventionellen ARA wird die Zufuhr von Sauerstoff (O₂) benötigt. Dies ist jedoch sehr energieaufwendig und verursacht je nach Anlagengröße und Prozessführung 50 – 80 % des gesamten Strombedarfs einer ARA. Die Abwasserreinigung allgemein ist der größte kommunale Energieverbraucher mit einem Anteil von 20 %. (Fricke, 2009)

Stickstoff wird nach dem Stand der Technik unter Zufuhr von Sauerstoff mit hohem Energieaufwand aus dem Abwasser entfernt und an die Atmosphäre abgegeben. Andererseits wird Ammoniak aus Luftstickstoff und Wasserstoff im energieintensiven Haber-Bosch-Verfahren synthetisiert. Unter dem Aspekt der Ressourcenschonung erscheinen eine Rückgewinnung von Stickstoff aus dem Abwasser und die direkte, anschließende Nutzung sinnvoll.

Das Projekt „AR-HES-B“ verfolgt das übergeordnete Ziel, technologische Änderungen der kommunalen Abwasserreinigung zu entwickeln, um eine Transformation der kommunalen ARA vom hohen Energieverbraucher hin zum hybriden Energieerzeuger, Energiespeicher und Wertstoffbereitsteller zu erreichen.

Im Rahmen des Projektes sollten auch alternative Technologien zur biologischen Stickstoff-Entfernung in der Abwasserreinigungsanlage mit der Möglichkeit der Weiterverwertung des abgetrennten Wertstoffes in Form einer Masterarbeit dargestellt werden. Dabei wurden auch Anwendungen der Technologien in anderen Bereichen erarbeitet.

1.2 Zielsetzung

In der vorliegenden Masterarbeit sollte, bezugnehmend auf die oben dargestellte Ausgangslage, folgende Forschungsfrage beantwortet werden:

Welche Verwertungspfade für Stickstoff in Abwasserstoffströmen sind technologisch, ökonomisch und ökologisch effizient einsetzbar?

Dafür wurden folgende Teilziele bearbeitet:

- Erfassung und Beschreibung von Abwasserstoffströmen mit relevantem Stickstoffanteil
- Erfassung und Beschreibung der verfügbaren und sich in Entwicklung befindenden Technologien und Technologiekombinationen zur Stickstoff-Rückgewinnung
- Beschreibung von Verwertungsmöglichkeiten der Ressource Stickstoff
- Qualitative und quantitative Bewertung der erfassten Stoffströme
- Technologische, ökonomische und ökologische Bewertung der Verwertungspfade
- Verwertung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“ durch die Erweiterung des Decision Support Tools und die Einbindung in den Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“
- Darstellung der Auswirkungen einer Stickstoff-Rückgewinnung auf die gesamte Abwasserreinigungsanlage in Form einer Case Study

2 Grundlagen

2.1 Ressource Stickstoff

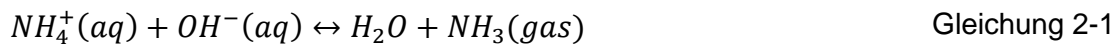
2.1.1 Formen des Stickstoffs

Die Formen von Stickstoff können in nicht-reaktive Verbindungen – elementarer Stickstoff (N₂) – und in reaktive Verbindungen unterteilt werden. Bei den reaktiven Verbindungen unterscheidet man anorganisch reduzierte Formen (Ammonium (NH₄⁺) und Ammoniak (NH₃)), anorganisch oxidierte Formen (Stickstoffoxide (NO_x), Distickstoffmonoxid (N₂O) und Nitrat (NO₃⁻)) und organische Formen (Harnstoff, Amine, Proteine, Nukleinsäuren). (Galloway et al., 2003)

Ammonium (NH₄⁺) und Ammoniak (NH₃)

Bei der chemischen Analyse von Wasser wird Ammonium-Stickstoff (NH₄⁺-N) als Summe der beiden Einzelstoffe Ammonium (NH₄⁺) und Ammoniak (NH₃) erfasst.

Ammoniak (NH₃) ist in Wasser gut löslich und bildet mit Ammonium (NH₄⁺) ein Dissoziationsgleichgewicht nach folgender Gleichung (Rautenbach et al., 1995).



Das Gleichgewicht ist gemäß Gleichung 2-2 abhängig von Temperatur und pH-Wert. Die Abhängigkeit ist in Abbildung 2-1 dargestellt. (Rautenbach et al., 1995)

$$NH_3 - N = NH_4^+ - N \times \frac{10^{pH}}{e^{(6344/(273+T))} + 10^{pH}} \quad \text{Gleichung 2-2}$$

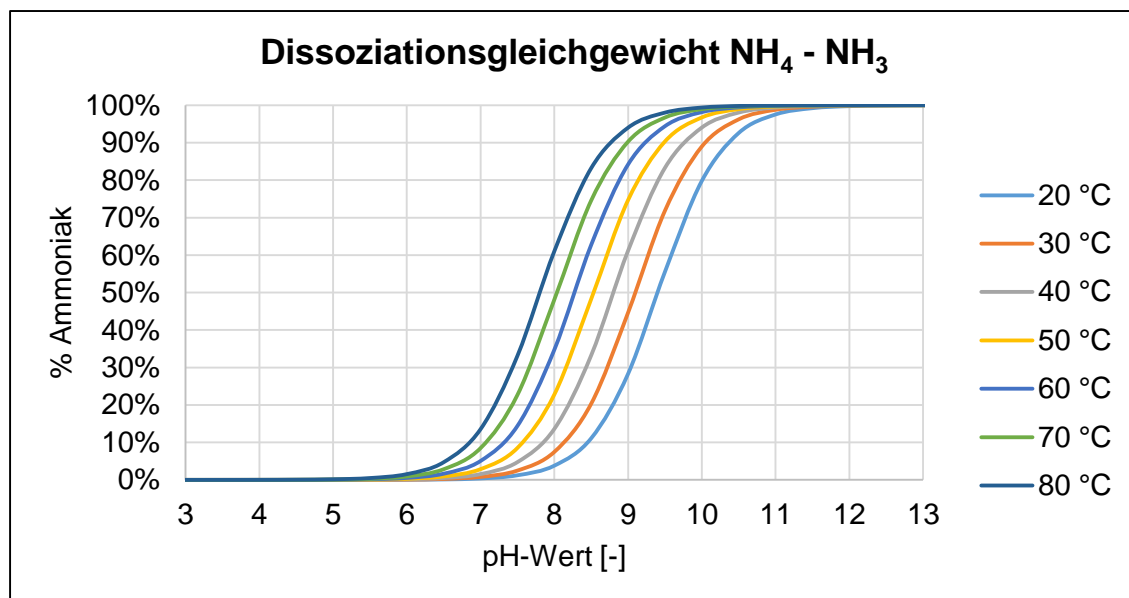


Abbildung 2-1: Dissoziationsgleichgewicht NH₄ - NH₃

Bei einer Temperatur von 70 °C und einem pH-Wert von 10 befindet sich das Dissoziationsgleichgewicht auf der Seite des gasförmigen Ammoniaks. Beträgt die Temperatur des Stoffstromes 20 °C, ist ein pH-Wert von 11 notwendig, um das Gleichgewicht vollständig auf die Seite des Ammoniaks zu schieben. (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004)

Kjeldahlstickstoff (TKN)

Der Summenparameter Totaler Kjeldahlstickstoff (TKN) umfasst den Stickstoff, der in organischen Verbindungen gebunden ist (org. N) und den Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). Organisch gebundener Stickstoff kommt hauptsächlich in Proteinen und als Harnstoff vor. Beim biologischen Abbau wird der Stickstoff größtenteils als Ammonium freigesetzt. (Gujer, 2007)

Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-)

Nitrit (NO_2^-) ist ein Zwischenprodukt der Nitrifikation (vgl. Kapitel 4.1.1.1) und ist fischgiftig (vgl. Kapitel 2.1.4.3), es kommt jedoch nur in Ausnahmefällen in hohen Konzentrationen vor. Die Konzentration wird als mg NO_2^- -N/L angegeben. (Gujer, 2007)

Die am stärksten oxidierte Form von Stickstoff ist Nitrat (NO_3^-). Es ist das Endprodukt der Nitrifikation (vgl. Kapitel 4.1.1.1) und in größeren Konzentrationen im Trinkwasser unerwünscht (Grenzwert in der Trinkwasserverordnung beträgt 50 mg/L), da es zu gesundheitlichen Problemen beim Menschen führen kann (vgl. Kapitel 2.1.4.2). Die Konzentration wird als mg NO_3^- -N/L angegeben. (Gujer, 2007)

Gesamt gebundener Stickstoff (N_{ges})

Gesamt gebundener Stickstoff (N_{ges}) berechnet sich aus den Einzelparametern Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), organisch gebundenen Stickstoff (org. N), Nitrit-Stickstoff (NO_2^- -N) und Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N). (BGBl. Nr. 210/1996, 1996)

Elementarer Stickstoff (N_2)

Stickstoff in Form von N_2 ist mit einem Volumenanteil von 78,09 % der Hauptbestandteil in der Luft. Die zwei Stickstoff-Atome werden durch eine kovalente Dreifachbindung zusammengehalten, daher ist das Gas sehr reaktionsträge (Latscha & Kazmaier, 2016). Das Endprodukt der Denitrifikation (vgl. Kapitel 4.1.1.1) ist elementarer Stickstoff (Gujer, 2007).

2.1.2 Stickstoff-Kreislauf

Abbildung 2-2 gibt einen Überblick über den globalen Stickstoff-Kreislauf und die Zusammenhänge zwischen Atmosphäre, terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Wobei die Atmosphäre mit $3,9 \times 10^9$ Mio. Tonnen N als größter Speicher fungiert. Der elementare Stickstoff aus der Atmosphäre ist jedoch aufgrund der starken Dreifachbindung für die meisten Organismen nicht verfügbar. Er

muss zuerst über verschiedene Wege der Stickstoff-Fixierung in reaktiven Stickstoff übergeführt werden. (Schlesinger & Bernhardt, 2013)

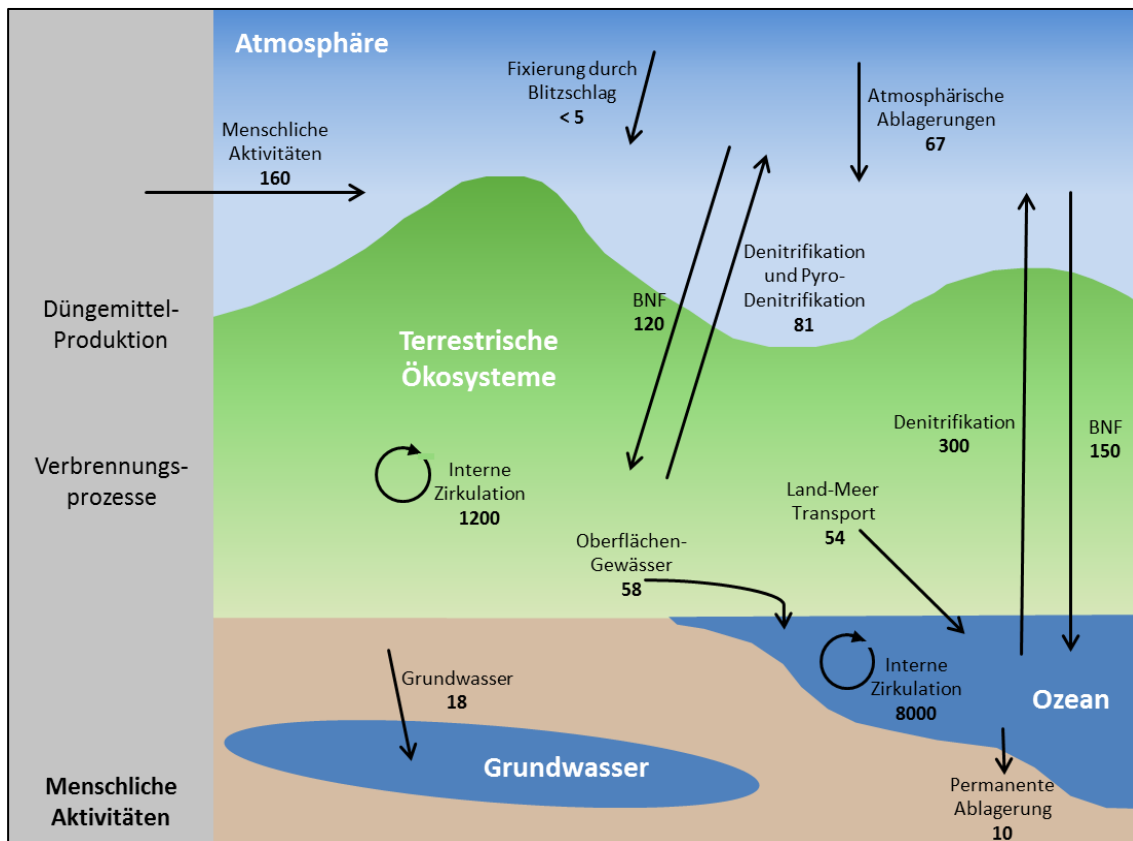


Abbildung 2-2: Der globale Stickstoff-Kreislauf, alle Stoffstromflüsse in Millionen Tonnen N pro Jahr, Daten aus Schlesinger & Bernhardt (2013)

Die Menschen haben einen großen Einfluss auf den gesamten Stickstoff-Kreislauf, wobei die Ammoniak-Erzeugung in der Haber-Bosch Synthese als die größte Ursache der anthropogenen Intensivierung des Kreislaufs angesehen werden kann. Das menschliche Eingreifen trägt bis zur Hälfte des gesamten Durchsatzes an reaktivem Stickstoff im Kreislauf bei. (Smil, 2001)

Abbildung 2-3 zeigt die jährlichen Mengen an natürlicher und anthropogener Stickstoff-Fixierung. Die Mengenangaben und zugehörigen Quellen sind in Tabelle A-1 (Anhang A) aufgelistet. Deutlich ist zu erkennen, dass die Menge an anthropogen fixiertem Stickstoff im Jahr 2014 schon in etwa gleich hoch war wie die Menge an natürlich fixiertem Stickstoff und auch in den Folgejahren noch eine Steigerung zu erwarten ist.

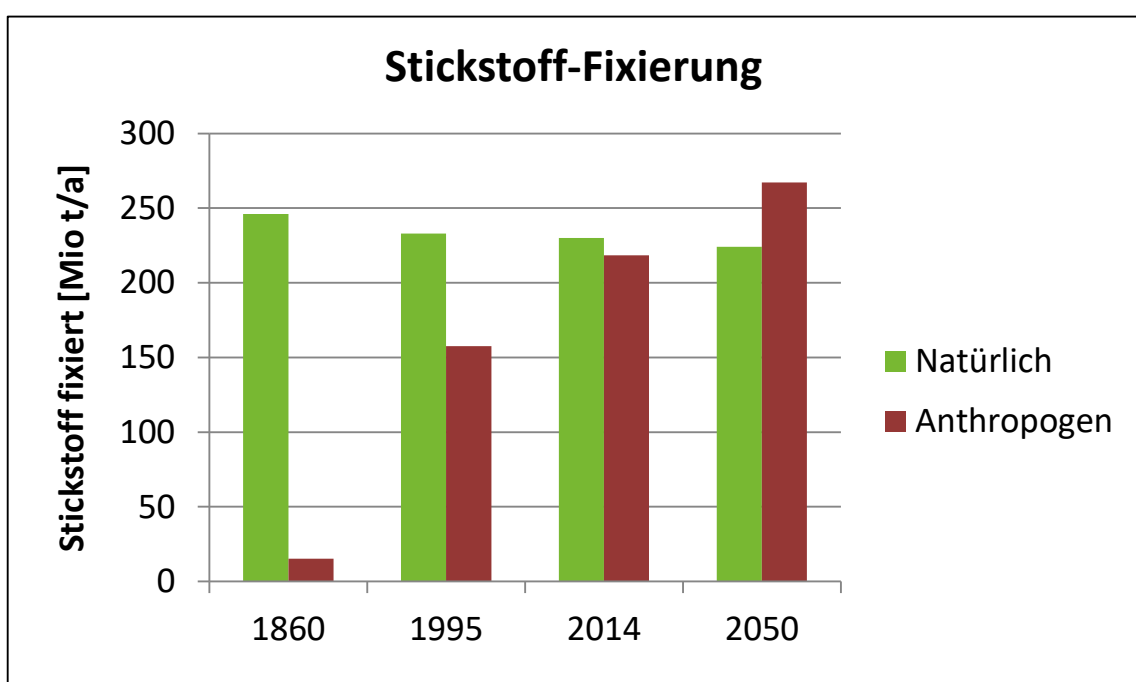


Abbildung 2-3: Natürliche und anthropogene Stickstofffixierung im Vergleich (die verwendeten Werte und die dazugehörigen Quellen sind in der Tabelle A-1 aufgelistet)

2.1.2.1 Natürliche Erzeugung von reaktivem Stickstoff

Biologische Stickstoff-Fixierung (aquatisch und terrestrisch)

Die biologische Stickstoff-Fixierung (BNF) wird von einer spezialisierten Gruppe an Organismen mithilfe des Enzyms Nitrogenase durchgeführt. Zu diesen Prokaryoten gehören aquatische Organismen, wie Zyanobakterien, freilebende Bodenbakterien, wie *Azotobacter*, Bakterien, welche assoziative Beziehungen zu Pflanzen eingehen und Bakterien, welche Symbiosen mit Leguminosen und anderen Pflanzen bilden, wie *Bradyrhizobium* oder *Rhizobium*. (Wagner, 2011)

Das Enzym Nitrogenase katalysiert das Aufbrechen der Dreifachbindung von elementarem Stickstoff und die Addition von drei Wasserstoff-Atomen an jedes Stickstoff-Atom, womit Ammoniak-Moleküle entstehen. (Wagner, 2011)

Bei symbiotischen Beziehungen stellt die Pflanze Zuckermoleküle aus der Photosynthese für die Bakterien als Energiequelle zur Verfügung. Im Gegenzug zu diesen Kohlenstoffquellen, geben die Organismen gebundenen, reaktiven Stickstoff an die Pflanze ab. (Wagner, 2011)

Galloway et al. (2004) beziffern die aquatische BNF mit 121 Mio. Tonnen N pro Jahr und die terrestrische mit 120 Mio. Tonnen N pro Jahr für 1860 und dann rückläufig bis auf etwa 100 Tonnen N pro Jahr für das Jahr 2050. Die Abnahme ist mit einem Rückgang der natürlichen, nicht vom Menschen bewirtschafteten Flächen zu erklären.

Blitzschlag

Hohe Temperaturen und hoher Druck während elektrischen Entladungen ermöglichen das Aufbrechen der Dreifachbindung von elementarem Stickstoff. Nach der atmosphärischen Oxidation wird der größte Anteil als Nitrat abgelagert (Smil, 2001). Schumann & Huntrieser (2007) bewerten die jährlichen, durch Blitze induzierten NO_x-Emissionen in der Höhe von circa 5 Mio. Tonnen N pro Jahr.

2.1.2.2 Anthropogene Erzeugung von reaktivem Stickstoff

Ammoniak-Synthese

Das Haber-Bosch-Verfahren wird fast ausschließlich zur synthetischen Erzeugung von Ammoniak verwendet. Es wurde 1910 von Fritz Haber und Carl Bosch entwickelt (Smil, 2001). Im Prozess reagiert ein Wasserstoff-Stickstoff-Gemisch mit einem Katalysator unter hohem Druck und bei hoher Temperatur zu Ammoniak (Appl, 1999).

Laut IFA (2017) wurden im Jahr 2015 142 Mio. Tonnen an Ammonium-Stickstoff erzeugt. Abbildung 2-4 zeigt den stetigen Anstieg der weltweiten Produktion von Ammoniak mit einer Prognose bis 2019 durch die FAO (Food and Agriculture Organization of the UN). Es wird eine weitere stetig ansteigende Produktion von bis zu 171 Mio. Tonnen für 2019 vorhergesagt.

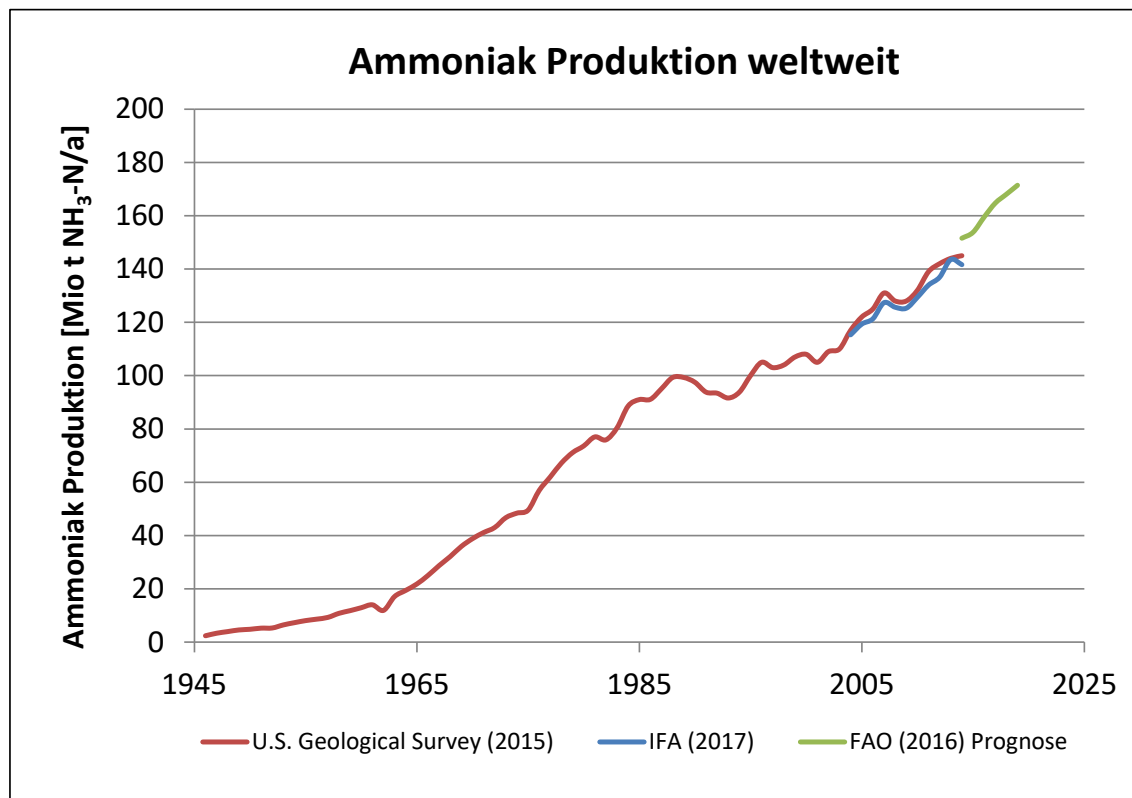


Abbildung 2-4: Ammoniak-Produktion weltweit im Zeitverlauf; Quellen: U.S. Geological Survey (2015), FAO (2016), IFA (2017)

Anbaubedingte BNF

Im Laufe der Jahre wurden immer mehr natürliche Bodenflächen für die landwirtschaftliche Nutzung erschlossen. Die BNF der landwirtschaftlichen Ökosysteme ersetzt und übersteigt die der verdrängten natürlichen Ökosysteme bereits (Schlesinger & Bernhardt, 2013). Leguminosen leisten aufgrund ihrer Symbiose mit *Rhizobium* den größten Beitrag zur BNF, verursacht durch die landwirtschaftliche Nutzung von Flächen (Smil, 1999).

Galloway et al. (2008) bewerten die anbaubedingte BNF mit ca. 40 Mio. Tonnen N für das Jahr 2005. Durch die weltweite Steigerung des landwirtschaftlichen Anbaus an Leguminosen, vor allem Sojabohnen, wird auch der Einfluss auf den natürlichen Stickstoff-Kreislauf durch den Pflanzenbau immer größer (FAO, 2017). Galloway et al. (2004) prognostizieren anbaubedingte biologische Stickstoff-Fixierung von 50 Mio. Tonnen N für das Jahr 2050.

Verbrennung fossiler Rohstoffe

Bei der Verbrennung fossiler Rohstoffe wird NO_x einerseits durch die Oxidation von organisch gebundenem Stickstoff in den Rohstoffen und auch durch Oxidation von elementarem Stickstoff aus der Luft erzeugt (Galloway et al., 2003; Förstner, 2012).

Galloway et al. (2004) beschreiben einen Anstieg von 0,3 Mio. Tonnen N im Jahr 1860 auf rund 52 Mio. Tonnen N im Jahr 2050.

2.1.3 Stickstoff in der Landwirtschaft

2.1.3.1 Nährstoffbedarf

Stickstoff ist ein wesentlicher Bestandteil von Amino- und Nukleinsäuren, Proteinen und Proteiden, Chlorophyll, verschiedenen sekundären Pflanzeninhaltsstoffen und auch Enzymen. Durch die Zugabe von Stickstoff in Form von Düngemittel sollen das Wachstum und die Gesundheit der Pflanzen gefördert und der Ertrag und die Qualität der Erzeugnisse verbessert werden. (Wendland et al., 2014)

Stickstoffmangel sowie auch -überschuss können negative Konsequenzen für die Bodenbeschaffenheit, die Qualität und den Ertrag der Pflanzen haben. Die Höhe und der Zeitpunkt der Düngung sollen stets auf Basis von Bodenuntersuchungen und unter Einbeziehung aller verfügbaren Informationen bestimmt werden. (Wendland et al., 2014)

Die Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland (BML-FUW, 2017b) enthält eine detaillierte Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen sowie zur Bewertung des Nährstoffgehaltes im Boden. Zusätzlich werden Ertrags- und Bedarfszahlen der Kulturen angegeben und die einzelnen Schritte zur Erstellung eines Düngeplans dargestellt.

2.1.3.2 Verhalten im Boden

Der Gesamtstickstoffgehalt im Boden ist abhängig vom Kohlenstoff-Anteil, Klima und Vegetation, Bodenart, Gelände und Maßnahmen des Landwirtes. In der Ackerkrume, der obersten Bodenschicht, liegt 95 % des Stickstoffes organisch gebunden in lebender Wurzelmasse, abgestorbener Pflanzenmasse, Humusstoffen und in Bodenlebewesen vor. Die restlichen 5 % sind als anorganische Formen vorhanden. (Wendland et al., 2014)

Organisch gebundener Stickstoff wird in der Mineralisation in anorganische N-Verbindungen (Ammoniak, Ammonium) umgebaut. Ist genügend Sauerstoff im Boden vorhanden, wandeln Bakterien durch Nitrifikation Ammonium zu Nitrat um. In der Denitrifikation, unter anaeroben Bedingungen, wird Nitrat zu verschiedenen gasförmigen Stoffen reduziert. Unter Auswaschung wird die Verlagerung von Stickstoff, meist in Form von Nitrat, in den nicht mehr durchwurzelten Bodenraum oder ins Grundwasser verstanden. (Wendland et al., 2014)

Abbildung 2-5 zeigt die oben beschriebenen Vorgänge der Stickstoffumsetzung im Boden.

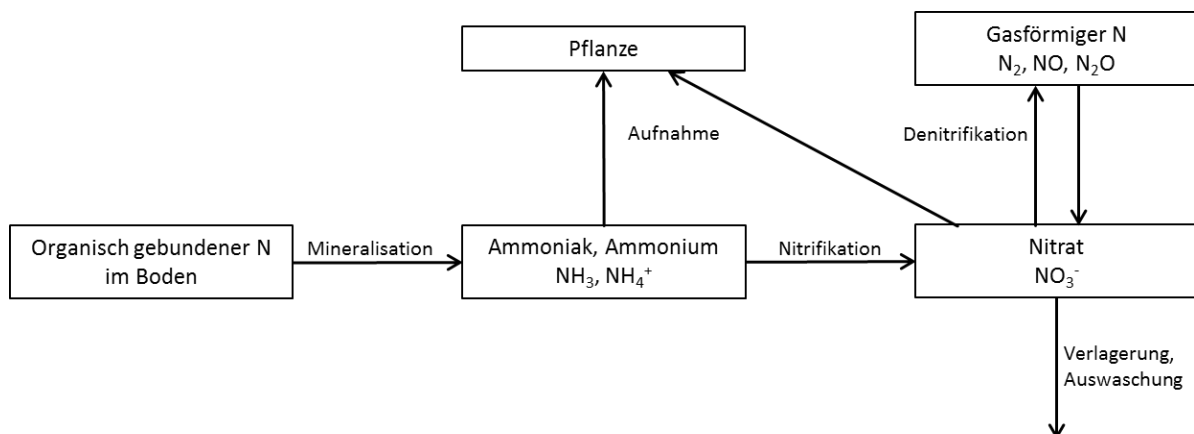


Abbildung 2-5: Stickstoffumsetzung im Boden (Wendland et al., 2014)

2.1.3.3 Aufnahme durch Pflanzen

Die Aufnahme von Nährstoffen erfolgt bei Pflanzen üblicherweise mit den Wurzeln aus wässriger Lösung. Die Wurzeln funktionieren dabei wie ein Ionentauscher, H^+ und HCO_3^- werden an die Umgebung abgegeben und Nährstoffe (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , $H_2PO_4^-$) aufgenommen. Neben den Nährstoffen können aber auch giftige Schwermetalle aufgenommen und eingelagert werden. (Wendland et al., 2014)

Pflanzen können Stickstoff in Form von Ammonium oder Nitrat aufnehmen. Ammonium wird natürlich durch Mineralisation gebildet und durch mineralische oder organische Dünger eingebracht. Ein Teil davon wird zu Nitrat nitrifiziert. Nitrat

wird ebenfalls durch Düngemittel in den Boden eingebracht. Die Gefahr der Auswaschung ist bei Ammonium sehr gering, wogegen Nitrat leicht in tiefere Schichten verlagert werden kann.

Zwei weitere wichtige N-Verbindungen sind Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) und Kalkstickstoff (CaCN_2). Harnstoff wird mit dem Enzym Urease zu Ammonium umgewandelt. Kalkstickstoff ist langsam wirkend mit herbizider und fungizider Nebenwirkung. Unter der Mitwirkung von Bakterien und mit Wasser wird Kalkstickstoff über Cyanamid und Harnstoff zu Ammonium beziehungsweise Nitrat abgebaut. (Wendland et al., 2014)

2.1.4 Stickstoff als Schadstoff

Stickstoff wird über verschiedene Wege in die Umwelt (Absonderung von Pflanzen und Tieren, Zersetzung von Organismen, Abwasser, Düngemittel, industrielle Emissionen) und in die Gewässer (urbaner und landwirtschaftlicher Oberflächenabfluss) eingetragen (Randall & Tsui, 2002).

2.1.4.1 Effekte in der Atmosphäre

Ein Anstieg in der Fixierung und Mobilisierung von diversen Stickstoff-Verbindungen führt folglich zu einem Anstieg der Emissionen, des Transports, der Reaktion und der Deposition von Stickstoff-Spurengasen, wie N_2O , NO_x und NH_3 (Vitousek et al., 1997).

Distickstoffmonoxid (N_2O), bekannt als Lachgas, entsteht in industriellen Prozessen, bei der Verbrennung und auch bei mikrobiellen Vorgängen und wirkt als Treibhausgas (THG) 264-mal so stark wie CO_2 . Der Gehalt an N_2O in der Atmosphäre ist seit 1750 um 20 % angestiegen und erlangte 2010 einen Anteil von 6,2 % der gesamten anthropogenen Treibhausgas-Emissionen. (Erisman et al., 2011; IPCC, 2014)

NO_x fördert in der Atmosphäre die Produktion von Ozon (O_3), dem dritt wichtigsten THG. Ebenso begünstigt es die Entstehung von Nitrat-Aerosolen, welche wiederum den Strahlungsantrieb (Radiative Forcing) beeinflussen. NH_3 -Emissionen tragen zur Bildung von Aerosolen bei und haben wesentlichen Einfluss auf den pH-Wert von Aerosolen und Regen. (Vitousek et al., 1997; Erisman et al., 2011)

2.1.4.2 Nitrat-Belastung im Grundwasser

Da Nitrat von Pflanzen als Nährstoff benötigt wird, wird in der Landwirtschaft anorganischer Ammonium-Dünger ausgebracht. Ammonium wird im Boden zu Nitrat oxidiert, wobei ein Teil von den Pflanzen aufgenommen und der Rest durch Regen oder Schneeschmelze in das Grundwasser ausgewaschen wird. Auch Abwasser aus undichter Kanalisation kann zur Kontamination von Grundwasser mit

Nitrat beitragen (WHO, 2011; BMLFUW, 2016b). Das Ausmaß der Nitrat-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen ist abhängig von Klimafaktoren, Bodenart, Pflanzenbestand, Bewirtschaftungsintensität und -art, Menge und Zeitpunkt der Stickstoff-Düngung (Amlinger et al., 2003).

Die Verwendung von mit Nitrat kontaminiertem Grundwasser kann sich negativ auf die Gesundheit des Menschen auswirken. Nitrat wird im Körper zu Nitrit reduziert, welches wiederum den Transport von Sauerstoff in das Gewebe hemmt. Spezielle Risikogruppen dabei sind Babys unter drei Monaten und Schwangere. In diversen Studien wurden weitere mögliche Zusammenhänge mit Krebs und anderen Krankheiten hergestellt. (Fewtrell, 2004; WHO, 2011)

1991 wurde die Richtlinie des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie, 91/676/EWG, 1991) zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen mit Nitrat aus der Landwirtschaft erlassen. Für Österreich schreibt die Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV, BGBl. II Nr. 304/2001, 2001) einen Grenzwert von 50 mg NO₃/L vor. In der Verordnung des Bundesministers für Land - und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW, BGBl. II Nr. 98/2010, 2010) wird ein Schwellenwert von 45 mg NO₃/L für einen guten chemischen Zustand definiert.

Natürliche Konzentrationen im Grundwasser unter aeroben Bedingungen liegen bei wenigen mg NO₃/L. Die Ausbringung von Düngemittel kann eine Erhöhung des Nitrat-Gehaltes auf einige 100 mg NO₃/L verursachen. (WHO, 2011)

In Österreich wiesen 2014 50,8 % der Messstellen einen Nitratgehalt von kleiner 10 mg/L auf. 8,2 % überschritten den in der TWV festgelegten Grenzwert von 50 mg/L. Den größten Anteil an Überschreitungen gab es im Osten Österreichs. (BMLFUW, 2016b)

2.1.4.3 Stickstoff in Oberflächengewässern

Stickstoff in Form von Ammoniak ist für Fische toxisch. Die akute Toxizität ergibt sich hauptsächlich durch den Einfluss auf das zentrale Nervensystem der Wirbeltiere. Die Fisch-Toxizität steigt mit höherem pH-Wert, da mehr Ammoniak als Ammonium (vgl. Abbildung 2-1) vorliegt. Temperatur und Salzgehalt der Gewässer haben weniger Einfluss auf die Giftigkeit (Randall & Tsui, 2002). Nitrit reduziert die Sauerstoffkapazität im Blut der Fische und kann somit ebenfalls eine toxische Wirkung entfalten (Gujer, 2007). Süßwasserfische zeigen im Vergleich zu Meeresfischen eine höhere Sensitivität auf die toxische Wirkung von anorganischen Stickstoff-Verbindungen (Camargo & Alonso, 2006).

Stickstoff oder Phosphor sind abhängig vom N:P Verhältnis im Gewässer die limitierenden Nährstoffe für die Produktion von Biomasse und Algenwachstum.

Erhöhte Konzentrationen an NH_4^+ , NO_2^- und NO_3^- können daher bei ausreichender Phosphor-Konzentration zur Eutrophierung beitragen. Dies wiederum kann zu vielen negativen ökologischen und toxikologischen Effekten für die aquatischen Ökosysteme führen. (Vitousek et al., 1997; Camargo & Alonso, 2006)

Die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006, 2006) gibt Umweltqualitätsnormen für diverse Schadstoffe vor. Die Norm für Ammonium ist von der Temperatur und dem pH-Wert des Gewässers abhängig, wohingegen der Wert für Nitrit von der Chlorid-Konzentration und der biozönotischen Fischregion abhängig ist.

2014 gab es in Österreich an 71 Messstellen an Fließgewässern keine Überschreitungen gemäß der QZV Chemie OG (BMLFUW, 2016b).

2.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

In diesem Kapitel werden die rechtlichen Rahmenbedingungen für die zwei wesentliche Themengebiete – das Wasser und der Düngemiteleinsatz – der vorliegenden Arbeit betrachtet. Einige Rechtsnormen betreffen sowohl den Gewässerschutz als auch das Ausbringen von Düngemittel.

Im Bereich des Wasserrechtes sind relevante Rechtsnormen auf EU-Ebene und nationale Vorschriften in Österreich angeführt. Beim Düngemittelrecht gibt es zusätzlich noch Rechtsnormen auf Bundesländerebene.

2.2.1 Wasserrecht

2.2.1.1 EU-Vorschriften

Wasserrahmenrichtlinie – WRRL (2000/60/EG, 2000)

Das Ziel der Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik ist der Schutz von Oberflächengewässern und von Grundwasser. Innerhalb von 15 Jahren soll eine gute Qualität in allen europäischen Gewässern erreicht werden. Die Bewertung des Zustandes und die Festlegung der Maßnahmen erfolgen auf Basis von Flusseinzugsgebieten. Um die Ziele der WRRL zu verwirklichen, soll für jede Flussgebietseinheit ein Maßnahmenprogramm erstellt werden. Grundlagen für Maßnahmen, welche in dem Maßnahmenprogramm (gemäß Artikel 11, Absatz 2, Buchstabe a) aufzunehmen sind, sind in diversen Richtlinien und unter anderem der Richtlinie des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunale Abwasserrichtlinie, 91/271/EWG, 1991) zu finden.

In Österreich wurde die WRRL mit der WRG-Novelle 2003 umgesetzt (BMLFUW, 2014b).

Kommunale Abwasserrichtlinie (91/271/EWG, 1991)

In dieser Richtlinie wird das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser sowie das Behandeln und Einleiten bestimmter Industrieabwässer geregelt. Umweltschäden durch das Einleiten unzureichend gereinigter Abwässer sollen vermieden werden. Ebenfalls wurden Regelungen betreffend der Entsorgung von Klärschlamm festgelegt. (BMLFUW, 2015)

2.2.1.2 Nationale Vorschriften in Österreich

Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG 1959 (BGBl. Nr. 215/1959, 1959)

Das WRG 1959 umfasst die drei Schwerpunkte Benutzung der Gewässer, Schutz und Reinhaltung der Gewässer und Schutz vor den Gefahren des Wassers. Es normiert zahlreiche Bewilligungspflichten, zum Beispiel für bestimmte Einwirkungen auf die Gewässerbeschaffenheit, oder die Errichtung und Änderung von Reinigungsanlagen und legt die Grundlagen zur Emissionsbegrenzung für Abwasserinhaltsstoffe fest.

Allgemeine Abwasseremissionsverordnung – AAEV 1996 (BGBl. Nr. 186/1996, 1996)

Die Verordnung des Bundesministers für Land - und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (Allgemeine Abwasseremissionsverordnung, AAEV 1996) erging als Ausführung zum WRG 1959. Sie enthält Begriffsbestimmungen für den Bereich Abwasser, allgemeine Grundsätze der Behandlung von Abwasser, generelle wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Abwasserbehandlung und allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen und deren Überwachung.

1. AEV für kommunales Abwasser 1996 (BGBl. Nr. 210/1996, 1996)

Eine speziellere Verordnung zum WRG 1959 ist die 1. AEV für kommunales Abwasser. Die Regelungen zur Emissionsbegrenzung in der Verordnung betreffen Abwasserreinigungsanlagen mit mehr als 50 EW₆₀. In der Verordnung werden gemäß Anlage A folgende Größenklassen unterschieden.

Tabelle 2-1: Größenklassen gemäß BGBl. Nr. 210/1996 (1996)

Klasse	EW₆₀
I	51-500
II	501-5.000
III	5.001-50.000
IV	> 50.000

In Tabelle 2-2 sind die Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade gemäß Anlage A der 1. AEV für kommunales Abwasser für die unterschiedlichen Größenklassen angegeben.

Tabelle 2-2: Ablaufkonzentrationen und Mindestwirkungsgrade von Abwasserreinigungsanlagen

Inhaltsstoff	Einheit	Größenklassen			
		I	II	III	IV
BSB ₅ -Entfernung ^{a)}	%	-	95	95	95
CSB-Entfernung ^{a)}	%	-	85	85	85
TOC-Entfernung ^{a)}	%	-	85	85	85
N _{ges} -Entfernung ^{b)}	%	-	-	70	70
BSB ₅	mg/L	25	20	20	15
CSB	mg/L	90	75	75	75
TOC	mg/L	30	25	25	25
NH ₄ -N ^{c)}	mg/L	10	5	5	5
P _{ges} ^{a) d)}	mg/L	-	2	1	1

Anmerkungen zur Tabelle:

- a) Die Wirkungsgrade für BSB₅, CSB, TOC und die Konzentrationen von P_{ges} gelten für Anlagen größer 1000 EW₆₀.
- b) Die Emissionsbegrenzung gilt bei einer Abwassertemperatur größer als 12 °C im Ablauf der biologischen Stufe der Abwasserreinigungsanlage.
- c) Die Emissionsbegrenzungen für NH₄-N gelten für die Größenklassen I oder II bei einer Abwassertemperatur größer 12 °C im Ablauf der biologischen Stufe und für die Größenklasse III oder IV bei einer Abwassertemperatur größer 8 °C.
- d) Bei Anlagen mit mehr als 10.000 EW₆₀ gilt für P_{ges} eine Emissionsbegrenzung für die Einleitung in Seen von 0,5 mg/L.

Trinkwasserverordnung – TWV (BGBl. II Nr. 304/2001, 2001)

Die Trinkwasserverordnung 2001 regelt die Anforderungen an die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Als Grenzwert für das Inverkehrbringen von Trinkwasser wird ein Gehalt von mehr als 50 mg/L NO₃⁻ definiert.

Weitere Verordnungen zum Schutz von Gewässern sind die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 96/2006, 2006), die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010, 2010) und die Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (BGBl. II Nr. 98/2010, 2010).

2.2.2 Düngemittelrecht

Das Düngemittelrecht ist im Wesentlichen durch die Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel, das Bundesgesetz über den Verkehr mit Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelgesetz 1994 – DMG 1994, BGBl. Nr. 513/1994, 1994) und die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Düngemittelgesetzes 1994 erlassen werden (Düngemittelverordnung 2004, BGBl. II Nr. 100/2004, 2004) geregelt.

Das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln ist erlaubt, wenn sie einem festgelegten Typ der Düngemittelverordnung 2004 oder der EG-Verordnung Nr. 2003/2003 entsprechen. Andernfalls muss in Österreich eine Zulassung beim Bundesamt für Ernährungssicherheit gemäß § 9a. Düngemittelgesetz 1994 beantragt werden. (BMLFUW, 2014a)

Das Ausbringen von Düngemitteln wird durch das WRG 1959, das Aktionsprogramm Nitrat 2012 und diverse Bodenschutzgesetze und Verordnungen auf Länderebene geregelt. (BMLFUW, 2014a)

2.2.2.1 EU-Vorschriften

Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 über Düngemittel

Die Verordnung wurde 2003 erlassen und verfolgt das Ziel Gemeinschaftsregeln für den Binnenmarkt für Düngemittel zu etablieren. Es sind Vorschriften für die Kennzeichnung, Rückverfolgbarkeit und Etikettierung enthalten. Anhang IV enthält weiter detaillierte Regelungen für die Probenahme und Analysemethoden.

Entspricht ein Düngemittel dem Anhang I – Liste der EG-Düngemitteltypen – so kann es unter der Bezeichnung „EG-Düngemittel“ zum freien Verkehr innerhalb der Gemeinschaft zugelassen werden.

2.2.2.2 Nationale Vorschriften in Österreich

Düngemittelgesetz 1994 – DMG 1994 (BGBl. Nr. 513/1994, 1994)

Im Düngemittelgesetz sind grundsätzliche Regelungen zum Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln und zur Zulassung, Schadstoffen, Kennzeichnung und Verpackung enthalten.

Gemäß § 9a. kann für Düngemittel auch eine Zulassung durch Bescheid beantragt werden. Dabei hat die Behörde dem Antrag stattzugeben, wenn die Fruchtbarkeit des Bodens, die Gesundheit von Menschen und Haustieren oder der Naturhaushalt nicht gefährdet werden und die Mittel weiter geeignet sind, Wachstum von Pflanzen zu fördern, die Qualität der gedüngten Pflanzen zu verbessern oder

den Ertrag auf den gedüngten Flächen zu erhöhen. Die Düngemittel müssen außerdem schadstofffrei sein, beziehungsweise Höchstgehalte an bestimmten Schadstoffen dürfen nicht überschritten werden. Der Antrag wird beim Bundesamt für Ernährungssicherheit gestellt.

Düngemittelverordnung 2004 (BGBl. II Nr. 100/2004, 2004)

Die Düngemittelverordnung erging als Ausführung zum DMG 1994. Darin sind spezifische Anforderungen an Kennzeichnung und Verpackung, Nährstoffangaben, Schadstoffgehalte und Toleranzen festgelegt. Weiters werden 13 verschiedenen Typen von Düngemitteln und ähnlichen Produkten genau definiert. Die Liste enthält mineralische Dünger, organische Dünger, Biogasgülle, organisch-mineralische Dünger, Kultursubstrate, Bodenhilfsstoffe und Pflanzenhilfsmittel.

Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG 1959 (BGBl. Nr. 215/1959, 1959)

Das Wasserrechtsgesetz 1995 besagt, dass Einwirkungen auf Gewässer, die deren Beschaffenheit beeinträchtigen nur nach wasserrechtlicher Bewilligung zulässig sind. Bloß geringfügige Einwirkungen, insbesondere der Gemeingebrauch sowie die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung, gelten bis zum Beweis des Gegenteils nicht als Beeinträchtigung (§ 32 Abs. 1). Als ordnungsgemäß gilt die Bodennutzung, wenn alle bezugshabenden Rechtsvorschriften eingehalten werden.

Eine wasserrechtliche Bewilligung ist erforderlich, wenn die Düngerabgabe auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ohne Gründeckung 175 kg Stickstoff je Hektar und Jahr und auf landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Gründeckung, einschließlich Dauergrünland, 210 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr übersteigt.

Aktionsprogramm Nitrat 2012 (CELEX Nr. 391L0676, 2012)

Die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2012 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Aktionsprogramm Nitrat 2012) ist die innerstaatliche Umsetzung der Nitratrichtlinie (91/676/EWG, 1991), welche das Ziel hat, die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte Gewässerverunreinigung zu verringern und vorzubeugen. Im Programm sind Regelungen zu Zeiträumen, in denen stickstoffhaltige Düngemittel nicht auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht werden dürfen, zum Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf wassergesättigten, überschwemmten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden, zu Bedingungen für das Ausbringen in der Nähe von Wasserläufen, zur Lagerung von Wirtschaftsdünger und zu Verfahren zur Ausbringung enthalten.

2.2.2.3 Vorschriften auf Bundesländerebene in Österreich

Der Bodenschutz ist gemäß dem Bundes-Verfassungsgesetz (B-VG) Kompetenz der Bundesländer. Es gibt fünf Bodenschutzgesetze und viele weitere bodenschutzrelevante Rechtsnormen, in welchen auch insbesondere die Ausbringung von Klärschlamm geregelt ist.

2.3 Projekt „AR-HES-B“

Das FFG-Projekt „Abwasserreinigung zur hybriden Energiespeicherung, Energiebereitstellung und Wertstoffgewinnung“ mit dem Kurztitel „AR-HES-B“ wurde vom StadtLABOR Graz und AEE INTEC zur FTI-Initiative „Stadt der Zukunft 2. Ausschreibung“ eingereicht. Am Projekt, mit der Laufzeit von Oktober 2015 bis Dezember 2017, waren folgende Partner beteiligt:

- Abwasserverband Gleisdorfer Becken
- Stadtwerke Gleisdorf GmbH
- Nowak Abwasser Beratung e.U.
- EnviCare Engineering GmbH

Das übergeordnete Ziel des Projektes war es, technologische Änderungen im Bereich der Abwasserreinigung zu entwickeln, um eine Transformation vom hohen Energieverbraucher hin zum hybriden Energieerzeuger, Energiespeicher und Wertstoffbereitsteller zu erreichen. Die ARA soll dabei als Drehscheibe im überregionalen Energie- und Stoffaustausch fungieren. Eine intelligente Verknüpfung von Abwasser-, Strom-, Erdgas- und Fernwärmenetzen ist anzustreben. (StadtLABOR Graz, 2014)

2.3.1 Zielsetzung

Im Rahmen des Projektes wurden zu den Fragenstellungen die folgenden vier grundlegenden Ziele definiert.

Ziel 1:

Die ARA soll als Energiebereitsteller für sich selbst (energieautarke ARA) und weitere Verbraucher fungieren. Um dies zu erreichen, ist es notwendig die organische Abwasserfracht – den Kohlenstoff – möglichst vollständig in nutzbare Energie (Strom, Wärme, Biogas) zu verwandeln. Ebenso ist eine Steigerung der Biogasausbeute anzustreben. Neue Technologien zur Energiespeicherung sollen in Technologievariationen mit eingebunden werden.

Ziel 2:

Ein weiteres Ziel ist es, Methoden und Modelle zu finden, um eine Adaption und Integration der ARA in die urbanen Versorgernetze zu erreichen. Strom-, Gas- und Fernwärmenetze mit der ARA als Energiedrehscheibe sollen intelligent verknüpft werden.

Ziel 3:

Der effiziente Umgang mit Ressourcen gewinnt in der Zukunft immer mehr an Bedeutung, daher sollen alle im Abwasser enthaltenen Wertstoffe abgetrennt und nutzbar gemacht werden. Schwerpunkte sind hier die Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung, sowie die Brauchwassernutzung.

Ziel 4:

Um alle Interessen und Erwartungen der Akteure zu berücksichtigen, sind Wissensaustausch, Interessensausgleich und Schaffung von Akzeptanz durch begleitende Stakeholder-Prozesse besonders wichtig. Das Ziel umfasst ebenfalls die Entwicklung von Geschäftsmodellen und das Schaffen von organisatorischen Voraussetzungen, um die angestrebten technischen Lösungen in die Praxis umzusetzen.

2.3.2 Stand der Umsetzung

Zu Beginn der vorliegenden Masterarbeit haben sich die Projektteilnehmer bereits mit neuartigen Technologien im Bereich der Energie- und Ressourcen-Rückgewinnung auseinandergesetzt. In Expertengesprächen wurden auch Technologievariationen für die ARA der Zukunft besprochen und diskutiert.

Im Rahmen eines Stakeholder-Workshops wurden Daten, Erfahrungen und Problemstellungen von Versorgernetzen, Energieversorgern und ARA-Betreibern erhoben und ausgewertet.

Um verschiedene Technologievariationen zu berechnen und verschiedene Zukunftsszenarien für eine ARA vergleichen zu können, wurde ein Decision Support Tool (DEST) entwickelt und programmiert. Das Tool wurde in dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel mit integrierter „Visual Basic for Applications“ (VBA) – Implementierung erstellt. In einer ersten Diplomarbeit (Krois, 2016) wurde der Grundaufbau des DEST festgelegt und die Technologien für eine konventionelle aerobe-biologische ARA integriert. Die Technologien wurden mit Experten in Cluster – angelehnt an die verschiedenen Bereiche einer ARA – eingeteilt. Die Auswertung umfasst in dieser Version (Version 1.0) eine Betrachtung der Nährstoffe Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor und eine energetische Bewertung der ARA. In einem Fließschema werden die Input- und Outputströme der verschiedenen Cluster dargestellt.

2.3.3 Vorgehensweise

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Technologien der Nährstoffrückgewinnung genauer betrachtet, recherchiert und in das Tool integriert.

Eine zur vorliegenden Arbeit parallel laufende Mastarbeit bearbeitete den Themenbereich Energieumwandlung, die Einbindung der Abwasserreinigungsanlage in die Netze sowie die Nachbehandlung und Spurenstoffelimination.

Allgemein sollte das DEST auf eine ökonomische und ökologische Bewertung der gesamten ARA erweitert werden. Die berechneten Szenarien sollten auch in einem Szenariomanager gespeichert und miteinander verglichen werden können.

Die Ergebnisse des Projektes wurden in dem Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“ verwertet. Begleitend dazu wurde ein Manual für das Tool und Technologiebeschreibungen zu den neuartigen Technologien entwickelt.

Der Leitfaden und die Ergebnisse des Projektes wurden im Rahmen eines weiteren Stakeholder-Workshops präsentiert und diskutiert und stehen unter <http://www.ar-hes-b.aee-intec.at/> zum Download bereit.

3 Methodik

Die Vorgehensweise für die Bearbeitung der Forschungsfrage und deren Teilziele gliederte sich in folgende Schritte:

- Literaturrecherche
- Bewertung der Stoffströme
- Auswahl der Technologien
- Bewertung der Technologien und Produkte
- Integration der Technologien und Erweiterung des DEST
- Verwertung der Ergebnisse im Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“
- Case Study

3.1 Literaturrecherche

Eine umfassende Literaturrecherche diente als Basis für die weiteren Schritte zur Beantwortung der Forschungsfrage. Die Recherche wurde aufbauend zu folgenden Themenbereichen durchgeführt:

- Abwasserstoffströme mit relevantem Stickstoffanteil
- Verfügbare und sich in Entwicklung befindende Technologien und Technologiekombinationen
- Verwertungsmöglichkeiten der Ressource Stickstoff

3.2 Bewertung der Stoffströme

Die beschriebenen Abwasserstoffströme wurden bewertet. Für das Potenzial der Stickstoffrückgewinnung ist entscheidend, in welcher Form, Konzentration und Menge der Stickstoff im Stoffstrom vorliegt.

Form

Um den Stickstoff aus dem Stoffstrom rückzugewinnen, muss dieser, abhängig von der Technologie, in einer bestimmten Form vorliegen. Daher ist es von Bedeutung, welche Formen ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, org. N, NO_2^- , NO_3^-) im Stoffstrom vorhanden sind.

Konzentration

Die Effizienz der Rückgewinnung bei chemisch-physikalischen Verfahren steigt mit höheren Konzentrationen (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004). Für dieselbe Menge an rückgewonnenem Stickstoff ist eine geringere Menge des Stoffstroms zur Behandlung notwendig. Angegeben wurden die Konzentrationen von N_{ges} oder TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/L, wenn die notwendigen Daten vorhanden waren.

Menge

Das zukünftige Umsetzungspotenzial einer Technologie ist auch von der verfügbaren Gesamtmenge an Stickstoff abhängig. Die Menge wurde für Österreich in Tonnen pro Jahr angegeben.

Neben Form, Konzentration und Menge ist es auch von Bedeutung, ob Gründe vorliegen, den Stickstoff aus dem Abwasserstoffstrom zu entfernen, wie zum Beispiel Probleme in der aerob-biologischen Entfernung des Stickstoffs oder Überdüngung bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

3.3 Auswahl der Technologien

Die Arbeit betrachtet Technologien im Bereich der Wertstoffrückgewinnung, insbesondere für den Nährstoff Stickstoff.

Die Auswahl der Technologien, welche detaillierter beschrieben, bewertet und in das Tool und den Leitfaden integriert wurden, erfolgte unter anderem auf Basis des Umsetzungsstandes. Ausgewählt wurden Technologien, welche bereits großtechnisch, als Demonstrationsanlage oder zumindest in Form einer Pilotanlage umgesetzt wurden. Ebenfalls wurden Expertengespräche durchgeführt und deren Ergebnisse in die Auswahl miteingebunden.

3.4 Bewertung der Datengrundlage

3.4.1.1 Qualität der Informationen

Die Qualität von Daten und Informationen als Grundlage der Bewertung kann, abhängig von deren Quellen, sehr stark variieren. Egle et al. (2014a) definierten eine Bewertung der Datengrundlage (DGL) nach dem Unsicherheitskonzept von (Hedbrant & Sörme, 2001). Die Daten und Informationen in dieser Arbeit sollten ebenfalls nach diesem Konzept bewertet werden. In der Tabelle 3-1 werden verschiedene Quellen einer im Vergleich zu Egle et al. (2014a) leicht modifizierten Bewertungsskala zugeordnet.

Tabelle 3-1: Bewertung der Datengrundlage – Qualität der Informationen

Bewertung Qualität	Quellen
++ / sehr gute Datengrundlage	Internationale Publikationen in wissenschaftlichen Journals, Diplomarbeiten und Dissertationen
+ / gute Datengrundlage	Direkter Kontakt mit Betreibern und Besichtigung von Anlagen, Berichte aus Tagungsbänden, nichtwissenschaftliche Berichte
- / schlechte Datengrundlage	Daten aus Präsentationen oder Vorträgen ohne Möglichkeit der Überprüfung
o	Keine Bewertung möglich

3.4.1.2 Quantität der Informationen

Die Quantität und Verfügbarkeit an Informationen kann ebenfalls sehr unterschiedlich sein. Sind viele Quellen mit Angaben, zum Beispiel zu Betriebsparametern von Technologien, verfügbar, sind die Daten zuverlässiger und können auch verifiziert werden. Tabelle 3-2 zeigt die Abstufungen für die Bewertung.

Tabelle 3-2: Bewertung der Datengrundlage – Quantität der Informationen

Bewertung Quantität	Definition
hoch	Hohe Anzahl an Quellen und leichte Zugänglichkeit
mittel	Ausreichende Anzahl an Quellen
niedrig	Wenige Quellen und/oder schwere Zugänglichkeit

3.5 Bewertung der Technologien und Produkte

Die ausgewählten Technologien wurden in drei Kategorien – technologisch, ökonomisch und ökologisch – bewertet. Die Kategorien und ihre Bewertungskriterien sind in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.

In Egle et al. (2014a) wurde eine methodische Vorgehensweise zur technisch-naturwissenschaftlichen Bewertung von Verfahren zur Phosphor-Rückgewinnung im Bereich der Abwasserreinigung geschaffen. Die in der vorliegenden Arbeit definierten Kriterien zur Bewertung orientieren sich an dieser Methodik.

Bei den Berechnungen für die ökonomische und ökologische Bewertung wurden immer drei Fälle betrachtet. Fall A kombiniert die bestmöglichen Rahmenbedingungen für die Nährstoff-Rückgewinnung (z.B. hohe Konzentrationen, niedriger Energieverbrauch, hohe Erlöse) und Fall C die schlechtesten Bedingungen. Fall B entspricht dem Mittelwert der Eingangsparameter von A und C.

3.5.1 Technologische Bewertung

Für die technologische Bewertung wurden in Anlehnung an die Methodik von Egle et al. (2014a) die hier angeführten Kriterien definiert. Eine detaillierte Beschreibung der Punkte und deren Bewertung befindet sich in der Tabelle B-1 im Anhang B.

- Stand der Umsetzung
- Komplexität
- Implementierung
- Wartungsaufwand
- Ressourcenbedarf
- Abscheidegrad Technologie

Stand der Umsetzung

Ein wichtiger Aspekt in der Beurteilung von Technologien ist der Stand der Umsetzung. Für weit verbreitete bzw. großtechnisch umgesetzte Verfahren sind Erfahrungsberichte zum Betrieb vorhanden, welche neue Anlagenbetreiber nutzen können. Für die vorliegende Arbeit wurde unterschieden zwischen großtechnischer Anlage, Demonstrationsanlage, Pilotanlage und Labormaßstab.

Eine weitere Möglichkeit der Einteilung ist der Technologischen Reifegrad (Technology Readiness Level – TRL). Das ist eine Skala zur Bewertung des Entwicklungsstandes einer Technologie, welche auch im Forschungsprogramm Horizon 2020 angewendet wird. (European Commission, 2016)

Komplexität

Die Komplexität eines Verfahrens hat Einfluss auf die Anforderungen an den Betreiber und auch auf den Wartungsaufwand. Das Kriterium wurde über die Anzahl der Prozessschritte bewertet.

Implementierung

Wichtig für die Entscheidung, ob eine neue Technologie in eine bestehende Anlage implementiert werden soll, ist, ob maßgebliche Veränderungen oder der Neubau von Anlagenteilen bei einem Einbau notwendig sind. Abhängig von der Situation bei der bestehenden Anlage kann auch der Platzbedarf für die Entscheidung maßgebend sein.

Wartungsaufwand

Die Komplexität hat einen hohen Einfluss auf den notwendigen Wartungsaufwand. Zu berücksichtigen ist auch, ob und wie viel manuelles Eingreifen notwendig ist und wie oft Revisionsarbeiten mit Stillstand der Anlage durchgeführt werden müssen.

Ressourcenbedarf

Nicht nur die Menge, sondern auch die Art und Anzahl der verschiedenen Ressourcen, welche bei einem Verfahren eingesetzt werden, sind von Bedeutung.

Abscheidegrad Technologie

Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit einer Technologie kann der Abscheidegrad herangezogen werden. Es wurde angegeben wie viel Prozent des in die Anlage zufließenden Nährstoffes abgetrennt werden können.

3.5.2 Ökonomische Bewertung

In der ökonomischen Bewertung wurden Erlöse, Investitionskosten und laufende Kosten berücksichtigt. Die Berechnung der Kosten erfolgte vereinfacht nach der Methodik der dynamischen Kostenvergleichsrechnung (KVR), welche in dem Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen der DWA (2012) beschrieben ist.

3.5.2.1 Erlöse

Bei Verfahren der Nährstoffrückgewinnung ergeben sich mögliche Erlöse aus dem direkten Verkauf der gewonnenen Produkte. Als Basis für die Berechnung wurde auf Literatur- und Erfahrungswerte zurückgegriffen (vgl. Tabelle E-2, Tabelle E-3 und Tabelle E-4 im Anhang).

Zusätzlich wurden Einsparungen bei der notwendigen Belüftung für die Stickstoff-Entfernung im Belebungsbecken und der Reduktion an Fällungsmittel für Phosphor als mögliche Erlöse berücksichtigt.

Der konventionelle Stickstoff-Abbau im Belebungsbecken verursacht N₂O-Emissionen. Bei einer Entfernung von Stickstoff durch Nährstoffrückgewinnungstechnologien werden diese Emissionen reduziert. Wird nun ein Preis für die Treibhausgas-Emissionen angesetzt, so kann die Emissions-Reduktion ebenfalls in die möglichen Erlöse miteinberechnet werden.

3.5.2.2 Investitionskosten und laufende Kosten (Kostenermittlung)

Bei den Kosten wird üblicherweise nach Zeitpunkt und Häufigkeit des Auftretens zwischen Investitionskosten (IK) und laufenden Kosten (LK) unterschieden. Investitionskosten werden aufgegliedert in Kosten für Flächeninanspruchnahme, Kosten für Projektentwicklung, Bau- und Erschließungskosten und Reinvestitionskosten. Für die vorliegende Arbeit wurden nur Bau- und Reinvestitionskosten berücksichtigt.

Bei der Ermittlung der Investitionskosten wurde auf Angaben zu bereits abgewickelten vergleichbaren Projekten und Literatur zurückgegriffen. Um die zeitliche Preisentwicklung zu berücksichtigen, wurden die Werte mithilfe von Preisindizes (PI) auf den Preisstand des der Kalkulation zu Grunde liegenden Basisjahres umgerechnet. Normalerweise wird für das Basisjahr der Zeitpunkt der Durchführung der Kostenrechnung ausgewählt.

Die Berechnung erfolgte gemäß folgender Formel.

$$Kosten_{Basisjahr} = Kosten_{Jahr\ x} \times \frac{PI_{Basisjahr}}{PI_{Jahr\ x}} \quad \text{Gleichung 3-1}$$

Die laufenden Kosten können aufgeschlüsselt werden in Personalkosten, Sachkosten (Betriebs- und Hilfsmittel, Materialkosten für Instandhaltung) und Energiekosten. Personalkosten wurden in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

Auf Basis der in der Literaturrecherche erhobenen Daten zu den Technologien wurden die laufenden Kosten berechnet. Die dazu verwendeten Kostenansätze für Betriebs- und Hilfsmittel, Wartung- und Instandhaltung und Energie mit den dazugehörigen Quellen sind im Anhang E.4 dargestellt.

3.5.2.3 Jahreskosten (Finanzmathematische Aufbereitung)

Zu verschiedenen Zeitpunkten anfallende Kosten dürfen nicht ohne weiteres addiert oder verglichen werden, da sie unterschiedliche Wertschätzungen besitzen. Bei einer dynamischen Vorgehensweise werden die Kosten auf einen gemeinsamen Bezugszeitpunkt umgerechnet. Kosten vor dem Bezugszeitpunkt sind aufzuzinsen (zu akkumulieren), Kosten nach dem Bezugszeitpunkt sind abzuzinsen (zu diskontieren). Dies erfolgt mithilfe von finanzmathematischen Umrechnungsfaktoren.

Die zeitliche Gewichtung von Kostengrößen kann auf zwei Arten erfolgen. Werden die im Untersuchungszeitraum anfallenden Kostengrößen auf den Bezugszeitpunkt umgerechnet, erhält man Barwerte, deren Summe den Projektkostenbarwert ergibt. Die Kosten können jedoch auch in durchschnittliche jährliche Kosten über den gewählten Untersuchungszeitraum, die sogenannten Jahreskosten (JK), umgerechnet werden. In der vorliegenden Arbeit wurden die Jahreskosten der Technologien berechnet und verglichen.

Kalkulationsparameter

Zinssatz

Die KVR-Leitlinien der DWA (2012) empfehlen, einen langfristigen Zinssatz von real 3 % p.a. anzunehmen.

Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum richtet sich nach der Dauer der Investitions- und Betriebsphase, wobei die Investitionsphase aus dem Bauzeitenplan und die Betriebsphase aus der durchschnittlichen Nutzungsdauer ähnlicher Anlagen abgeleitet werden.

Bezugszeitpunkt

Als Bezugszeitpunkt wird üblicherweise die Inbetriebnahme gewählt. Er ist unabhängig von der Wahl des Basisjahres für die reale Bewertung der Kosten.

Jahreskosten

Für die Ermittlung der durchschnittlichen jährlichen Kosten müssen die Einzelkosten in gleichförmige Kostenreihen umgerechnet werden. Dafür werden die zugehörigen Barwerte mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor (KFAKR) multipliziert.

$$KFAKR(i, n) = \frac{i \times (1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1}$$

Gleichung 3-2

Für die gesamten Jahreskosten wurden die laufenden Kosten (gleichförmige Kostenreihe) und die in gleichförmige Kostenreihen umgerechneten Investitionskosten addiert. Weiters wurden die Jahreskosten in dieser Arbeit auf die jährlich abgetrennte Nährstoffmenge bezogen und in €/kg N oder €/kg P angegeben.

3.5.2.4 Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten

Mithilfe der Sensitivitätsanalyse wird ermittelt, wie sich eine Variation der Eingangsparameter, welche stets mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind, auf die laufenden Kosten auswirkt. Die Parameter wurden einzeln und gemeinsam in ihrer Bandbreite variiert. Die Veränderung der Kosten in % wurde abhängig von der Variation der Parameter in % in einem Diagramm abgebildet. Daraus lässt sich ableiten, welcher Parameter bei einer Variation den größten Einfluss auf die Kosten hat.

3.5.3 Ökologische Bewertung

Für ökologische Analysen und Bewertungen gibt es verschiedene Herangehensweisen. Beim „Life Cycle Thinking“ werden Einwirkungen auf die Umwelt und mögliche Verbesserungsmaßnahmen entlang allen Stadien des Lebenszyklus („from cradle to grave“) betrachtet. Das Ziel ist es, eine Lastenverschiebung zwischen den verschiedenen Stadien zu vermeiden. (European Union, 2010)

Die Methode der Lebenszyklusanalyse (engl. Life Cycle Assessment – LCA) quantifiziert und bewertet Emissionen, konsumierte Ressourcen, Belastungen für die Gesundheit und die Umwelt über den gesamten Lebenszyklus. Begonnen wird mit einer Bestandsaufnahme aller Inputs und Outputs betreffend den Prozess oder das Produkt. Danach erfolgt eine Gruppierung in die folgenden Wirkungskategorien. (European Union, 2010)

- Klimawandel
- Ozonabbau
- Versauerung
- Eutrophierung
- Photochemische Ozonbildung
- Humantoxizität
- Ökotoxizität
- Ionisierende Strahlung
- Landnutzung
- Ressourcenverbrauch

In der vorliegenden Arbeit wurden für die ökologische Bewertung Treibhausgas-Emissionen aus Betriebsmitteleinsatz, elektrischem und thermischem Energieaufwand sowie direkte Emissionen berücksichtigt. Die Emissionen wurden als CO₂-Äquivalente (CO₂-e) angegeben. Emissionen, verursacht durch die Infrastruktur, wurden nicht miteinbezogen.

Die Tabelle F-2 (siehe Anhang F) zeigt die für die Berechnung verwendeten Emissionswerte und deren Quellen.

3.6 Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“

3.6.1 Decision Support Tool – DEST

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden neue Technologien in das bestehende DEST integriert, die ökonomische und ökologische Bewertung für das gesamte Tool aufgebaut, die Berechnung der Belegung nach dem Merkblatt DWA-A 131 (2016) aktualisiert und ein Szenarienvergleich erstellt. Die Erweiterung des DEST erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Projektteam von AEE INTEC und in Abstimmung mit der bereits erwähnten parallel laufenden Masterarbeit.

3.6.1.1 Integration der Technologien

Die Technologien für die Wertstoffrückgewinnung wurden in das bereits bestehende DEST eingebunden. Somit kann die Auswirkung des Einsatzes dieser Technologien auf die gesamte Abwasserreinigung dargestellt werden.

Die Integration richtete sich nach dem bereits vorhandenen Aufbau des Tools. Für jeden Technologie-Cluster gibt es ein Übersichtssheet, in welchem der Input und Output der einzelnen Technologien angegeben wird. Die detaillierte Berechnung erfolgt in separaten Berechnungssheets, welche mit dem Cluster-Übersichtssheet verknüpft sind.

Zirkelbezüge, welche zum Beispiel durch die Rückführung des Prozesswassers in die Belegung der ARA entstehen, wurden mithilfe von Makros in VBA gelöst.

3.6.1.2 Ökonomische Bewertung – DEST

Die Erstellung der ökonomischen Bewertung im Tool erfolgte auf Basis der KVR-Leitlinien (vgl. Kapitel 0). Die Bewertung wurde für alle bereits vorhandenen und neu integrierten Technologien durchgeführt. Es wurde ein Schema geschaffen, welches noch erweitert und auch auf später hinzugefügte Technologien angewendet werden kann.

Investitionskosten

Die Investitionskosten stammen aus diversen Quellen und sie können im Tool in zwei Anteile mit verschiedenen Nutzungsdauern aufgeteilt werden. Daraus wird nun automatisch der investive Anteil der Jahreskosten gemäß den KVR-Leitlinien errechnet.

Laufende Kosten

Bei den laufenden Kosten wird im Tool unterschieden zwischen Kosten für Personalaufwand, Instandhaltung, Energie und Betriebsmittel. Bei den sonstigen Kosten können zum Beispiel Entsorgungskosten angeführt werden. Der Personalaufwand wird derzeit noch nicht berücksichtigt. Für die Berechnungen wurden unter anderem die im Anhang E.4 angegebenen Preisansätze verwendet.

Erlöse

Die Erlöse wurden individuell für jede Technologie angegeben.

Gesamtbewertung

In einer Gesamtübersicht werden die Investitionskosten, der investive Anteil der Jahreskosten, die laufenden Kosten, die Erlöse und die Nettokosten (investiver Anteil und laufende Kosten abzüglich Erlöse) pro Jahr für jede Technologie, geordnet nach Cluster, angegeben. Jede Position wird auch auf Einwohnerwerte [€/EW] und behandelte Abwassermenge [€/m³] bezogen.

3.6.1.3 Ökologische Bewertung – DEST

Für eine ökologische Bewertung der ARA im DEST wurden verschiedene Kategorien für die Berechnung der Emissionen festgelegt. Bei den THG-Emissionen können CH₄, N₂O und CO₂-Äquivalente berücksichtigt werden. Emissionen in die Luft werden als SO₂-Äquivalente angegeben. Die ökologische Bewertung wurde für alle bereits vorhandenen und neu integrierten Technologien durchgeführt. Es wurde ein Schema geschaffen, welches noch erweitert und auch auf später hinzugefügte Technologien angewendet werden kann.

Infrastruktur (als Platzhalter)

Emissionen aus der Infrastruktur werden in der derzeitigen Version des DEST nicht berücksichtigt, jedoch wurden entsprechende Zeilen vorgesehen.

Direkte Emissionen

Literaturwerte für direkte Emissionen aus den Prozessen wurden bereits im Rahmen der Masterarbeit von Krois (2016) erhoben und im Tool gespeichert. Diese Werte wurden zur Berechnung verwendet.

Energiebedarf und Betriebsmitteleinsatz

Für die Berechnung der Emissionen aus Energiebedarf und Betriebsmitteleinsatz im Tool wurden die im Anhang F angegebenen Literaturwerte verwendet.

Gesamtbewertung

In einer Gesamtübersicht werden die Emissionen pro Jahr für jede Technologie, geordnet nach Cluster, angegeben. Die Summe der CO₂-Äquivalenten in den Clustern werden umgerechnet und bezogen auf Einwohnerwerte pro Tag [kg/(EW x d)], pro Jahr [kg/(EW x a)] und auf die behandelte Abwassermenge [kg/m³].

3.6.1.4 Szenarienvergleich

Um verschiedene berechnete Szenarien im DEST speichern und vergleichen zu können, wurde ein Szenarienvergleich entwickelt. Mithilfe eines Makros können die Ergebnisse einer Berechnung nun abgespeichert und wieder aufgerufen werden. Das Sheet „Szenarienvergleich“ beinhaltet die Bereiche Stickstoff, Kohlenstoff, Energie, Biogas, ökonomische und ökologische Bewertung. In jedem Bereich können ausgewählte Kennzahlen und Parameter von zwei abgespeicherten Szenarien verglichen werden.

3.6.2 Einbindung in den Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit wurden zusätzlich zum Tool auch in den Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“ in Form von Szenarien der Zukunft, Technologiebeschreibungen und einem Manual für das Tool integriert. Die Erstellung des Leitfadens erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Projektkonsortium und der eingangs erwähnten parallel laufenden Masterarbeit (vgl. Kapitel 2.3.3).

Szenarien der Zukunft

Für den Planungsleitfaden wurden in Expertengesprächen drei Technologievariationen für die Zukunft definiert, wobei die Technologien zur Nährstoffrückgewinnung ebenfalls berücksichtigt wurden. Jedes Konzept wurde im Leitfaden beschrieben und im DEST berechnet. Aus den Ergebnissen wurden unter anderem Nomogramme für den Leitfaden erstellt.

Technologiebeschreibungen

Ergänzend zum Planungsleitfaden wurden Technologiebeschreibungen zu neuartigen Technologien erstellt. Eine Beschreibung der Technologie, Betriebsparameter, Ressourceninput, -output und Kosten wurden kompakt und übersichtlich dargestellt. Zusätzlich wurde auch weiterführende Literatur zu den Technologien angegeben.

3.7 Case Study

Um die Auswirkung der Stickstoff-Rückgewinnung auf die gesamte Abwasserreinigungsanlage darzustellen, wurde eine Case Study mithilfe des DEST durchgeführt. Dazu wurden die Daten einer ARA, welche im Rahmen des Projektes untersucht wurde, verwendet.

Der Status Quo wurde im Szenario 1 dargestellt und die Ergebnisse mit den Daten der ARA verglichen. Im nächsten Schritt wurde im Szenario 2 die Membrandestillation als Technologie zur Stickstoff-Rückgewinnung eingesetzt und die Resultate wurden analysiert. Im Szenarienvergleich wurden anschließend die Auswirkungen der N-Rückgewinnung im Vergleich zum Status Quo dargestellt.

4 Ergebnisse der Literaturrecherche

4.1 Stoffströme mit relevantem Stickstoffanteil

4.1.1 Kommunale Abwasserreinigung

4.1.1.1 Abwasser

Definition und Herkunft

In Österreich gibt es keine einheitliche rechtliche Definition von Abwasser. Die Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen AAEV 1996 (BGBl. Nr. 186/1996, 1996) definiert Abwasser wie folgt:

„Wasser, das infolge der Verwendung in Aufbereitungs-, Veredelungs-, Weiterverarbeitungs-, Produktions-, Verwertungs-, Konsumations- oder Dienstleistungs- sowie in Kühl-, Lösch-, Reinigungs-, Desinfektions- oder sonstigen nicht natürlichen Prozessen in seinen Eigenschaften derart verändert wird, daß es Gewässer in ihrer Beschaffenheit (§ 30 WRG 1959) zu beeinträchtigen oder zu schädigen vermag. Wasser gemäß Abs. 2 Z 5 oder 6, welches derartigen Prozessen unterworfen wird, gilt nicht als Abwasser.“

Abwasser, welches in kommunale Abwasserreinigungsanlagen eingeleitet wird, setzt sich üblicherweise zusammen aus verschmutztem Abwasser aus Haushalten, Gewerbe und Industrie, Fremdwasser und Niederschlagswasser von Dächern, Straßen und Parkplätzen. Fremdwasser, dazu zählt zum Beispiel Bachwasser, Drainagewasser oder laufende Brunnen, ist nicht verschmutzt und fließt stetig zu. Die Menge an Niederschlagswasser ist sehr variabel. Bei intensivem Regen macht es jedoch den größten Anteil im Zufluss zur ARA aus. Von Mischwasser wird gesprochen, wenn Abwasser aus Haushalten, Gewerbe und Industrie gemeinsam mit Fremdwasser und Niederschlagswasser im Kanal geführt wird. (Gujer, 2007)

Charakterisierung

Die Zusammensetzung und Menge der Schmutzstoffe im Abwasser bestimmen die Art und Größe der erforderlichen Bauwerke zur Reinigung. Wichtige Parameter für den Kohlenstoffgehalt sind der biochemische Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB₅) und der chemische Sauerstoffbedarf (CSB). (Gujer, 2007)

In der Tabelle 4-1 sind Erfahrungswerte für Grundbelastungen in häuslichem Abwasser angegeben. Diese werden auch zur Planung von Abwasserreinigungsanlagen bei unbekanntem tatsächlichen Stofffrachten herangezogen. (Kainz et al., 2002)

Tabelle 4-1: Grundbelastungen des Abwassers, Daten aus Kainz et al. (2002)

Stofffrachten	Wert	Einheit	Wert	Einheit
Schmutzwasseranfall Q_s	200	L/(EW x d)	-	-
Feststoffe im Zulauf TS	70	g/(EW x d)	-	-
BSB ₅	60	g/(EW x d)	300	mg/L
CSB	120	g/(EW x d)	600	mg/L
N_{ges}	11	g/(EW x d)	-	-
P_{ges}	1,8	g/(EW x d)	7,5	mg/L
NH ₄ -N	-	-	55	mg/L
TKN	-	-	70	mg/L

Der wesentliche Anteil an Stickstoff im kommunalen Abwasser stammt vom Harnstoff des Urins aus menschlichen Ausscheidungen. Im Kanal werden Harnstoff und andere organische Stickstoffverbindungen zum Teil durch mikrobiologische Prozesse bereits zu Ammonium umgesetzt (Ammonifikation). Etwa 40 % der Stickstofffracht im Rohabwasser liegt organisch gebunden vor und 60 % gelöst als Ammonium-Stickstoff. Die Summe, der TKN, liegt üblicherweise zwischen 60 und 80 mg/L. (DWA Leitfaden Nr. 2-14, 2011)

Menge

Der Abwasseranfall ist täglichen und saisonalen Schwankungen unterworfen, aber der durchschnittliche Trockenwetterzulauf zur ARA wird mit 200 L pro Einwohner und Tag (L/(EW x d)) bemessen (Kainz et al., 2002). In Österreich betrug die entsorgte, angefallene Abwasserfracht der kommunalen Anlagen im Jahr 2014 14,2 Millionen EW₆₀. Dieser Wert umfasst alle Abwasserreinigungsanlagen mit mehr als 50 EW₆₀, auf welchen rund 95,0 % des Abwassers in Österreich gereinigt werden. Auf diesen Anlagen betrug im Jahr 2014 die Stickstoff-Zulauf-fracht 46.634 Tonnen N_{ges} . (BMLFUW, 2016a)

Stand der Technik

In Österreich wird das Abwasser von rund 95 % der Bevölkerung in 1.865 Abwasserreinigungsanlagen mit mehr als 50 EW₆₀ gereinigt. Der restliche Anteil wird in Klein- und Hauskläranlagen oder über Senkgruben entsorgt. (BMLFUW, 2016a)

Der überwiegende Teil der Anlagen in Österreich sind Belebungsanlagen (91 %). Bei genauerer Betrachtung entfallen 51 % auf Belebungsverfahren mit simultaner aerober Stabilisierung und 18 % auf Belebungsverfahren mit Schlammfäulung. Festbetтанlagen oder Kombinationen aus Festbett- und Belebungsanlagen spielen nur eine untergeordnete Rolle. (ÖWAV, 2015)

Tabelle 4-2 gibt die Zulauf- und Abauffrachten für kommunale Abwasserreinigungsanlagen für das Jahr 2014 an. Weiters ist die Reinigungsleistung in Prozent dargestellt. (BMLFUW, 2016a)

Tabelle 4-2: Zulauf- und Abauffrachten für kommunale Abwasserreinigungsanlagen >50 EW₆₀ in Österreich im Jahr 2014, Daten aus BMLFUW (2016a)

Parameter	Zulauffracht [t/a]	Ablauffracht [t/a]	Reinigungsleistung [%]
BSB ₅	298.242	4.563	98
CSB	577.119	29.681	95
N _{ges}	46.634	8.625	82
P _{ges}	7.506	767	90

Abbildung 4-1 zeigt den Verfahrensablauf einer typischen mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage. Eine mögliche chemische Reinigungsstufe kann leicht integriert werden und die Schlammbehandlung ist in vielen Anlagen komplexer ausgeführt. (Gujer, 2007)

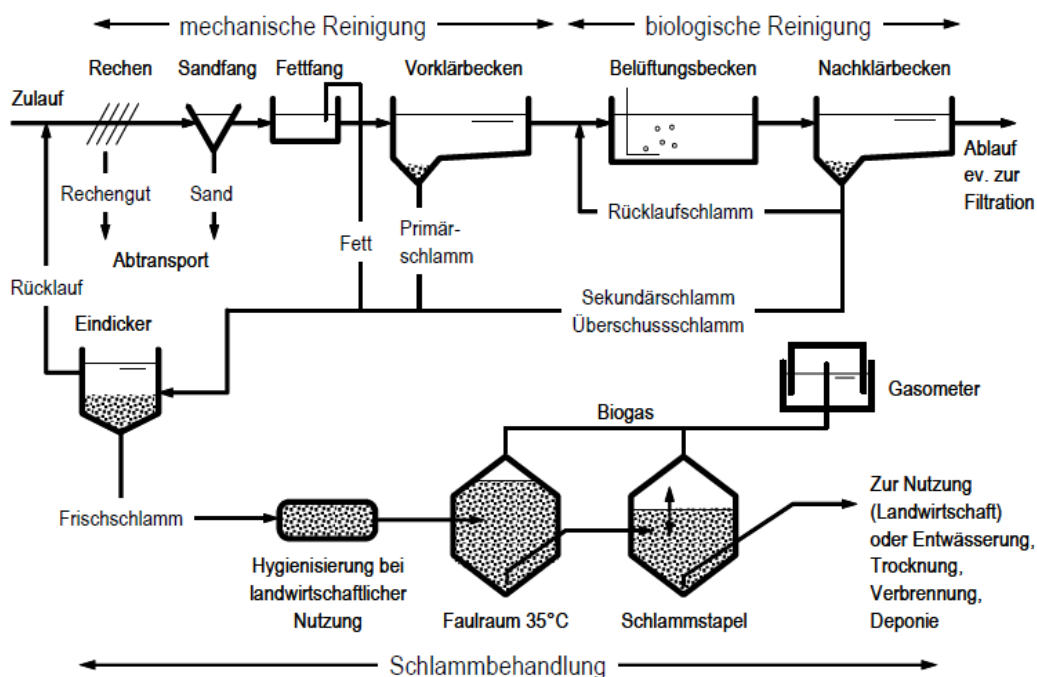


Abbildung 4-1: Typisches Fließschema einer mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage (Gujer, 2007)

Mechanische Reinigung

In der mechanischen Vorreinigung erfolgt die Vorbereitung für die eigentliche Reinigung. Die Abtrennung von Grobstoffen erfolgt mit dem Rechen und im Sandfang werden mineralische Feststoffe, wie zum Beispiel Sand, sedimentiert

und entfernt. Im Vorklärbecken werden weitere absetzbare Stoffe aus dem zufließenden Abwasser entfernt. Das Sediment wird als Primärschlamm der Schlammbehandlung zugeführt. (Gujer, 2007)

Biologische Reinigung

Im Belebungsbecken (in Abbildung 4-1 als Belüftungsbecken bezeichnet) werden die biologisch abbaubaren, gelösten, kolloidalen Schmutzstoffe durch Bakterien unter der Zuführung von O₂ abgebaut. Die Mikroorganismen vermehren sich und Schlammflocken in der Größe von 0,2 – 1 mm –als Belebtschlamm bezeichnet – werden gebildet. Der Belebtschlamm wird im Nachklärbecken von gereinigtem Abwasser durch Sedimentation abgetrennt. Ein Teil des abgesetzten Schlammes wird als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken rezirkuliert und ein Teil als Sekundärschlamm der Schlammbehandlung zugeführt. Das gereinigte Abwasser wird über mögliche weitere Reinigungsschritte (z.B. Filtration) in den Vorfluter eingeleitet. (Gujer, 2007)

Stickstoff-Entfernung

Die Entfernung von Stickstoff im Belebungsbecken aus dem Abwasser erfolgt über die Nitrifikation und Denitrifikation.

Nitrifikation

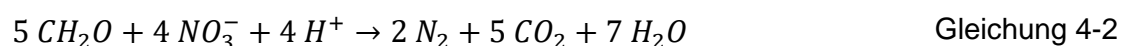
Spezielle autotrophe Bakterien (Nitrifikanten) oxidieren unter Sauerstoff-Verbrauch Ammonium (NH₄⁺) zu Nitrit (NO₂⁻) und weiter zu Nitrat (NO₃⁻). In der Nitrifikation wird der Stickstoff dem Abwasser somit nicht entzogen, sondern nur umgewandelt. Gleichung 4-1 zeigt die chemischen Vorgänge bei der Umwandlung. (Gujer, 2007)



Diese Organismen sind langsam wachsend, womit eine entsprechende Aufenthaltsdauer von Abwasser im Belebungsbecken gefordert wird. Der Sauerstoff-Verbrauch beträgt 4,57 g O₂ pro oxidiertem g NH₄-N. (Gujer, 2007)

Denitrifikation

Die Denitrifikation bezeichnet die mikrobiologische Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff (N₂), wie in Gleichung 4-2 dargestellt. Heterotrophe Organismen verwenden Nitrat anstelle von gelöstem Sauerstoff als O₂-Quelle zur Oxidation von organischen Stoffen. (Gujer, 2007)



Für diesen Prozess müssen organische, abbaubare Stoffe verfügbar sein und anoxische Bedingungen vorherrschen. Das bedeutet, dass kein gelöster Sauerstoff vorhanden sein darf. 1 g NO₃-N ersetzt in diesem Verfahrensschritt 2,86 g O₂.

Das Gas N₂ ist in Wasser sehr schlecht löslich und steigt daher in Form von Gasblasen im Abwasser auf und wird an die Atmosphäre abgegeben. Damit ist der Stickstoff endgültig aus dem Abwasser entfernt. (Gujer, 2007)

4.1.1.2 Faulschlamm

Definition und Herkunft

In der kommunalen ARA wird an verschiedenen Stellen im Verfahren Schlamm abgetrennt und behandelt (vgl. Abbildung 4-1). Man unterscheidet folgende Typen:

Tabelle 4-3: Herkunft und Bezeichnungen von Schlämmen in der kommunale ARA, nach Rosenwinkel et al. (2015) und Gujer (2007)

Entstehungsort	Bezeichnung
Mechanische Abwasserreinigung	Primärschlamm
Biologische Abwasserreinigung	Sekundärschlamm (Überschussschlamm)
Chemische Abwasserreinigung	Tertiärschlamm
Vor der Stabilisierung Primär-, Sekundär- und Tertiärschlamm	Rohschlamm (Frischschlamm)
Nach der Stabilisierung	Faulschlamm

Charakterisierung

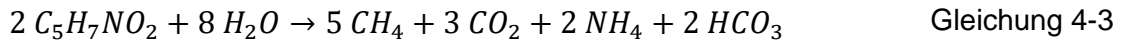
Die Beschaffenheit der Schlämme hängt von der Herkunft und der Art der Behandlung ab. Tabelle 4-4 zeigt die Inhaltsstoffe in verschiedenen Schlamm-Typen.

Tabelle 4-4: Inhaltsstoffe in verschiedenen Schlämmen der kommunalen ARA mit Phosphorelimination (Gujer, 2007)

Stoffstrom	Parameter		
	TSS	TKN	P _{ges}
	g/(EW x d)	g/(EW x d)	g/(EW x d)
Primärschlamm	35	1	0,2
Sekundärschlamm	45	2	0,6
Tertiärschlamm	10	0	0,8
Rohschlamm (Frischschlamm)	90	3	1,6
Faulschlamm	60	3	1,6
Faulschlamm, entwässert	60	1,6	1,4

Pro Einwohner fallen täglich zwischen 2 und 3 L Rohschlamm an (Förstner, 2012). Wenn davon ausgegangen wird, dass sich die Menge während der Faulung nicht ändert und eine Fracht von 3 g TKN pro Einwohner und Tag vorhanden ist, ergibt das eine Konzentration von 1.000 – 1.500 mg TKN/L.

In Anaerobanlagen werden in etwa 40 – 55 % des organischen Anteils abgebaut, wobei der organisch gebundene Stickstoff gemäß folgender Gleichung als Ammonium freigesetzt wird ($C_5H_7NO_2$ steht stellvertretend für organische Stoffe). (Gujer, 2007)



Bei einem Abbau von etwa 55 % ergibt das Ammonium-Konzentrationen von 550 – 825 mg NH_4 -N/L.

Menge

In Österreich gibt es 164 kommunale Abwasserreinigungsanlagen auf denen der anfallende Schlamm anaerob stabilisiert wird. Abbildung 4-2 zeigt die eingesetzten Schlammstabilisierungsarten nach Größenklassen. Wird von jeder Größenklasse die mittlere Ausbaukapazität mit der Anzahl der Anlagen mit Schlammfau- lung multipliziert und eine Fracht von 3 g TKN/(EW x d) herangezogen, so kommt man auf eine Gesamtfracht von etwa 9.600 Tonnen TKN pro Jahr.

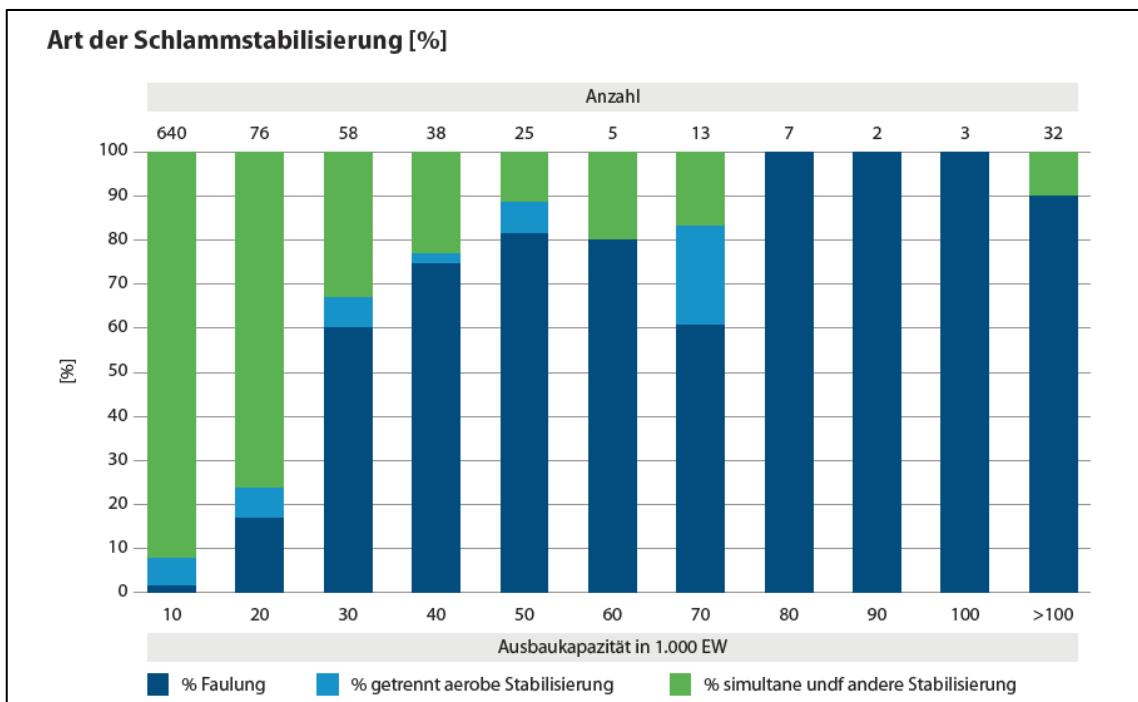


Abbildung 4-2: Eingesetzte Schlammstabilisierungsarten kommunaler ARAs mit einer Ausbaugröße > 50 EW₆₀ (ÖWAV, 2015)

Stand der Technik

Der Rohschlamm, zusammengesetzt aus Primärschlamm, Sekundärschlamm und Tertiärschlamm, wird der Schlammbehandlung, bestehend aus Eindickung,

Stabilisierung und Entwässerung, zugeführt. Dabei beträgt der TS-Gehalt üblicherweise zwischen 2 und 5 %. Diese Feststoffe bestehen zu zwei Drittel aus organischer Substanz. (Förstner, 2012)

Die Endunterbringung des Klärschlammes stellt verschiedene Anforderungen an die Behandlung. Für eine landwirtschaftliche Nutzung muss der Schlamm hygienisch einwandfrei und stabil sein. Wird der Schlamm auf einer Deponie endgelagert, muss er frei von reaktiven organischen Anteilen sein und für die energetische Nutzung, die Verbrennung, muss der Wassergehalt durch Trocknung möglichst weit reduziert werden. (Förstner, 2012)

Eindickung

Im ersten Schritt wird dem Schlamm im Eindicker durch Absetzen, Zentrifugieren oder Filtrieren möglichst viel Wasser entzogen, um das Volumen zu verringern und den TS-Gehalt zu erhöhen. Dem geht eventuell eine chemische oder physikalische Konditionierung voraus. Das abgetrennte Wasser wird der biologischen Reinigung rückgeführt. (Förstner, 2012)

Stabilisierung

Ziel der Schlammstabilisierung ist es, organische, leicht abbaubare Stoffe in einem technischen Verfahren unter kontrollierten Bedingungen abzubauen, um unter anderem später Geruchsprobleme zu vermeiden. Dabei kann man zwischen aerober und anaerober Stabilisierung unterscheiden. (Gujer, 2007)

Aerobe Stabilisierung

Der Schlamm wird in einem separaten Reaktor unter Belüftung stabilisiert. Dies kann bei normalen Temperaturen (Langzeitbelüftung), mesophil (15 – 45 °C) oder thermophil (45 – 75 °C) erfolgen. Die Wahl des Verfahrens ist vorwiegend von der Anlagengröße und der Prozessführung abhängig. (Gujer, 2007; Förstner, 2012)

Anaerobe Stabilisierung (Schlammfäulung)

Bei der anaeroben Stabilisierung wird der Schlamm in einem Faulbehälter unter Ausschluss von Sauerstoff stabilisiert. Die organischen Stoffe werden anaerob in vier Stufen (Hydrolyse, Acidogenese-Säurebildung, Acetogenese-Essigsäurebildung, Methanisierung-Methanbildung) abgebaut. An diesen mikrobiologischen Prozessen sind mehrere Gruppen von Bakterien beteiligt. (Förstner, 2012)

Die Temperatur im Faultrum beträgt zwischen 33 und 37 °C und für mittlere Anlagen liegt die Aufenthaltsdauer bei circa 20 Tagen. Im Prozess können 40 – 55 % der organischen Stoffe abgebaut werden und Biogas wird produziert. (Gujer, 2007)

Entwässerung

Um das Volumen des anfallenden stabilisierten Schlammes weiter zu verringern und den Wasseranteil zu vermindern, wird der Schlamm entwässert. Dieser Verfahrensschritt wird meistens durch die Zugabe von Flockungshilfsmitteln unterstützt. Typische Anlagen sind die Dekanterzentrifuge, die Bandfilterpresse und auch die diskontinuierlich arbeitende Kammerfilterpresse. (Gujer, 2007)

Verwertung

Der entwässerte Faulschlamm kann auf mehrere Arten verwertet werden. Üblich sind die Schlammverbrennung, der Einsatz in der Landwirtschaft und die Depositionierung. (Förstner, 2012)

In Österreich wurden 2015 19 % auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht, 52 % thermisch behandelt und 29 % einer sonstigen Behandlung, wie zum Beispiel einer mechanischen-biologischen Behandlung, Kompostierung oder Vererdung zugeführt (BMLFUW, 2017a).

4.1.1.3 Prozesswasser***Definition und Herkunft***

An verschiedenen Stellen in der Schlammbehandlung wird Wasser abgetrennt und zur mechanisch-biologischen Reinigung rückgeführt (vgl. Abbildung 4-1). Je nach Herkunft werden in der Literatur verschiedene Bezeichnungen (vgl. Tabelle 4-5) verwendet. (Gujer, 2007)

Tabelle 4-5: Abgetrennte Wässer in der Schlammbehandlung und ihre Bezeichnungen, nach DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2000); Rosenwinkel et al. (2015)

Entstehungsort	Bezeichnung
Eindickung (Schwerkraft)	Überstandswasser
Faulturm	Trübwasser
Entwässerungsaggregate:	
Zentrifuge	Zentrat
Siebtrommel, Filterpressen	Filtrat
Trocknung	Kondensat
Verbrennung	Waschwasser

Der gesamte rückgeführte Abwasserstrom aus den unterschiedlichen Teilbereichen der Schlammbehandlung wird in der vorliegenden Arbeit nach Rosenwinkel et al. (2015) als Prozesswasser bezeichnet.

Charakterisierung

Die Konzentration der Inhaltsstoffe in dem rückgeführten Prozesswasser ist stark von der Art des Schlammes und der Vorbehandlung (Faulung, Fällung, Konditionierung) abhängig. Tabelle 4-6 gibt einen Überblick über Erwartungswerte und Schwankungsbreiten der Belastungen (Rosenwinkel et al., 2015). Zum Vergleich wurden auch die Grundbelastungswerte für Rohabwasser angegeben.

Tabelle 4-6: Inhaltsstoffe in Prozesswässer der Schlammbehandlung (Rosenwinkel et al., 2015)

Quelle	Parameter			
	BSB ₅	CSB	NH ₄ -N	P _{ges}
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Rohabwasser ¹⁾	300	600	55	7,5
Primärschlamm Voreindicker statisch	2.000-6.000	6.000-12.000	100-1.000	Je nach Verfahren der P-Elimination und Schlammstabilisierung bis zu 100 mg/L
Rohschlammwässerung, Zentrifuge/Bandfilter (polymerkonditioniert)	1.000-4.000	2.000-8.000	50-800	
Rohschlammwässerung Kammerfilterpresse (Kalk-Eisen)	500-3.000	1.000-5.500	100-800	
Faulschlammwässerung (polymerkonditioniert)	200-800	2.000-5.000	800-1.200	
Faulschlammwässerung Kammerfilterpresse (Kalk-Eisen)	300-1.500	1.200-3.500	400-1.000	

¹⁾ Daten für Rohabwasser aus Kainz et al. (2002)

Die Rückbelastung beträgt laut DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004) etwa 1,5 g N/(EW x d) oder 548 g N/(EW x a). Bei einem Prozesswasseranfall von 0,47 – 0,70 m³/(EW x a) (vgl. Tabelle E-24) ergibt das eine Konzentration von etwa 780 – 1.170 mg N/L.

Die wesentliche Belastungsgröße stellt der Ammonium-Stickstoff aus der Rückführung des Prozesswassers der Schlammwässerung dar. Bei der Schlammstabilisierung werden etwa 50 % der organischen Bestandteile abgebaut, wobei der darin gebundene Stickstoff zu Ammonium abgebaut und gelöst in der wässrigen Phase vorliegt (Gujer, 2007). Gemäß DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2000) liegen 80 – 95 % des Stickstoffs im Prozesswasser als Ammonium-Stickstoff vor.

Da der Stickstoff größtenteils als Ammonium rückgeführt wird, sind die Nitrifikation und Denitrifikation betroffen. Bei Überlastung kann Ammonium bis in die Vorflut durchbrechen und negative Auswirkungen auf das Gewässer ausüben (vgl. Kapitel 2.1.4.3). (Gujer, 2007)

Menge

Das Volumen der Rückläufe ist sehr stark von der gemeinsamen oder getrennten Behandlung von Primär- und Sekundärschlamm, sowie von den eingesetzten

Konditionierungsmethoden und Fest-Flüssig-Trennverfahren abhängig (vgl. Tabelle E-24). (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2000)

Die Rückbelastung kann zwischen 10 und 20 % der Stickstofffracht des Zulaufs betragen (DWA-A 131, 2016). Der DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004) beziffert die Belastung auf 1,5 g N/(EW x d).

Die gesamte Belastung der Abwasserreinigungsanlagen in Österreich beträgt 14,2 Millionen EW₆₀ (BMLFUW, 2016a). Daraus würde sich eine Stickstoff-Rückbelastung durch das Prozesswasser von etwa 7.800 Tonnen pro Jahr ergeben.

Werden nur die 164 Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammstabilisierung (ÖWAV, 2015) berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.1.1.2), ergibt sich eine Fracht von etwa 4.900 Tonnen Stickstoff pro Jahr.

Stand der Technik

Für das Prozesswassermanagement, die Rückführung und die Behandlung, gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Die Behandlung kann entweder im Hauptstrom gemeinsam mit dem Zulauf, oder getrennt im Teilstrom erfolgen. (Rosenwinkel et al., 2015)

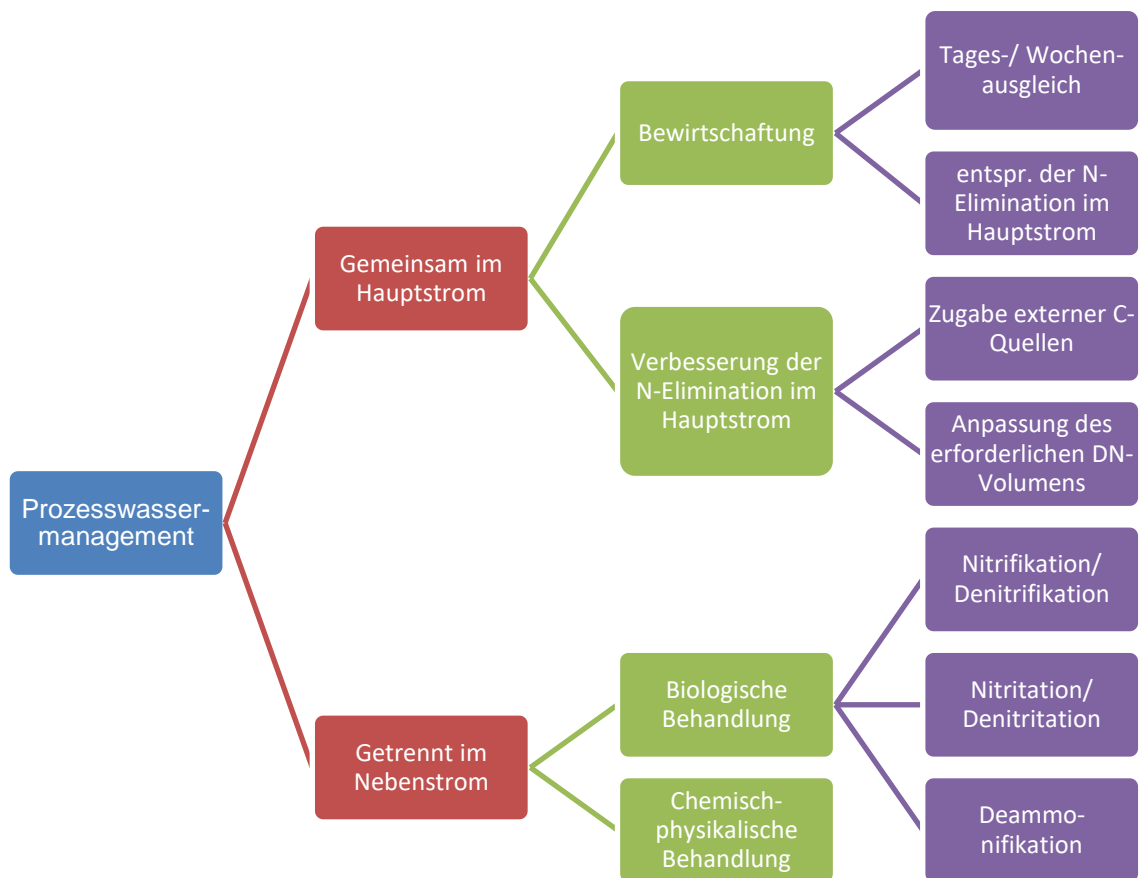


Abbildung 4-3: Ausgewählte Konzepte des Prozesswassermanagements (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004)

Die Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe, die Nährstoffverhältnisse und die Dynamik im Zulauf, die technische Umsetzbarkeit und die Wirtschaftlichkeit sind die maßgebenden Faktoren für die Auswahl des Konzeptes (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004).

Zu einem überwiegenden Teil werden die Prozesswässer im Hauptstrom mitbehandelt, da sich durch Schwankungen der Frachten im Zulauf Kapazitätsreserven ergeben, die eine gezielte Rückbelastung ermöglichen. Bei neuen Anlagen ist eine entsprechende Volumenvergrößerung für die Stickstoffentfernung in der Bemessung miteinzubeziehen. (Rosenwinkel et al., 2015)

Sind jedoch sämtliche Kapazitäten der ARA ausgeschöpft, ist eine Prozesswasserbehandlung im Teilstrom erforderlich. Üblich sind Verfahren, welche der Behandlung im Hauptstrom ähnlich sind, wie Nitrifikation und Denitrifikation, manchmal auch ausgeführt als Sequencing Batch Reactor (SBR). (Rosenwinkel et al., 2015)

4.1.2 Wirtschaftsdünger

Definition und Herkunft

Auf landwirtschaftlichen, viehhaltenden Betrieben fallen tierische Exkremente in unterschiedlichen Formen an. Es kann zwischen folgenden Arten unterschieden werden.

Tabelle 4-7: Wirtschaftsdüngerarten (BMLFUW, 2017b)

Bezeichnung	Definition
Festmist	Ein Gemisch aus Kot und Harn mit Einstreu und Futterresten. Dazu kommt ein Teil des anfallenden Harns, der von Einstreu aufgesaugt und gebunden wird.
Tiefstallmist	In Laufställen anfallendes Gemisch aus tierischen Ausscheidungen und hohen Einstreumengen. Im Gegensatz zum „klassischen“ Festmist-Jauche System ist der anfallende Harn zur Gänze im Tiefstallmist gebunden.
Gülle	Ein Gemisch aus Kot und Harn, das außerdem Wasser sowie Futterreste und Einstreuteile enthalten kann.
Jauche	Besteht vorwiegend aus Harn, kann aber auch Sickersaft von Festmiststapeln und geringe Mengen an Kot- und Einstreu enthalten.

In der konventionellen Schweine- und Rinderhaltung ist der Einsatz von Spaltenböden oder zumindest Teilspaltenböden, bei dem keine oder nur sehr geringe Mengen an Einstreu verwendet werden, üblich. Daher liegt der Großteil der anfallenden Wirtschaftsdünger in Form von Gülle vor. (Bauer et al., 2009)

Charakterisierung

In Tabelle 4-8 sind die Güllemengen und die zugehörigen Nährstoffmengen, aufgliedert für ausgewählte Tierarten, angegeben. Die höchsten Mengen an Stickstoff und Phosphor sind in der Schweinegülle zu finden. Ebenfalls zeichnet sich

die Schweinegülle mit einem N:P-Verhältnis meist kleiner als 4:1 durch einen hohen Phosphoranteil relativ zum Stickstoffgehalt aus. Bei Rindergülle liegt das N:P-Verhältnis im Bereich 5:1 – 6:1.

Tabelle 4-8: Anfallende Güllemengen und zugehörige Nährstoffmengen nach Tierarten, Daten aus BMLFUW (2017b)

Tierart	Menge [m ³ /a] ¹⁾	N [kg/a] ²⁾	N [kg/m ³]	P [kg/a] ³⁾	P [kg/m ³]	N:P
Rinder						
Ochsen, Stiere (ab 2 Jahre)	14,2	54,7	3,9	10,8	0,8	5,1
Kalbinnen (ab 2 Jahre)	15,4	58,9	3,8	11,1	0,7	5,3
Milchkühe (5000 kg Milch)	23,0	74,4	3,2	12,3	0,5	6,0
Milchkühe (7000 kg Milch)	23,4	89,7	3,8	16,3	0,7	5,5
Milchkühe (> 10.000 kg Milch)	25,4	112,6	4,4	22,3	0,9	5,0
Schweine (Standardfütterung)						
Ferkel 8 – 32 kg Lebendgewicht	0,6	2,5	4,2	0,9	1,5	2,8
ab 32 kg LG bis Mastende/Belegung	1,4	7,5	5,4	1,9	1,4	3,9
Zuchtschweine	5,1	14,4	2,8	4,6	0,9	3,1

Anmerkungen zur Tabelle:

¹⁾ Gülleanfallsmengen je Stallplatz in m³ (original angegeben als m³ für 6 Monate)

²⁾ Jährlicher Stickstoffanfall aus der Tierhaltung je Stallplatz nach Abzug der Stall- und Lagerverluste in kg (N_{AL})

³⁾ Anfallsmengen an P aus der Tierhaltung in kg je Stallplatz und Jahr; umgerechnet von P₂O₅ mit dem Faktor 0,4364

In Tabelle 4-9 sind die Jauchemengen und die zugehörigen Nährstoffmengen angegeben. Die höchsten Mengen an Stickstoff und Phosphor sind in der Jauche der Schweine zu finden.

Tabelle 4-9: Anfallende Jauchemengen und zugehörige Nährstoffmengen nach Tierarten, Daten aus BMLFUW (2017b)

Tierart	Menge [m ³ /a] ¹⁾	N [kg/a] ²⁾	N [kg/m ³]	P [kg/a] ³⁾	P [kg/m ³]	N:P
Rinder						
Ochsen, Stiere (ab 2 Jahre)	7,0	22,5	3,2	5,4	0,8	4,2
Kalbinnen (ab 2 Jahre)	7,6	24,2	3,2	5,6	0,7	4,3
Milchkühe (5000 kg Milch)	7,6	20,4	2,7	6,2	0,8	3,3
Milchkühe (7000 kg Milch)	7,8	24,6	3,2	8,2	1,0	3,0

Ergebnisse der Literaturrecherche

Tierart	Menge [m ³ /a] ¹⁾	N [kg/a] ²⁾	N [kg/m ³]	P [kg/a] ³⁾	P [kg/m ³]	N:P
Milchkühe (> 10.000 kg Milch)	8,4	30,9	3,7	11,2	1,3	2,8
Schweine (Standardfütterung)						
Ferkel 8 – 32 kg Lebendgewicht	0,1	0,8	8,0	0,4	4,4	1,8
ab 32 kg LG bis Mastende/ Belegung	0,5	2,3	5,0	1,0	2,1	2,4
Zuchtschweine	1,7	4,5	2,7	2,3	1,4	1,9

Anmerkungen zur Tabelle:

¹⁾ Jaucheanfallsmengen je Stallplatz in m³ (original angegeben als m³ für 6 Monate)

²⁾ Jährlicher Stickstoffanfall aus der Tierhaltung je Stallplatz nach Abzug der Stall- und Lagerverluste in kg (N_{AL})

³⁾ Anfallsmengen an P aus der Tierhaltung in kg je Stallplatz und Jahr; umgerechnet von P₂O₅ mit dem Faktor 0,4364; Annahme bei Festmist-Jauche-System: ca. 50 % in Jauche

In Tabelle 4-10 sind die Anteile an Ammonium-Stickstoff und organisch gebundenem Stickstoff in Gülle und Jauche angegeben. Der höchste Anteil an Ammonium-Stickstoff ist in der Rinderjauche zu finden. Für Schweinejauche sind keine Werte angegeben.

Tabelle 4-10: Anteile an NH₄-N und org. geb. N in Wirtschaftsdünger (BMLFUW, 2017b)

Art	NH ₄ -N [%]	Org. geb. N [%]
Rindergülle	50	50
Schweinegülle	65	35
Rinderjauche	90	10

Menge

In Österreich fallen jährlich etwa 25 Mio. m³ flüssiger Wirtschaftsdünger an, wobei den größten Anteil Rinder-, Schweinegülle und Rinderjauche ausmachen. Die Menge an Schweinejauche beträgt etwa 167.000 m³ (LFZ Raumberg-Gumpenstein, 2011).

Tabelle 4-11 zeigt die daraus errechneten jährlichen Mengen an Stickstoff und Ammonium-Stickstoff.

Tabelle 4-11: Jährliche Stickstoff-Mengen aus Wirtschaftsdünger

	Menge [m ³ /a] ¹⁾	N [kg/m ³] ²⁾	NH ₄ -N [kg/m ³]	Menge N [t/a]	Menge NH ₄ -N [t/a]
Rindergülle	13.845.717	3,8	1,9	52.891	26.445
Schweinegülle	5.130.818	4,1	2,7	21.207	13.785
Rinderjauche	5.763.188	3,2	2,9	18.344	16.510
Summe	24.739.723			92.442	56.740

Anmerkungen zur Tabelle:

¹⁾ Quelle: (LFZ Raumberg-Gumpenstein, 2011)

²⁾ Mittelwerte aus Tabelle 4-8 und Tabelle 4-9

Stand der Technik

Der anfallende Wirtschaftsdünger in landwirtschaftlichen Betrieben wird meist unbehandelt auf den Flächen ausgebracht, um die Nährstoffe wieder dem Boden rückzuführen. Je nach Art und Größe des Betriebes kann es aber sein, dass die Ausbringung auf den eigenen Flächen aufgrund eines Nährstoffüberschusses nicht möglich ist. Vor allem die Überdüngung mit Stickstoff kann zu einer erhöhten Nitratbelastung des Grundwassers (vgl. Kapitel 2.1.4.2) führen. (Kaltschmitt et al., 2009)

Bei Nährstoffüberschüssen (Stickstoff und Phosphor) kann der Wirtschaftsdünger in vieharme Ackerbauregionen, in welchen viele Flächen fast ausschließlich mit künstlich hergestellten Düngemitteln gedüngt werden, transportiert werden. Die Kosten für den Transport sind jedoch sehr hoch und vor allem der hohe Wasseranteil ist dabei problematisch. Die Separation mit dem Ziel, den TS-Gehalt zu erhöhen und die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium abzutrennen, kann eine Lösung sein. Zum Beispiel können Schneckenpressen, Zentrifugen, Lagerbehälter zur Erzeugung einer Sinkschicht oder auch Gülle-Vollaufbereitungsanlagen eingesetzt werden. (Cielejewski et al., 2014)

4.1.3 Anaerobanlagen

Anlagen zur anaeroben Vergärung spielen auch abseits der kommunalen Abwasserreinigung eine wichtige Rolle. Sie finden zum Beispiel Anwendung in der Industrieabwasserbehandlung im Bereich der Lebensmittelerzeugung, der Verarbeitung tierischer Nebenprodukte und der Zellstoff- und Papierproduktion. Landwirtschaftliche Vergärungsanlagen und Anlagen zur Vergärung von Bio- und Grünabfällen sowie Restabfällen verfolgen das vorrangige Ziel der Erzeugung von Biogas. (Rosenwinkel et al., 2015)

Im Jahr 2016 waren in Österreich 394 Biogasanlagen mit einer installierten Leistung von circa 120 MW in Betrieb. Die Entwicklung ist in Abbildung 4-4 dargestellt. (E-Control Austria, 2017)

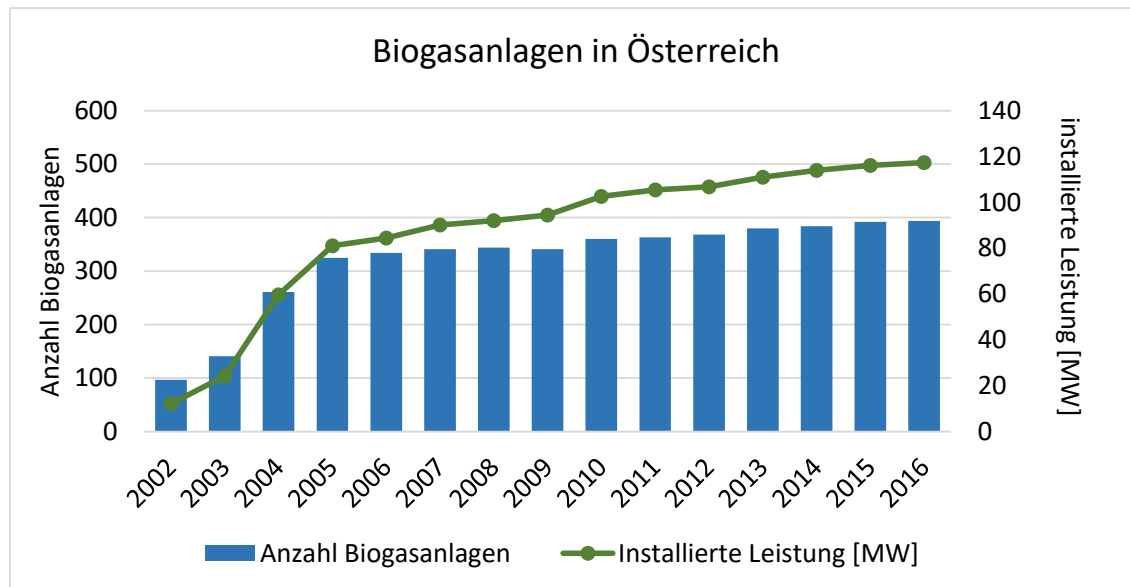


Abbildung 4-4: Biogasanlagen in Österreich, Daten aus E-Control Austria (2017)

In der Richtlinie „Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker- und Grünland“ (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007) werden verschiedene Substrate in drei Stoffgruppen unterteilt. Daraus ergeben sich Anforderungen an die Anlage und an den Analysenumfang.

Tabelle 4-12: Substrate in Biogasanlagen; Quelle: (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007)

Gruppe	Bezeichnung des Endproduktes	Substrate
1	Biogasgülle	NawaRo (z.B. Gras, Silomais, Grassilage, Feldfutter,...), Wirtschaftsdünger aus der landwirtschaftlichen Urproduktion
2	Gärrückstand	Aus Rückständen der Be- und Verarbeitung landwirtschaftlicher Produkte (z.B. pflanzliche Abfälle, Rübenschnitzel, pflanzliche Press- und Filterrückstände, Verdorbenes Saatgut, Obst- und Gemüseabfälle, Blumen, Molkerei- und Käseirückstände,...)
3	Gärrückstand	Andere biogene Reststoffe (z.B. Speiseöl und -fett, Rückstände aus Fettabscheidern, Blut, Hautreste, Hufe, Hörner, Schlachtkörperteile, Küchen- und Speiseabfälle aus Großküchen, Gras- und Rasenschnitt, Laub,...)

Werden unterschiedliche Substrate wie Wirtschaftsdünger, nachwachsende Rohstoffe (NawaRo), organische Reststoffe aus Landwirtschaft, Haushalt, Gewerbe und Industrie in einer Anlage gemeinsam vergärt, so spricht man von einer Co-Fermentation. (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007)

Der Stickstoff-Abbau und die Freisetzung als Ammonium wird in Kapitel 4.1.1.2 mit Gleichung 4-4 beschrieben.

Ammoniak-Hemmung

Hohe Ammoniumkonzentrationen können im Anaerobreaktor toxisch wirken. Die Intensität der Hemmung wird dabei durch Ammoniak, dem undissoziierten Anteil von Ammonium, bestimmt. Dieser Anteil ist wiederum von Temperatur und pH-Wert (vgl. Abbildung 2-1) abhängig (Rosenwinkel et al., 2015). Abbildung 4-5 zeigt die zulässige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert bei unterschiedlichen Temperaturen im Reaktor.

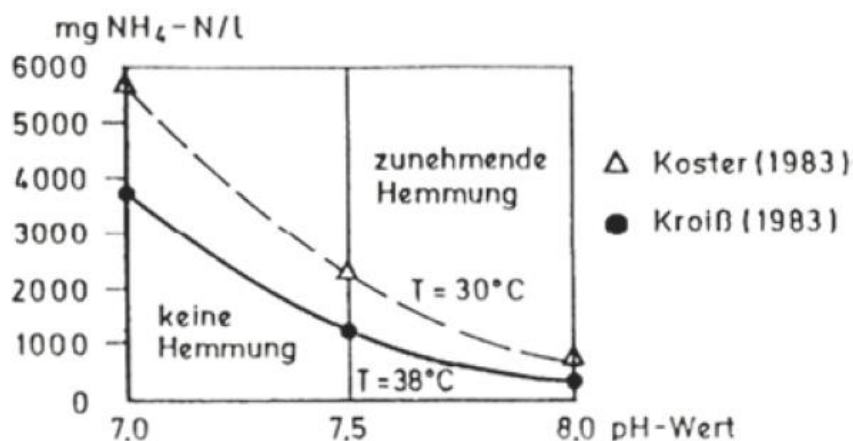


Abbildung 4-5: Zulässige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert und unterschiedlichen Temperaturen im Reaktor; Quelle: Kroiss (1986) in Rosenwinkel et al. (2015)

Durch die Hemmung der Essigsäure abbauenden Methanbakterien kommt es zu einer Anreicherung von organischen Säuren und einer pH-Wert Absenkung. Die Hemmwirkung von Ammoniak verringert sich somit wieder. Erhöhte Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen können somit in gewissen Bereichen toleriert werden, da es zu keiner Selbstverstärkung kommt. (Rosenwinkel et al., 2015)

Zur Vermeidung einer Ammoniakhemmung werden üblicherweise Co-Substrate zugegeben (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2013) oder das Gärsubstrat verdünnt (Chen et al., 2008).

Weitere untersuchte Maßnahmen bei Anaerobanlagen vor der Fermentation oder bei der Behandlung des Prozesswassers sind Luftstrippung (Abouelenien et al., 2010; Zhang & Jahng, 2010), Zugabe von Zeolithe (Milán et al., 2001; Tada et al., 2005), Ionenaustausch (Wirthensohn et al., 2009), Magnesium-Ammonium-

Phosphat (MAP)-Fällung (Uludag-Demirer et al., 2005) oder die Abtrennung von Ammoniak mit Hohlfasermembranen (Lauterböck et al., 2012). Eine Akklimatisierung der Bakterien über einen längeren Zeitraum stellt ebenfalls eine alternative Möglichkeit zur Umgehung des Problems dar (Güngör-Demirci & Demirer, 2004; Calli et al., 2005; Abouelenien et al., 2009). Es gibt auch biologische Behandlungsmöglichkeiten für Prozesswasser aus anaerober Vergärung (Dong & Tollner, 2003).

4.1.3.1 Biogasgülle

Definition und Herkunft

In landwirtschaftlichen Vergärungsanlagen werden vorwiegend tierische Exkremente (Gülle oder Festmist) und andere Ausgangsmaterialien aus der landwirtschaftlichen Urproduktion, wie nachwachsende Rohstoffe (NawaRo), Ernterückstände und Verarbeitungsrückstände von landwirtschaftlichen Betrieben (z.B. Treber, Kerne, Schalen, Fallobst,...) als Gärsubstrate eingesetzt. Das Endprodukt wird als Biogasgülle bezeichnet. (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007; Rosenwinkel et al., 2015)

Diese Substrate unterliegen nicht den Bestimmungen der Abfallgesetze, wenn sie im Rahmen eines land- und forstwirtschaftlichen Betriebes anfallen. Die Biogasgülle kann gemäß der Düngemittelverordnung 2004 (BGBl. II Nr. 100/2004, 2004) zur Herstellung von organischen Düngemitteln verwendet werden. (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007)

Charakterisierung

Die Inhaltsstoffe der Biogasgülle sind von den eingesetzten Gärsubstraten abhängig. Tabelle 4-13 gibt einen Überblick von charakteristischen Stoffdaten von Gärresten bezogen auf Frischmasse (FM). 55 – 65 % des Stickstoff-Gesamtgehalts liegen meist als Ammonium-Stickstoff vor, wobei wiederum 80 – 90 % des Ammonium-Stickstoffs löslich sind. (LTZ, 2008)

Tabelle 4-13: Stoffdaten von Gärresten landwirtschaftlicher Vergärungsanlagen mit unterschiedlichen Substraten, Daten aus LTZ (2008)

Parameter	NawaRo und Rindergülle	NawaRo und Schweinegülle	NawaRo
Trockenmasse [% FM]	7,3	5,6	7,0
N _{ges} [g/kg FM]	4,6	4,6	4,7
NH ₄ -N [g/kg FM]	2,6	3,1	2,7
P ₂ O ₅ [g/kg FM]	2,5	3,5	1,8
P _{ges} [g/kg FM] ¹⁾	1,1	1,5	0,8

¹⁾ umgerechnet von P₂O₅ mit dem Faktor 0,4364

Menge

In Österreich fallen jährlich in etwa 500.000 m³ Biogasgülle an (LFZ Raumberg-Gumpenstein, 2011). Bei einer groben Abschätzung und unter der Annahme einer Dichte von 1.000 kg/m³ und 4,6 kg N_{ges}/t FM ergibt sich eine Gesamtmenge von etwa 2.300 Tonnen Stickstoff pro Jahr.

Stand der Technik

Bei der Entwässerung und auch während der Nachrotte fällt Prozesswasser in unterschiedlichen Mengen an. Das kann zum Beispiel zur Verringerung des TM-Gehaltes des Gärsubstrates oder auch zur Perkolation eingesetzt werden. (Rosenwinkel et al., 2015)

Die nährstoffreichen, organischen Gärreste können nach der Entwässerung als Dünger auf den landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden. Durch die anaerobe Vergärung der Gülle ergeben sich Vorteile gegenüber der Verwendung ohne Behandlung. Die Geruchsemissionen werden reduziert und durch die Umwandlung des organisch gebundenen Stickstoffs in Ammonium-Stickstoff wird die Stickstoffverfügbarkeit erhöht und die Nitratauswaschung ins Grundwasser verringert. (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007; Kaltschmitt et al., 2009)

Allgemein kann es jedoch auch durch die Ausbringung von Biogasgülle in Veredelungsregionen zu Nährstoffüberschüssen kommen (vgl. Kapitel 4.1.2). Der Gärückstand muss dann separiert, vermarktet und transportiert werden. Eine mögliche Technologie ist die Trocknung und der Verkauf in Form von Pellets. (Rolink, 2013)

Durch den Anstieg des Ammonium-Anteils und des pH-Wertes wird auch das Risiko von Ammoniakemissionen während und nach der Ausbringung erhöht. Bis zu 70 % des Ammonium-Stickstoffs können in Form von Ammoniak verloren gehen, das würde auch einen hohen wirtschaftlichen Verlust für den Landwirt bedeuten. Durch verschiedene Maßnahmen können diese Verluste reduziert werden. (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 2007)

4.1.3.2 Anwendungen in der Lebensmittelindustrie

In der Lebensmittelindustrie kommen häufig Anaerobreaktoren, wie zum Beispiel UASB-Reaktoren (Upflow Anaerobic Sludge Blanket-Reaktoren), für die Vorbehandlung des Abwassers zum Einsatz. Nachgeschaltet ist aber meist auch eine aerobe Stufe notwendig, um die organische Belastung weitgehend zu reduzieren. Um das für die Denitrifikation notwendige Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis einzuhalten, wird oft ein Teilstrom an der anaeroben Stufe vorbei direkt in das Belebungsbecken geleitet. (Rosenwinkel et al., 2015)

Abwässer mit hohem Protein- beziehungsweise Stickstoffgehalt sind zum Beispiel in Schlacht- sowie Fleisch- und Fischverarbeitungsbetrieben, bei der Stärkeherstellung und in Molkereien zu finden.

Schlacht- und Fleischverarbeitungsbetriebe

Das Abwasser aus Schlacht- und Fleischverarbeitungsbetrieben entsteht im Wesentlichen beim Verarbeitungsprozess und bei der Reinigung der Anlagen. Charakteristisch ist die hohe organische Belastung, wobei von den flüssigen Abfällen Blut mit bis zu 240 g CSB/L und 10 g N_{ges}/L am stärksten belastet ist (Entwurf DWA-M 767, 2017). Blut wird jedoch oft als Wertstoff getrennt in Blutaufbereitungsanlagen zugeführt, wobei unvermeidbare Restmengen trotzdem ins Abwasser gelangen (Rosenwinkel et al., 2015). Tabelle 4-14 gibt einen Überblick über die Zusammensetzung von Abwässern aus Schlachtbetrieben für verschiedene Tierarten.

Tabelle 4-14: Abwässer aus Schlachtbetrieben: spezifischer Abwasseranfall und Konzentrationen, Daten aus Entwurf DWA-M 767 (2017)

Parameter	Rinder	Schweine	Geflügel
Abwasseranfall	950 L/Rind	200 L/Schwein	5 L/kg
CSB [mg/L]	6.000 – 8.000	5.000 – 6.000	2.500 – 3.500
BSB ₅ [mg/L]	4.000 – 5.500	4.000 – 5.500	1.700 – 2.500
N _{ges} [mg/L]	450 – 600	400	300 – 350
P _{ges} [mg/L]	45 – 65	40 – 50	30
Lipophile Stoffe [mg/L]	600 – 1.000	400 – 500	300 – 500
Absetzbare Stoffe [mL/L]	Bis 200	Bis 150	Bis 150
N/CSB-Verhältnis ¹⁾	0,06 – 0,10	0,07 – 0,08	0,09 – 0,14

¹⁾ berechnet

Die direkte anaerobe Behandlung des Abwassers empfiehlt der Entwurf des Merkblattes DWA-M 767 (2017) nur bei niedrigen N/CSB-Verhältnissen. In der Vorreinigung kommen oft Flotationsanlagen mit oder ohne Fällungsmittelzugabe zum Einsatz. Die Flotatschlämme sind aufgrund des hohen Energiegehalts durch den hohen Fettanteil für die anaerobe Behandlung geeignet. (Rosenwinkel et al., 2015; Entwurf DWA-M 767, 2017)

Stärkeherstellung

In Europa wird Stärke vorwiegend aus Mais, Weizen und Kartoffeln hergestellt. Bei der Bearbeitung der Rohprodukte und der Stärkeproduktion entsteht unter anderem Schwemm- und Waschwasser, Produktionsabwasser und Brüdenkondensat. Die Zusammensetzung kann je nach Rohstoff und Anlage variieren. Der Stickstoffanteil im Abwasser ist bei der Weizenstärkeherstellung am höchsten. (ATV-DVWK-M 776, 2002; Rosenwinkel et al., 2015)

Tabelle 4-15: Abwässer aus der Stärkeherstellung: spezifischer Abwasseranfall und Konzentrationen, Daten aus ATV-DVWK-M 776 (2002)

	Maisstärke	Weizenstärke	Kartoffelstärke
Abwasser	Brüdenkondensat	Produktionsabwasser	Schwemm- und Waschwasser
Menge	0,4 - 0,7 m ³ /t Mais	2,5 m ³ /t Mehl	0,3 m ³ /t Kartoffeln
pH	2,3 - 4,5	-	-
CSB [mg/L]	1.500 - 2.500	25.000 - 30.000	2.000
Stickstoff	4 - 8 mg N _{ges} /L	1.000 mg N _{ges} /L	120 mg TKN/L
Phosphor	-	200 mg P _{ges} /L	60 mg P ₂ O ₅ -P/L

Die anaerobe Vorbehandlung hat sich für konzentrierte Abwässer aus der Stärkeproduktion als leistungsfähiges und zuverlässiges Verfahren erwiesen. Probleme gibt es jedoch immer wieder mit MAP-Ausfällungen. Diese treten vor allem bei pH-Wert Änderungen auf und verursachen Störungen und Inkrustationen in Rohrleitungen und Armaturen. Bei einer großtechnischen Anaerobanlage für die Behandlung von Abwasser aus der Weizenstärkeherstellung in den Niederlanden konnten Hemmungen der Bakterien bei Stickstoffkonzentrationen zwischen 1.000 und 1.200 mg/L beobachtet werden. (ATV-DVWK-M 776, 2002; Rosenwinkel et al., 2015)

Die Stärkeherstellung in Europa ist ein bedeutender Industriezweig (Rosenwinkel et al., 2015). In Österreich ist die AGRANA Stärke GmbH der größte Stärkehersteller (Kartoffel-, Mais- und Weizenstärke) (AGRANA Stärke GmbH, 2017). Tabelle 4-16 gibt einen Überblick über die Stärkeproduktion in Österreich, Deutschland und Europa.

Tabelle 4-16: Rohstoffverbrauch für die Stärkeproduktion in Österreich, Deutschland und Europa

Rohstoff	Österreich¹⁾	Deutschland²⁾	Europa²⁾
Mais [Mio t/a]	0,36	0,62	8,02
Weizen [Mio t/a]	0,82	1,39	8,50
Kartoffel [Mio t/a]	0,22	2,09	7,08
Gesamt [Mio t/a]	1,40	4,10	23,60

¹⁾ Quelle: (AGRANA Stärke GmbH, 2017)

²⁾ Quelle: (Verband der deutschen Getreideverarbeiter und Stärkehersteller - VDGS e.V., 2017)

Das Produktionsabwasser aus der Weizenstärkeherstellung weist den höchsten Stickstoffgehalt auf. Daher werden in der folgenden Tabelle 4-17 die Mengen an Abwasser und Stickstoff genauer betrachtet.

Tabelle 4-17: Abwasser- und Stickstoffmengen aus der Stärkeproduktion

	Österreich	Deutschland	Europa
Weizen [t/a]	820.000	1.394.000	8.496.000
Produktion Stärkemehl [t/a]	400.662 ¹⁾	660.000 ²⁾	4.280.000 ²⁾
Stärkemehl [t Mehl/t Weizen]	0,49	0,47	0,50
Produktionsabwasser [m ³ /t Mehl] ³⁾	2,5	2,5	2,5
Konzentration [mg N _{ges} /L] ³⁾	1.000	1.000	1.000
N-Menge [t N _{ges} /a]	1.002	1.650	10.700

¹⁾ keine Quellen; berechnet aus dem Mittelwert des Verhältnis Mehl/Weizen für Deutschland (0,47) und Europa (0,50)

²⁾ Quelle: (Verband der deutschen Getreideverarbeiter und Stärkehersteller - VDGS e.V., 2017)

³⁾ vgl. Tabelle 4-15

4.2 Technologien zur Rückgewinnung von Stickstoff

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft soll, wie eingangs erwähnt, Stickstoff nicht zu Luftstickstoff umgewandelt werden, sondern möglichst zur Weiterverwendung rückgewonnen werden. Dieses Kapitel behandelt Verfahren, welche die Rückgewinnung durch unterschiedliche Prozesse möglich machen.

Das Projekt „AR-HES-B“ beschäftigt sich mit der Zukunft von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (vgl. Kapitel 2.3). Die Stickstoff-Rückbelastung durch das Prozesswasser (vgl. Kapitel 4.1.1.3) beträgt 10-20 % des gesamten Stickstoff-Zulaufs zum Belebungsbecken und die Konzentration von Ammonium ist im Prozesswasser mit bis zu 1.200 mg/L am höchsten auf der gesamten ARA. Daher liegt auch der Fokus dieses Kapitels auf der Anwendung der Technologien im Prozesswasserstrom einer kommunalen ARA.

4.2.1 Strippung

4.2.1.1 Grundlagen

Strippen bezeichnet ein physikalisches Trennverfahren, bei dem flüchtige Bestandteile aus einer flüssigen Phase mithilfe eines Gases ausgetrieben werden. Dafür muss das im Stoffstrom vorhandene Ammonium nahezu vollständig als Ammoniak vorliegen. Dies kann mit einer Anpassung von Temperatur und pH-Wert erreicht werden (vgl. Kapitel 2.1.1). (Rautenbach et al., 1995)

Wichtig für das Verfahren ist auch das Phasengleichgewicht. Das Stripppgas kann abhängig von Temperatur und Druck nur mit einer bestimmten Konzentration an Ammoniak beladen werden. Die Gleichgewichtskonzentration im Gas (y) ist proportional zur Konzentration des Ammoniaks in der Flüssigkeit (x) und kann mithilfe des stoffspezifischen und temperaturabhängigen Henry-Koeffizienten H und

dem vorherrschendem Systemdruck p berechnet werden. (Rautenbach et al., 1995)

$$y = \frac{H}{p} \times x \quad \text{Gleichung 4-4}$$

Der Henry-Koeffizient für Ammoniak in Wasser ist von der Temperatur gemäß folgender Gleichung abhängig (Siegrist, 2017).

$$H_{NH_3} = 0,00073 \times e^{0,035 \times (T-25)} \quad \text{Gleichung 4-5}$$

Das Verhältnis der gasförmigen zur flüssigen Phase muss größer sein als der Kehrwert des Henry-Koeffizienten (Gleichung 4-6). Die Funktion mit verschiedenen Faktoren ist in Abbildung 4-6 dargestellt, wobei zu sehen ist, dass bei niedrigeren Temperaturen ein größeres Verhältnis notwendig ist. Typischerweise wird das Verhältnis $1,3/H - 1,5/H$ verwendet. (Siegrist, 2017)

$$\frac{Q_{\text{gasförmig}}}{Q_{\text{flüssig}}} > \frac{1}{H_{NH_3}} \quad \text{Gleichung 4-6}$$

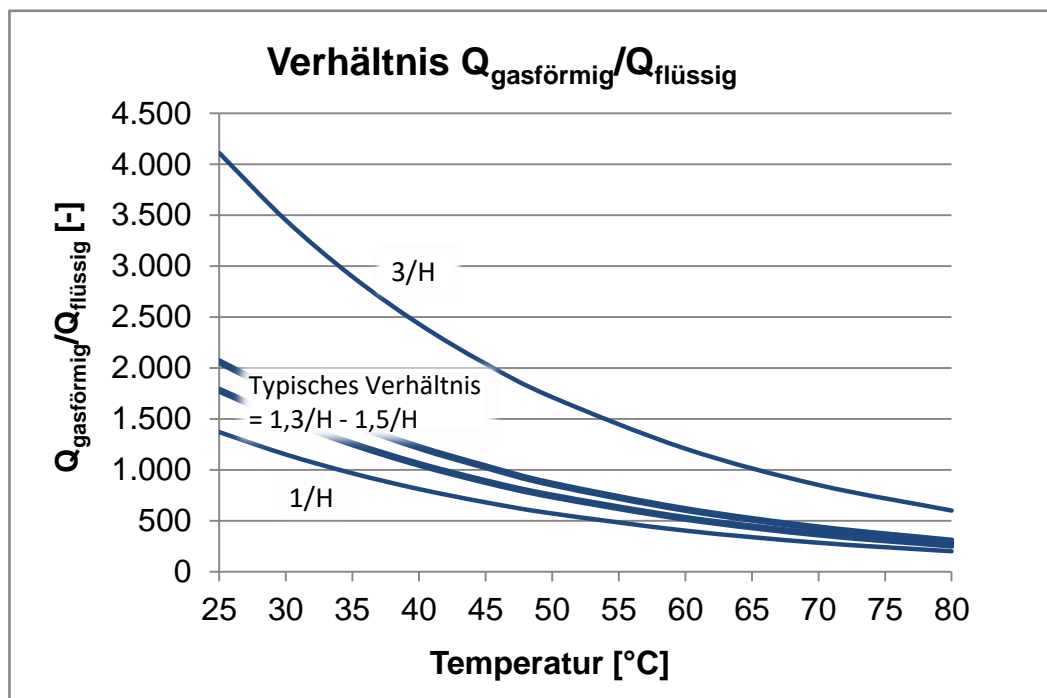


Abbildung 4-6: Verhältnis $Q_{\text{gasförmig}}/Q_{\text{flüssig}}$ bei der Ammoniak-Strippung

4.2.1.2 Verfahrenstechnik

Prozessskizze

Abbildung 4-7 zeigt den grundlegenden Aufbau einer Anlage zur Strippung, welcher weiter unten im Detail beschrieben ist.

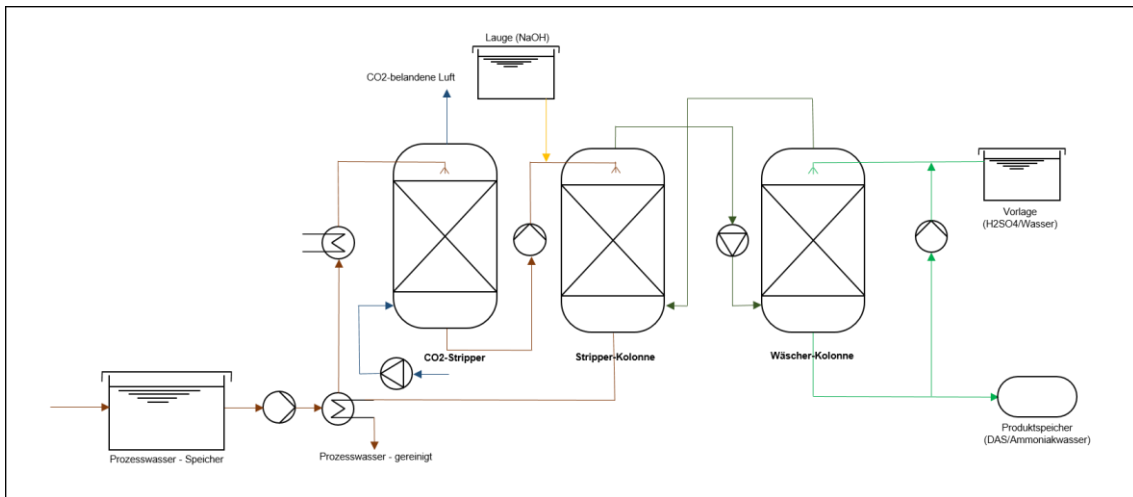


Abbildung 4-7: Prozessskizze einer Luftstrippung

1. Vorbehandlung

Um die Anlage vor groben Verunreinigungen zu schützen, wird abhängig vom Stoffstrom ein Filter vorgeschaltet. (Boehler et al., 2015)

In der Vorbehandlung wird das Dissoziationsgleichgewicht durch eine Erhöhung des pH-Wertes in Richtung des Ammoniaks verschoben. Dies wird durch die Zugabe einer Lauge, üblicherweise Natronlauge (NaOH) oder Kalkmilch ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), erreicht. (Rosenwinkel et al., 2015)

Ströme mit einem hohem CO_2 -Gehalt, zum Beispiel das Trübwasser nach einer Biogasanlage, besitzen eine erhebliche Pufferwirkung. Durch eine vorgeschaltete CO_2 -Strippung wird der Strom dekarbonisiert, der pH-Wert auf 8,0 – 8,5 erhöht und der Chemikalieneinsatz kann somit um bis zu 45 % verringert werden (Flotats et al., 2011; Liebi, 2014; Rosenwinkel et al., 2015). CO_2 ist flüchtiger als NH_3 , daher gehen durch die CO_2 -Strippung nur etwa 2,5 % des Ammoniaks verloren (Boehler et al., 2015).

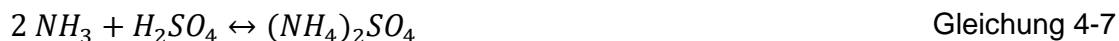
2. Stripper-Kolonne

Die Flüssigkeit wird von oben in die Kolonne geleitet und über ein Verteilsystem nach unten in den Kolonnensumpf geführt. Dort sammelt sich das Reinwasser. Das Trägergas wird von unten in die Kolonne eingetragen und im Gegenstrom zur flüssigen Phase geführt. Als Medium kann dabei Luft (Luftstrippung) oder Dampf (Dampfstrippung) verwendet werden. Eine möglichst große Stoffaustauschfläche begünstigt den Übergang von der flüssigen in die gasförmige Phase. Dafür werden verschiedenen Füllkörper, üblicherweise aus Kunststoff, eingesetzt. Das verwendete Material soll auch unempfindlich gegenüber Verschmutzungen und Ablagerungen durch Ausfällungen sein. (Försch & Meinholz, 2014; Rosenwinkel et al., 2015)

3. Wäscher-Kolonne

In der Wäscher-Kolonne wird das beladene Trägergas (Luft oder Dampf) regeneriert und Ammoniak in einen Stoffstrom übergeführt, welcher wiederverwendet werden kann (Gebel et al., 1994).

Bei der Luftstrippung wird in der Wäscher-Kolonne Schwefelsäure (H_2SO_4) als Waschlösung eingesetzt. Das Ammoniak im Gas reagiert mit der Säure zu Ammoniumsulfat gemäß unten stehender Gleichung. Der entstehende Kristallbrei wird aus der Kolonne ausgeschleust. (Gebel et al., 1994; Rosenwinkel et al., 2015)



Nach der Dampfstrippung wird das Gemisch in der Kolonne aufkonzentriert, um den verwertbaren Stoff Ammoniakwasser (25 bis 35%ig) zu erhalten. (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004; Rosenwinkel et al., 2015)

Die Dampfstrippung wird auf kommunalen ARAs kaum eingesetzt und der thermische Energiebedarf ist in etwa 4 bis 6-mal so hoch wie bei der Luftstrippung (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004). Daher wird in der vorliegenden Arbeit nur auf die Technologie Luftstrippung genauer eingegangen.

4.2.1.3 Einsatzbereiche

Neben dem Prozesswasser auf einer kommunalen ARA kann die Technologie Luftstrippung auch für andere industrielle und kommunale Abwässer, Gärreste, Gülle und Deponiesickerwasser eingesetzt werden. Einige Beispiele von Anwendungen und Technologie-Herstellern sind in folgender Tabelle 4-18 angeführt.

Tabelle 4-18: Anwendungsbeispiele für die Luftstrippung

Stoffstrom	Anwendung / Technologie, Hersteller	Anmerkungen	Quelle
Prozesswasser	KA Wallau (D), großtechnisch	- 45.000 EW - pH: $Ca(OH)_2$ - Abtrennung: ca. 85 %	ATEMIS GmbH (2017)
Prozesswasser	KA Kloten/Opfikon (CH), großtechnisch	- 80.000 EW - Seit 2011 in Betrieb - pH: CO_2 -Stripper und NaOH - Abtrennung 90 %	Liebi (2014); Boehler et al. (2015)
Prozesswasser	VARA Spittal/Drau (Ö), großtechnisch	- 102.500 EW - In Betrieb von 2007-2010 - pH: NaOH - Abtrennung 90 %	ATEMIS GmbH (2017); Ebner (2017)

Ergebnisse der Literaturrecherche

Stoffstrom	Anwendung / Technologie, Hersteller	Anmerkungen	Quelle
Prozesswasser	KA Straubing (D), großtechnisch	<ul style="list-style-type: none"> - 200.000 EW - pH: NaOH - Abtrennung: ca. 95 % 	ATEMIS GmbH (2017)
Prozesswasser	KA Cuxhaven (D), großtechnisch	<ul style="list-style-type: none"> - 400.000 EW - Seit 1999 in Betrieb - pH: NaOH - Abtrennung 90 % 	DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004); Sagoe (2009)
Prozesswasser	AMFER®, Fa. Col- sen (NL)	<ul style="list-style-type: none"> - auch andere Einsatzbe- reiche - pH: CO₂-Strippung ge- meinsam mit NH₄ 	Colsen Group (2017)
Abwässer, in- dustriell und kommunal	Fa. RVT Process Equipment GmbH	<ul style="list-style-type: none"> - pH: NaOH oder Ca(OH)₂ 	RVT Process Equipment GmbH (2015)
Gärreste	ANAStrip®, Fa. GNS (D)	<ul style="list-style-type: none"> - pH: CO₂-Strippung ge- meinsam mit NH₄ - Waschlösung: REA- Gips (CaSO₄) - Produkte: (NH₄)₂SO₄, CaCO₃ 	(Gesellschaft für nachhaltige Stoffnut- zung mbH, 2017)
Gärreste	BGA Benas-GNS, Ottersberg (D)	<ul style="list-style-type: none"> - Hühnermist als Co-Sub- strat (hoher N-Anteil) - in Betrieb seit 2008 - FiberPlus Prozess (er- weitertes ANAStrip®) - 5 – 25 m³/h Gärrest - 5 – 40 t AS/d Output - 8 % erhöhter Biogaser- trag 	SYSTEMIC Project (2018)
Gülle	Projekt „ManureEco- Mine“	<ul style="list-style-type: none"> - Seitenstrom Behand- lung Fermenter - N-Reduktion: verbes- serte Leistung Fermen- ter 	ManureEcoMine (2017)
Gülle	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Untersuchung Einfluss verschiedener Laugen 	Zhang & Jahng (2010)
Gülle	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Evaluierung zur Eignung als Prä- oder Post-Be- handlung zum Fermen- ter 	Bonmati & Flotats (2003)
Deponiesicker- wasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Nur zur N-Entfernung, nicht zur Rückgewin- nung 	(Kabdaslı et al., 2000; Gotvajn et al., 2009)

4.2.1.4 Betriebsparameter

Die wesentlichen Betriebsparameter für die Luftstrippung sind pH-Wert, Temperatur und das Verhältnis der Gasphase zur Flüssigphase in der Stripperkolonne. Die dargestellten Werte basieren auf Erfahrungen von großtechnischen Anlagen und Herstellerangaben.

Tabelle 4-19: Betriebsparameter bei der Luftstrippung (vgl. Anhang C.1)

pH-Wert	8,0 – 10,0
Temperatur	50 – 70 °C
$Q_{\text{gasförmig}}/Q_{\text{flüssig}}$	700 – 1.000

4.2.1.5 Input und Output

In der folgenden Tabelle 4-20 ist der Ressourcenaufwand und Output für die Technologie Luftstrippung, eingebunden in den Stoffstrom Prozesswasser mit dem Endprodukt Ammoniumsulfat, dargestellt. Die angegebenen Werte können je nach Stoffstrom, dessen Eigenschaften und der Prozessführung variieren.

Tabelle 4-20: Input und Output bei der Luftstrippung (vgl. Anhang C.1; die angegebenen Mengen beziehen sich auf kg N-rückgewonnen oder m³ behandeltem Prozesswasser)

Input		Output	
70% H ₂ SO ₄	5,0 – 5,2 kg/kg N	(NH ₄) ₂ SO ₄	4,7 kg/kg N
50 % NaOH	3,2 – 8,4 kg/m ³		
E-elektrisch	1,5 – 2,5 kWh/m ³		
E-thermisch	6,0 – 10,0 kWh/m ³		

Weiters werden noch Chemikalien (z.B. Salzsäure) für die Reinigung von Ablagerungen und Verkrustungen benötigt (Boehler et al., 2015; Ebner, 2017).

Der Einsatz von NaOH kann in Bezug auf die Menge stark variieren, wenn der pH-Wert durch CO₂-Strippung erhöht wird (vgl. Kapitel 4.2.1.2) oder das Dissoziationsgleichgewicht durch die Temperatur verschoben wird (vgl. Kapitel 2.1.1).

4.2.1.6 Implementierung und Wartungsaufwand

Der Flächenbedarf für den Bau einer Strippanlage ist relativ gering, da die Reaktoren zumeist als senkrechte Kolonnen ausgebildet sind (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004; Rosenwinkel et al., 2015). Allerdings wird ein Behälter zum Ausgleich bei diskontinuierlich anfallenden Stoffströmen und auch als Zwischenspeicher für Revisionsarbeiten an der Anlage benötigt (UBC, Kommission für Umwelt, 2012).

Die Verwendung der Chemikalien stellt einen hohen Anspruch an den Arbeitnehmerschutz da. Weiter ist ein umfangreiches chemisches Wissen der Betreiber für den Betrieb der Anlage erforderlich. (UBC, Kommission für Umwelt, 2012; Ebner, 2017)

Die Ablagerungen und Verkrustungen in der Stripperkolonne und in den Leitungen müssen, abhängig von deren Intensität, regelmäßig mit Säure entfernt werden (Liebi, 2014; Ebner, 2017).

4.2.1.7 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Die Leistungsfähigkeit des Verfahrens ist abhängig von den standortspezifischen Bedingungen und den Betriebsparametern. Erfahrungswerte zeigen (vgl. Tabelle 4-18), dass die Abtrennquote im Bereich zwischen 85 und 95 % liegt.

4.2.1.8 Vor- und Nachteile

Die Vorteile beim Einsatz der Strippung zur Rückgewinnung von Ammonium steigen mit höheren Ammonium-Konzentrationen und auch Mengen. Weiters handelt es sich bei der Technologie um ein chemisch-physikalisches Verfahren, welches üblicherweise hohe Prozessstabilität aufweist. (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004)

Wenn auf der ARA überschüssige thermische Energie vorhanden ist, kann dies zum Vorteil für den Betrieb der Stripp-Anlage genutzt werden. Heißdampf aus der Verbrennung oder Abwärme aus Blockheizkraftwerken (BHKW) werden zur Vorerwärmung des Prozesswassers verwendet. (Boehler et al., 2015; Colsen Group, 2017; Ebner, 2017)

Wesentliche Nachteile sind die Unsicherheit in der Vermarktung des Endproduktes und der hohe Einsatz an Chemikalien. (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004; Ebner, 2017)

Aufgrund der chemischen Zusammensetzung des Prozesswassers und der pH-Wert-Änderung kann es zu Ausfällungen, wie zum Beispiel von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), kommen (Jaffer et al., 2002). Sich daraus ergebende oder andere Ablagerungen und Fouling können Probleme im Betrieb verursachen (Vaneckhaute et al., 2017). Eine Strategie zur Reinigung, zum Beispiel mit Salzsäure, muss erarbeitet werden (Liebi, 2014).

Bei einer vorgeschalteten Dekarbonisierung mit einem CO₂-Stripper fallen Geruchsemissionen an. Diese sind einer Abluftbehandlung, wie zum Beispiel einer Biofiltration, zu unterziehen. (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004)

4.2.2 Membrandestillation

4.2.2.1 Grundlagen

In der Membrandestillation werden zwei Flüssigkeiten mit unterschiedlicher Temperatur durch eine hydrophobe Membran getrennt. Eine Membran ist ein teildurchlässiges Gewebe, welches nur für bestimmte Komponenten permeabel ist. Hydrophobe Membranen verhindern ein Eindringen der Flüssigkeit und nur dampfförmige Moleküle können diffundieren, wie in Abbildung 4-8 dargestellt wird. Durch die Temperaturdifferenz entsteht ein Dampfdruckgefälle für die flüchtigen Komponenten, was einen Transport der Moleküle durch die Membran zur Folge hat. (Melin & Rautenbach, 2007)

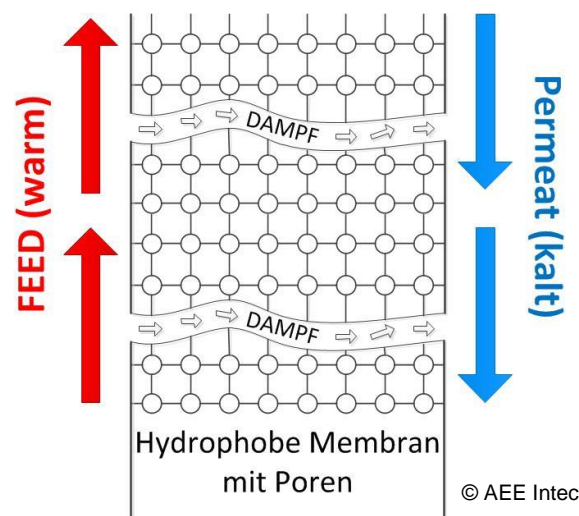


Abbildung 4-8: Prinzip der Membrandestillation (Platzer et al., 2016)

Um Stickstoff aus dem Stoffstrom mithilfe der Membrandestillation zu entfernen, muss das gelöste Ammonium in Ammoniak übergeführt werden. Das Dissoziationsgleichgewicht kann durch Temperatur- und pH-Wert-Änderung verschoben werden (vgl. Kapitel 2.1.1).

4.2.2.2 Verfahrenstechnik

Prozessskizze

Abbildung 4-9 zeigt den Grundaufbau einer Anlage zur Membrandestillation zur Rückgewinnung von Stickstoff.

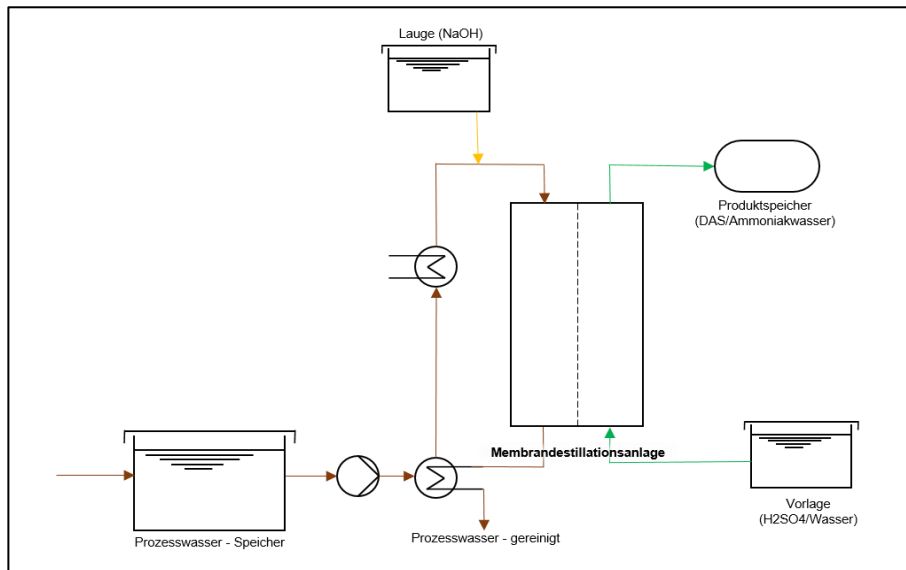


Abbildung 4-9: Prozessskizze einer Membrandestillation

1. Vorbehandlung

Abhängig vom behandelten Stoffstrom, kann der Einsatz einer Filteranlage erforderlich sein, um Ablagerungen und Verstopfungen an den Membranen zu vermeiden. (Ulbricht et al., 2013; Boehler et al., 2015)

Der für das Verfahren benötigte pH-Wert wird üblicherweise mit NaOH eingestellt (EL-Bourawi et al., 2007; Boehler et al., 2015; AEE INTEC et al., 2016). Boehler et al. (2016) beschreiben auch die Möglichkeit der Erhöhung des pH-Wertes mithilfe einer CO₂-Strippung, wodurch der notwendige Chemikalieneinsatz und somit die Betriebskosten reduziert werden können (vgl. Kapitel 4.2.1.2).

2. Membranmodule

Der Flüssigkeitsstrom wird zu den Membranmodulen weitergeleitet. In den Modulen diffundiert Ammoniak durch die Membran und kondensiert auf der kälteren Permeat-Seite. Wird dort im Gegenstrom Schwefelsäure geführt, so entsteht die Verbindung Ammoniumsulfat (vgl. Gleichung 4-7). Bei der Verwendung von Wasser als Vorlage entsteht dort Ammoniakwasser. (Ulbricht et al., 2013; Boehler et al., 2015; AEE INTEC et al., 2016)

Die Module können je nach der zu entfernenden Stickstofffracht und den Betriebsbedingungen parallel und in Serie geschaltet werden. Mehrere Module in Serie erhöhen die Leistungsfähigkeit des Verfahrens. (Ulbricht et al., 2013; Boehler et al., 2015; AEE INTEC et al., 2016)

Die Membranen selbst sind unterschiedlich aufgebaut und konfiguriert. In den Anwendungen kommen verschiedene Modulvarianten zum Einsatz (vgl. Tabelle 4-21).

a) Materialien

Als Ausgangsmaterial für die hydrophobe Membran werden Polypropylen (PP), Polytetrafluorethylen (PTFE) oder Polyvinylidenfluorid (PVDF) verwendet. Die Porengrößen betragen bei den Mikrofiltrationsmembranen zwischen 0,1 und 0,3 μm . (Melin & Rautenbach, 2007)

b) Membrankonfigurationen (DCMD, AGMD, VMD, SGMD)

Bei den Konfigurationen unterscheidet man zwischen Direct Contact Membrane Distillation (DCMD), Air Gap Membrane Distillation (AGMD), Vacuum Membrane Distillation (VMD) und Sweep Gas Membrane Distillation (SGMD). Bei allen steht die Feedseite in permanentem Kontakt zur Membran. (Melin & Rautenbach, 2007)

Aufgrund der hohen Henry-Konstanten und der hohen Löslichkeit von Ammoniak im Vergleich zu anderen gelösten Gasen im Wasser (z.B.: CO_2 , O_2) sind die Verfahrenskonfigurationen VMD und SGMD für die Entfernung von Ammoniak nur bedingt geeignet (Boehler et al., 2015).

Bei der DCMD steht auch die Permeatseite in direktem Kontakt mit der Membran. Diese Konfiguration ist am einfachsten und erfordert den geringsten apparativen Aufwand. Ein Nachteil ergibt sich durch den hohen Wärmestrom vom Feed zum Permeat. (Melin & Rautenbach, 2007)

In der AGMD verbessert ein Luftspalt zwischen der Membran und der Kondensatoroberfläche die Wärmeeffizienz. Dieser bedingt jedoch einen erhöhten Stofftransportwiderstand, welcher den Permeatfluss verringert. (El-Bourawi et al., 2006)

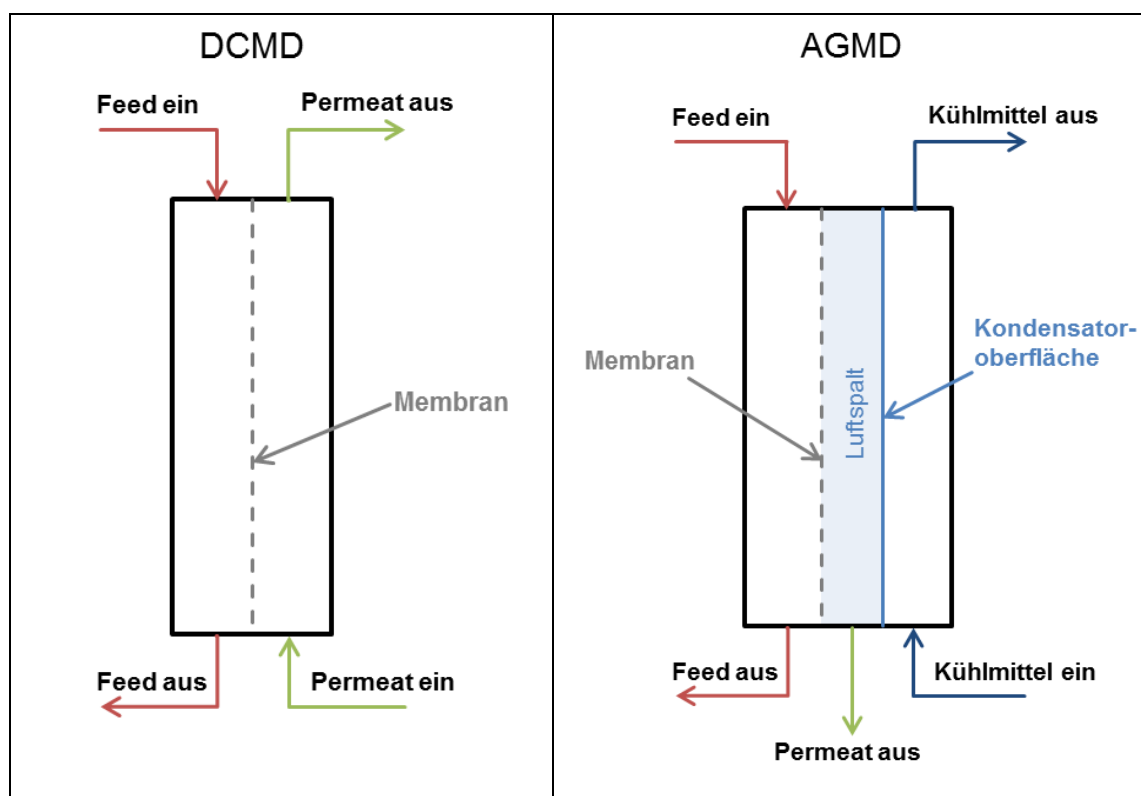


Abbildung 4-10: Membrankonfigurationen DCMD und AGMD; eigene Darstellung nach El-Bourawi et al. (2006)

c) Modulvarianten (Plattenmodul, Spiralwickelmodul, Hohlfasermembranmodule)

Für die Membrandestillation können verschiedene Varianten von Modulen wie Plattenmodul, Spiralwickelmodul oder Hohlfasermembranmodul eingesetzt werden. Sie unterscheiden sich hauptsächlich im Verhältnis von Membranfläche zu Packungsvolumen. (Alkhudhiri et al., 2012)

Plattenmodul

Bei den Plattenmodulen werden die Membranen und die Spacer (Durchflussbereiche) flach übereinander gestapelt. Sie weisen eine geringe Packungsdichte auf, sind jedoch einfach zu reinigen und auszutauschen. (Alkhudhiri et al., 2012)

Spiralwickelmodul

Die Flachmembranen werden gefaltet und um ein zentrales Sammelrohr gewickelt, in welchem das radial zur Mitte fließende Permeat abfließt. Spiralwickelmodule weisen eine gute Packungsdichte und eine mittlere Fouling-Anfälligkeit auf. (Alkhudhiri et al., 2012)

Hohlfasermembranmodul

Beim Hohlfasermembranmodul werden viele Hohlfasern gebündelt und ummantelt. Bewährt haben sich der Feed im Mantelraum (Shellside) und das Permeat in den Fasern (Lumenside) (Darestani et al., 2017).

Durch die Entfernung von Ammoniak in den Modulen und die Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes senkt sich der pH-Wert im Stoffstrom wieder ab.

Daher gibt es auch die Möglichkeit, zwischen in Serie geschalteten Modulen den pH-Wert erneut anzupassen. (Boehler et al., 2015)

4.2.2.3 Einsatzbereiche

Neben dem Prozesswasser auf einer kommunalen ARA kann die Technologie Membrandestillation auch für andere industrielle Abwässer, Gärreste und Gülle eingesetzt werden. Einige Beispiele von Anwendungen und von Technologie-Herstellern sind in der folgenden Tabelle 4-21 angeführt.

Tabelle 4-21: Anwendungsbeispiele für die Membrandestillation

Stoffstrom	Anwendung / Technologie, Hersteller	Anmerkungen	Quelle
Prozesswasser	ARA Yverdon-Les-Bain, großtechnisch	<ul style="list-style-type: none"> - Seit 2016 - Vorbehandlung: CO₂-Stripper, Flockung, Lamellenabscheider, Sandfiltration - Hohlfasermembranmodule - ausgelegt auf 350 m³/d (ca. 14 m³/h) 	ALPHA Wassertechnik (2016); Siegrist (2017)
Prozesswasser	ARA Neugut (CH), Pilotanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Hohlfasermodul - 0,6/1,2 m³/h - pH: NaOH - Abtrennung: ca. 99 % 	Boehler et al. (2015)
Prozesswasser	Projekt „En-RecoTreat“, Technikumsanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Spiralwickelmodul - pH: NaOH - Abtrennung > 80 % 	Platzer et al. (2016)
Synthetisches Abwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Plattenmodul/ Hohlfasermodul - Abtrennung ca. 95 %/98 % 	(Hasanoğlu et al., 2010)
Prozesswasser	Pilotanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Hohlfasermodul - Abtrennung: ca. 90 % 	Norddahl et al. (2006)
Gärrest	Projekt „AMRE*MD“, Technikumsanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Plattenmodul - pH: NaOH - Abtrennung: > 90 % 	Buchmaier et al. (2016)
Gärrest (Schlachthausabfälle)	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Hohlfasermodul - Module eingetaucht - 6000 – 7100 mg NH₄-N/L - Abtrennung: 70% 	(Lauterböck et al., 2012)
Industrielles Abwasser	Membrana GmbH (D), großtechnisch	<ul style="list-style-type: none"> - Hohlfasermembran - 5 – 10 m³/h - Abtrennung: 95 % 	Ulbricht et al. (2013)

Ergebnisse der Literaturrecherche

Stoffstrom	Anwendung / Technologie, Hersteller	Anmerkungen	Quelle
Gülle	Laborversuche	- Module eingetaucht - Bis zu 99 %	Garcia-González & Vanotti (2015); García-González et al. (2015); Dube et al. (2016)
Gülle	Projekt „BioEcoSim“	- noch keine Ergebnisse publiziert	BioEcoSIM (2012)

4.2.2.4 Betriebsparameter

Die wesentlichen Betriebsparameter (vgl. Tabelle 4-22) für die Membrandestillation sind die Temperatur und der pH-Wert. Diverse Laborversuche zeigen, dass die Menge des Feed-Stromes und die Ammonium-Eingangskonzentrationen einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Effizienz haben. (Tan et al., 2006; Ashrafizadeh & Khorasani, 2010)

Tabelle 4-22: Betriebsparameter bei der Membrandestillation (vgl. Anhang C.2)

pH-Wert	9,0 – 11,0
Temperatur	40 – 60 °C

Durch die Erhöhung der Temperatur wird nicht nur Ammonium durch die Poren der Membranen transportiert, sondern auch Wasserdampf. Für eine möglichst hohe Produktqualität sollte eine große Ammoniumselektivität erreicht werden. AEE INTEC et al. (2016) verwenden als Kompromiss zwischen Ammonium- und Wasserdampf-Übergang ein Temperaturniveau von 60 °C. Boehler et al. (2016) empfehlen eine Arbeitstemperatur zwischen 40 und 45 °C.

Durch die moderaten Betriebstemperaturen ist der Einsatz von Niedertemperatur- und Abwärmeströmen und alternativen Energiequellen, wie Solar- und Geothermie, möglich. (Melin & Rautenbach, 2007; Qtaishat & Banat, 2013)

4.2.2.5 Input und Output

In der folgenden Tabelle ist der Ressourcenaufwand und Output für die Technologie Membrandestillation, eingebunden in den Stoffstrom Prozesswasser mit dem Endprodukt Ammoniumsulfat, dargestellt. Die angegebenen Werte können je nach Stoffstrom, dessen Eigenschaften und der Prozessführung variieren.

Tabelle 4-23: Input und Output bei der Membrandestillation (vgl. Anhang C.2; die angegebenen Mengen beziehen sich auf kg N-rückgewonnen oder m³ behandeltem Prozesswasser)

Input		Output	
70% H ₂ SO ₄	5,0 – 5,2 kg/kg N	(NH ₄) ₂ SO ₄	4,7 kg/kg N
50 % NaOH ¹⁾	3,2 – 8,4 kg/m ³		
E-elektrisch	0,12 – 0,20 kWh/m ³		
E-thermisch ¹⁾	6,0 – 10,0 kWh/m ³		

¹⁾ Input-Werte wurden aus der Luftstrippung (vgl. Tabelle 4-20) übernommen

Für den Einsatz von Lauge zur pH-Wert Einstellung und dem thermischen Energiebedarf konnten keine Daten spezifisch für die Membrandestillation ermittelt werden. Da der pH-Wert und die Temperaturen ähnlich zu den Betriebsparametern bei der Luftstrippung sind (vgl. Tabelle 4-19), wird davon ausgegangen, dass in etwa der gleiche Ressourcenaufwand notwendig sein wird.

Wie bei der Luftstrippung bereits erwähnt (vgl. Kapitel 4.2.1.4) kann auch für die Membrandestillation der Einsatz von NaOH durch eine vorgeschaltete CO₂-Strip-pung verringert werden. (Siegrist, 2017)

Aufgrund fehlender Erfahrungen bezüglich Wartungsaufwand ist keine Einschätzung zum Chemikalienaufwand für die Reinigung möglich.

4.2.2.6 Implementierung und Wartungsaufwand

Der Flächenbedarf ist abhängig von der Modulvariante. Hohlfasermembranmodule besitzen eine hohe spezifische Kontaktfläche und verbrauchen somit für den gleichen Durchsatz weniger Fläche als Plattenmodule.

Die Verwendung der Chemikalien stellt einen hohen Anspruch an den Arbeitnehmerschutz da. Weiters ist ein umfangreiches chemisches Wissen der Betreiber für den Betrieb der Anlage erforderlich. (UBC, Kommission für Umwelt, 2012; Ebner, 2017)

Mit welcher Regelmäßigkeit und Intensität die Module gereinigt werden müssen, ist stark von der Modulvariante und dem Einsatzgebiet abhängig. Es gibt dazu noch keine Erfahrungsberichte.

4.2.2.7 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Die Leistungsfähigkeit des Verfahrens ist abhängig von den standortspezifischen Bedingungen und den Betriebsparametern. Erfahrungswerte zeigen (vgl. Tabelle 4-21), dass die Abtrennquote im Bereich zwischen 90 und 95 % liegt.

4.2.2.8 Vor- und Nachteile

Die Vor- und Nachteile der Luftstrippung (vgl. Kapitel 4.2.1.8) treffen grundsätzlich auch auf die Membrandestillation zu.

Im Vergleich zur Luftstrippung ist der ökologische Fußabdruck bei der Membrandestillation geringer. Die Technologie benötigt nur eine Anlage, da die Austreibung und Rücklösung in einem Modul kombiniert werden. Weiters sind keine Verdichter für den Gastransport notwendig. Die Membran fungiert zusätzlich auch als Barriere für mögliche Kontaminationen im Endprodukt. (Ulbricht et al., 2013)

4.2.3 MAP-Fällung

4.2.3.1 Grundlagen

Ammonium verbindet sich mit Magnesium und Phosphat gemäß der allgemeinen Gleichung 4-8 zum schwer löslichen Salz Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), auch Struvit genannt. (Doyle & Parsons, 2002; Rosenwinkel et al., 2015)



Die Struvit-Fällung wird beeinflusst durch pH-Wert, Übersättigung, Temperatur und die Anwesenheit anderer Ionen, wie zum Beispiel Calcium. Den größten Einfluss hat jedoch der pH-Wert. Wenn der pH-Wert ansteigt, sinkt die Löslichkeit von MAP und verbessert somit die Ausfällung. (Doyle & Parsons, 2002)

Wenn Mg, NH₃ und PO₄ im Stoffstrom vorhanden sind, kann es unter leicht alkalischen Bedingungen zu unkontrollierten Ausfällungen kommen. Dies führt vor allem in der Anaerobtechnik durch Ablagerungen in Rohrleitungen zu Problemen. Daher war ein wesentliches Ziel bei der Entwicklung dieser Verfahren die gezielte Entfernung von MAP, um dadurch betriebliche Störungen zu vermeiden. (Doyle & Parsons, 2002; Rosenwinkel et al., 2015)

Durch den Fokus der Branche auf Phosphorrecycling wurden viele der Verfahren mit dem Ziel der P-Rückgewinnung weiter erforscht und getestet. (Rosenwinkel et al., 2015)

4.2.3.2 Verfahrenstechnik

Es gibt verschiedene technische Lösungen, um die MAP-Fällung in die Praxis umzusetzen. In der Tabelle 4-24 ist eine Auswahl an Verfahren mit dem vorrangigen Ziel der Phosphorrückgewinnung dargestellt (Egle et al., 2014a).

Prozessskizze

In Abbildung 4-11 ist der Prozess der MAP-Fällung inklusive der Entwässerung dargestellt. Der MAP-Reaktor kann in verschiedenen Konfigurationen ausgeführt werden, welche später detaillierter erläutert werden. Die Zufuhr von Luft ist nicht in jeder Konfiguration vorhanden.

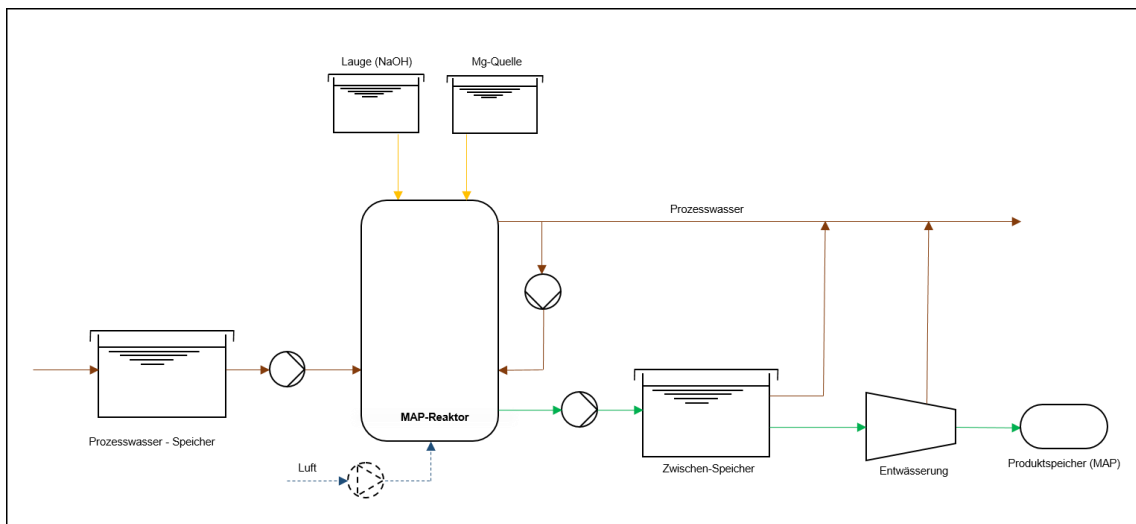


Abbildung 4-11: Prozessskizze einer MAP-Fällung

1. P-Rücklösung

Eine Voraussetzung für die MAP-Fällung angewendet auf ARAs ist eine vorangegangene biologische P-Elimination. Der Phosphor wird als Polyphosphat in Mikroorganismen angereichert und in der anaeroben Faulung wieder als Phosphat freigesetzt (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004; Egle et al., 2014a).

Die Rücklösung kann auch durch die Adaptierung des Eindickers erhöht werden. Versuche dazu wurden von Montag (2008) durchgeführt.

Alternativ kann zum Beispiel auch wie beim DHV Crystalactor® ein Teil des Überschussschlammes in einem Anaerobbecken unter Zugabe von Essigsäure behandelt werden. Damit wird eine Aufkonzentrierung von Phosphat in der flüssigen Phase erreicht (Egle et al., 2014c).

Beim Stuttgarter Verfahren wird der Phosphor aus dem Faulschlamm durch einen nasschemischen Aufschluss mit H_2SO_4 in Lösung gebracht (Egle et al., 2014g).

2. Fällung

Im zweiten Schritt werden Chemikalien zur Anpassung des pH-Werts (NaOH) und Fällungsmittel dosiert. Für die Fällung werden Magnesium- ($MgCl_2$, MgO , $Mg(OH)_2$) oder Calciumquellen ($CaCO_3$, $Ca(OH)_2$) benötigt. Die Zugabe kann in der Zulaufleitung zu einem Wirbelschichtreaktor (PEARL® Verfahren) oder in einem eigenen Mischbehälter (PRISA Verfahren) erfolgen. (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004; Egle et al., 2014a)

Uludag-Demirer et al. (2005) konnten in Laborversuchen unter Verwendung von $MgCl_2$ bessere Ergebnisse erzielen als mit $Mg(OH)_2$.

3. Kristallisation und Abtrennung

Für die Kristallisation können Sandpartikel als Aufwuchskeime dienen (DHV Crystalactor®). Die Abtrennung kann durch eine klassische Sedimentation in einem Absetzbecken oder auch in Wirbelbettreaktoren erfolgen (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004; Egle et al., 2014a).

Tabelle 4-24 beschreibt eine Auswahl an Technologien, die zur Fällung von MAP zur Verfügung stehen.

Tabelle 4-24: Technologien MAP-Fällung

Verfahren, Firma	Stoffstrom	Teilprozesse, Anmerkungen	pH-Wert Anpassung	Fällungschemikalie	P-Abtrennung Technologie
PEARL® Verfahren, Ostara® (CA)	Prozesswasser	PEARL® Kristallisationsreaktor (Wirbelschichtreaktor), Chemikaliendosierung im Zustrom, Rezirkulation, Produkt „Crystal Green®“	NaOH	MgCl ₂	> 90%
PRISA Verfahren	Prozesswasser	Tuchfilter, Mischbehälter mit Chemikaliendosierung, Kristallisationsbehälter	NaOH	MgO	> 90%
DHV Crystalactor®, DHV Water B. V. (Procorp LLC Enterprise)	Prozesswasser	Phostrip - Anaerobbecken (Zugabe Essigsäure) zur P-Rücklösung (pH 6,5-7,5), Kaskade zur CO ₂ -Entfernung (pH < 5 mit H ₂ SO ₄), Crystalactor® - Wirbelschichtreaktor (pH ca. 8, Impfmaterial Sand)	NaOH	CaCO ₃ , Ca(OH) ₂	70 - 80%
AirPrex® Verfahren, Berliner Wasserbetriebe (P.C.S. GmbH)	Faulschlamm	Luftstrippung, Fällung, Abtrennung mit Hydrozyklon oder einfachem Sandfang, Produkt „Berliner Pflanze®“	Luftstrippung	MgCl ₂	95%
Stuttgarter Verfahren, ISWA Universität Stuttgart	Faulschlamm	Nasschemische P-Rücklösung (Zugabe H ₂ SO ₄), Fest-Flüssig-Trennung, Mischbehälter (Komplexierung Störionen mit Zitronensäure, pH-Wert Einstellung, MAP-Fällung), Kristallisations-/ Sedimentationsbehälter	NaOH	MgO	95-99%

Quelle: Teilberichte zu Egle et al. (2014a), online verfügbar unter <http://lwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-recycling/> (Letzter Zugriff am 27.01.2018)

4.2.3.3 Einsatzbereiche

Auf der ARA wird die Technologie zur Phosphorrückgewinnung aus dem Prozesswasser, aus dem Faulschlamm oder aus der Asche (vgl. Tabelle 4-24) eingesetzt (Egle et al., 2014a).

Kumar & Pal (2015) zeigen weitere potenzielle Einsatzbereiche wie Sickerwasser von Deponien, Urin, Flüssigphase von Gärresten aus Schweinegülle und industrielles Abwasser, auf. In der Tabelle 4-25 sind Studien zu diversen Stoffströmen und verschiedene Projekte dargestellt.

Tabelle 4-25: Anwendungsbeispiele für die MAP-Fällung

Stoffstrom	Anwendung / Technologie, Hersteller	Anmerkungen	Quelle
Schweine-Abwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - P:Mg:N = 1:1:1,2 - pH 10 - Abtrennung P 96%, N 87% 	Zhang et al. (2012)
Industrielles Abwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Mg:N:P = 1:1:1 - pH 9,6 - „Liquid Bittern“ als Mg-Quelle 	El Diwani et al. (2007)
Industrielles Abwasser, Hefeproduktion	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Mg:N:P = 1,5:1:1 - pH 9,0 - Abtrennung P 97%, N 92% 	Uysal et al. (2014)
Trübwasser, Gärreste Rindergülle	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - pH 8,5 - Abtrennung N > 95% - MgCl₂*6 H₂O besser als Mg(OH)₂ 	Uludag-Demirer et al. (2005)
Anaerob behandeltes kommunales Abwasser und Deponie-Sickerwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Mg:N:P = 1:1:1 - pH 9,2 - Abtrennung N 77% 	(Altinbaş et al., 2002)
Gärreste Gülle	Projekt „ManureEcoMine“	<ul style="list-style-type: none"> - Behandlung von Trübwasser - Vor oder nach biologischer N-Entfernung 	ManureEcoMine (2017)
Gärreste Gülle	Projekt „BioEcoSim“	<ul style="list-style-type: none"> - Behandlung von Trübwasser - Vor Membrandestillation zu N-Rückgewinnung 	BioEcoSIM (2012)

4.2.3.4 Betriebsparameter

Die wesentlichen Betriebsparameter für die MAP-Fällung aus Prozesswasser sind der pH-Wert, das Verhältnis von Magnesium zu Phosphor und die Aufenthaltszeit (vgl. Tabelle 4-26). Die Daten zu den einzelnen Verfahren können Tabelle C-7 entnommen werden. Die Aufenthaltszeit ist jedoch stark vom Verfahren abhängig, beim einfachen PRISA Verfahren wird sie zum Beispiel mit 0,5 – 1 h angegeben.

Tabelle 4-26: Betriebsparameter bei der MAP-Fällung (vgl. Anhang C.3)

pH-Wert	7,3 – 9,5
Verhältnis Mg:P	1,05:1 – 1,5:1
Aufenthaltszeit	Abhängig vom Verfahren

4.2.3.5 Input und Output

In der folgenden Tabelle 4-27 ist der Ressourcenaufwand und Output für die MAP-Fällung mit den Daten für das PEARL® Verfahren von Ostara® angeführt. Die angegebenen Werte können je nach Stoffstrom, dessen Eigenschaften und der Prozessführung variieren. Weitere Daten können dem Anhang C.3 entnommen werden.

Tabelle 4-27: Input und Output bei der MAP-Fällung beim PEARL® Verfahren (vgl. Anhang C.3; die angegebenen Mengen beziehen sich auf kg N-rückgewonnen oder m³ behandeltem Prozesswasser)

Input		Output	
MgCl ₂	3,1 – 3,2 kg/kg P	MAP	4,4 kg/kg P
100 % NaOH	0,02 – 0,05 kg/m ³		
E-elektrisch	0,5 – 1,3 kWh/m ³		

4.2.3.6 Implementierung und Wartungsaufwand

Der Flächenbedarf für die MAP-Fällung ist vom angewendeten Verfahren abhängig. Tabelle 4-28 zeigt den Flächenbedarf für PEARL®-Reaktoren.

Tabelle 4-28: Größe und Flächenbedarf von PEARL®-Reaktoren (Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc., 2017)

Reaktor	Belastung	Maße Reaktor	Flächenbedarf gesamt	Quellen
Reaktor PEARL® 500 mit Halle	65 kg PO ₄ /d	Höhe: 9,5 m Durchmesser: 4,3 m	120 m ²	Egle et al. (2014d); Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc. (2017)
Reaktor PEARL® 2000 mit Halle	250 kg PO ₄ /d	Höhe: 11 m Durchmesser: 3,2 m	320 m ²	

Beim PRISA Verfahren wird bei Neuerrichtung ein Flächenbedarf von 600 m² für zwei Eindicker, 200 m² für zwei MAP-Reaktoren und 200 m² für das Maschinenhaus veranschlagt (Egle et al., 2014e). Klein (2015) rechnet mit einer verbrauchten Fläche von 200 m² bei 110 kg PO₄/d. Insgesamt kann also mit einem Flächenbedarf von 100 bis 400 m² gerechnet werden.

Der Personalaufwand wird für den PEARL®-Reaktor mit 0,1 MA/a und für das PRISA Verfahren mit 0,5 MA/a angegeben (Egle et al., 2014e; 2014d). Klein (2015) veranschlagt 0,2 MA/a.

4.2.3.7 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Die Leistungsfähigkeit des Verfahrens ist abhängig von den standortspezifischen Bedingungen und den Betriebsparametern. Erfahrungswerte zeigen (vgl. Tabelle 4-24 und Tabelle 4-25), dass für Phosphor eine Abtrennquote von mindestens 90 % erreicht werden kann. Die Abtrennquote für Stickstoff ist von der vorhandenen Konzentration abhängig. Üblicherweise ist sie jedoch um einiges geringer, da Stickstoff im Überschuss vorliegt und die Fällung ein Verhältnis von 1:1 bedingt.

4.2.3.8 Vor- und Nachteile

Die kontrollierte Ausfällung von MAP reduziert ungewollte Ablagerungen in Rohren und Behältern, welche ansonsten erhebliche betriebliche Probleme verursachen können (Doyle & Parsons, 2002; Jaffer et al., 2002).

Die Technologie der MAP-Fällung ist bereits gut erforscht und es gibt viele großtechnische Umsetzungen von verschiedenen Herstellern (Egle et al., 2014a).

Ist die ganzheitliche Nährstoffrückgewinnung das Ziel, so eignet sich die MAP-Fällung für eine Kombination mit anderen N-Rückgewinnungsverfahren, wie dies zum Beispiel bei den Projekten „BioEcoSim“ und „ManureEcoMine“ gemacht wurde (vgl. Tabelle 4-25).

Wird jedoch als Ziel eine maximale N-Rückgewinnung angestrebt so ist die MAP-Fällung nicht geeignet (DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004).

4.2.4 Ionenaustauscher

4.2.4.1 Grundlagen

Ionenaustauscher (IA) sind Materialien, welche positive oder negative Ionen aus einer Lösung aufnehmen können und dafür andere Ionen mit gleicher Ladung wieder abgeben. Abhängig von der Ladung der aktiven Gruppen am Material, handelt es sich um Kationen- oder Anionenaustauscher. Der Austausch der Ionen ist im Gleichgewicht und wird mit einer Gleichgewichtskonstante charakterisiert. Da die Anlagerung der Ionen reversibel ist, kann nach erfolgter Beladung der Ausgangszustand durch Regeneration wieder erreicht werden. (Ender, 2015)

Materialien in Ionenaustauschern unterscheiden sich in ihrer Herkunft (natürlich oder künstlich hergestellt), in den austauschaktiven Gruppen und in ihrer Kapazität (Ender, 2015). Kationenaustauscher werden üblicherweise mithilfe der Kationenaustauschkapazität (KAK) charakterisiert. Diese gibt die Anzahl an Ladungsäquivalenten bezogen auf die Menge an Ionenaustauscher-Material zum Beispiel in meq/g an. (Hedström, 2001)

Abbildung 4-12 zeigt eine Beladungskurve eines Ionenaustauschers. Das Verhältnis der im Ablauf gemessenen Konzentration c und der Eingangskonzentration c_0 ist eine Funktion des durchgesetzten Volumens V .

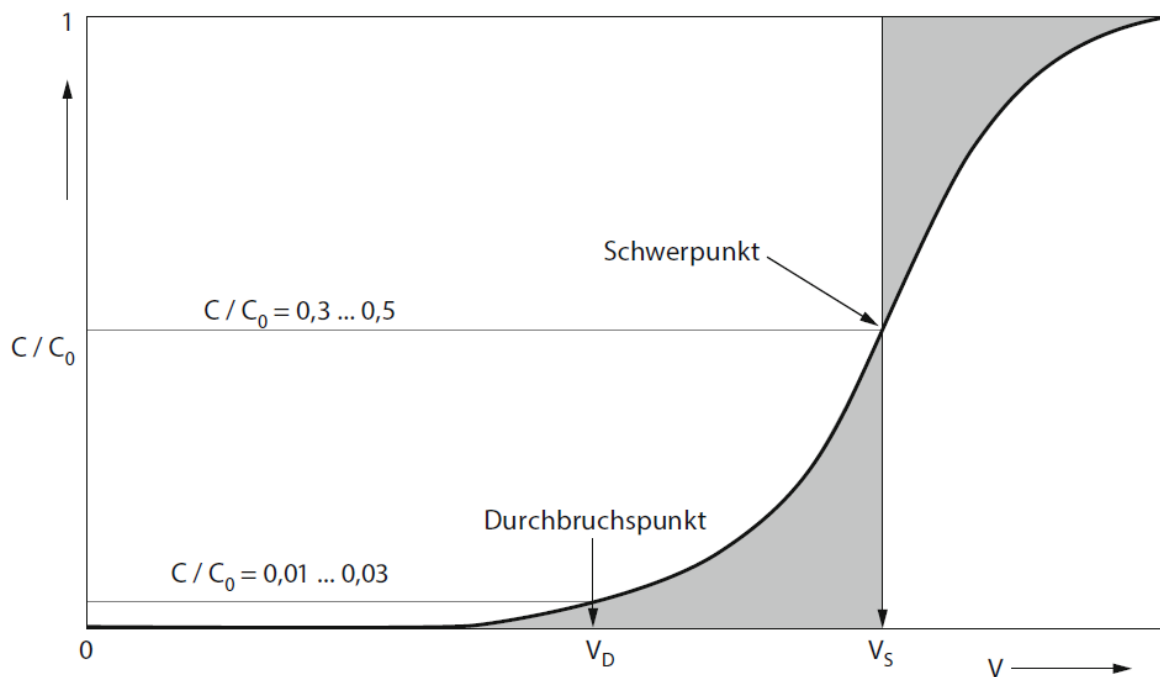


Abbildung 4-12: Beladungskurve eines Ionenaustauschers (Ender, 2015)

Ionenaustauscher werden selten bis zum Volumen V_S betrieben. Das Durchbruchvolumen V_D charakterisiert die noch zugelassene Konzentration im Ablauf. Üblicherweise liegt V_D bei $c/c_0 = 0,01$ bis $c/c_0 = 0,03$. (Ender, 2015)

4.2.4.2 Verfahrenstechnik

Materialien

Als Ionenaustauschharze können organische Polymere, natürlich vorkommende Mineralien, wie Zeolithe oder auch modifizierte Mineralien verwendet werden (Mackinnon et al., 2003; Wirthensohn et al., 2009).

Zeolithe sind Aluminiumsilikate mit symmetrisch geschichtetem Aluminium und Silikat Tetraedern, welche negativ geladen sind. Diese negativen Ladungen werden mit Kationen wie Na^+ , K^+ oder Ca^{2+} ausgeglichen, was dem Material die Fähigkeiten zum Kationenaustausch verleiht. (Marañón et al., 2006)

Ionenaustauscher aus Zeolithe zeigen eine hohe Selektivität hinsichtlich Ammonium-Ionen. Zeolithe bevorzugen NH_4^+ -Ionen gegenüber Na^+ -Ionen und diese wiederum gegenüber zweiwertigen Ionen wie Cu^{2+} , Zn^{2+} und Cd^{2+} (Auerbach et al., 2003). Cd^{2+} -Ionen haben auch eine höhere Selektivität als Cr^{2+} - und Ni^{2+} -Ionen (Ouki & Kavannagh, 1997).

Viele verschiedene Zeolithe wurden hinsichtlich ihrer Kapazität zur Entfernung von Ammonium untersucht (Hlavay et al., 1982; Weatherley & Miladinovic, 2004; Farkaš et al., 2005; Sarioglu, 2005; Wang et al., 2007). Klinoptilolith ist für diese Anwendung am besten geeignet. Es wurden Ammonium Austauschkapazitäten von bis zu 21,52 mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ erreicht (Thornton et al., 2007a). Mackinnon et al. (2003) zeigen, dass MesoLite, ein chemisch modifiziertes Mineral mit einer hohen Anzahl an Aluminium-Ionen im Gerüst, mit 45 – 55 mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ eine höhere Ammonium Austauschkapazität besitzt als natürlich vorkommende Zeolithe.

Einige Austauschkapazitäten aus der Literatur sind in der Tabelle 4-29 aufgelistet.

Tabelle 4-29: Ionenaustauscher – Austauschkapazitäten

$\text{NH}_4\text{-N}$ Austauschkapazität [mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$]	Material	Quelle
47 – 51	MesoLite	Thornton et al. (2007b)
45 – 55	MesoLite	Mackinnon et al. (2003)
20 – 21	Natürliche Zeolithe, Slowakei	Sancho et al. (2017)
13,56 – 21,52	Natürliche Zeolithe, Ukraine	Sprynskyy et al. (2005a)
22,96	Natürliche Zeolithe, Ukraine	Sprynskyy et al. (2005b)

1. Vorbehandlung

Natürliche Zeolithe können mit einer NaCl -Lösung vorbehandelt werden, um eine einheitliche Beladung mit Natrium (homoionisch) zu erreichen und damit die Kapazität zu erhöhen (Hedström, 2001; Beler-Baykal et al., 2004; Sancho et al., 2017).

Die zu behandelnde Lösung soll vor Eintritt in den Ionenaustauscher gefiltert werden, um Ablagerungen zu vermeiden (Mackinnon et al., 2003; Thornton et al., 2007a).

2. Beladung

Dann wird der Volumenstrom unter Umgebungsdruck (Mackinnon et al., 2003) durch eine mit Austauscher-Material bepackte Säule gefiltert und dabei das Ammonium abgetrennt (Hedström, 2001).

Wenn der Austauscher mit Ionen gesättigt ist, erfolgt die Regeneration (Hedström, 2001). Allgemein wird bei Ionenaustauschern ein Durchbruchsvolumen V_D bei $c/c_0 = 0,01$ bis $c/c_0 = 0,03$ (vgl. Abbildung 4-12) angenommen (Ender, 2015). Mackinnon et al. (2003) und Thornton et al. (2007a) definierten in ihren Pilotanlagen eine Durchbruchkonzentration von 50 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$.

3. Regeneration

Für Kationenaustauscher können zur Regeneration starke Säuren (HCl , H_2SO_4 , HNO_3) oder NaCl verwendet werden. Starke Basen (KOH , NaOH) finden bei Anionenaustauschern Anwendung (Ender, 2015). Die Verwendung von NaOH zur Regeneration von Ammonium nutzt den Vorteil, dass ein höherer pH-Wert die Ammonium-Kapazität verringert und die Regeneration verbessert (Thornton et al., 2007b; Guaya et al., 2017; Sancho et al., 2017). Die angelagerten Ammonium-Ionen werden dabei durch Kationen der Regenerationslösung verdrängt. Die chemische Regeneration kann auch mit einer biologischen Regeneration kombiniert werden. (Hedström, 2001)

Hersteller empfehlen eine Regenerationsrate von etwa 60 %. Für die Regeneration sollte eine bestimmte Durchflussrate eingehalten werden, um die Ionen aus der Säule zu transportieren. Zu stark konzentrierte Säuren können das Säulenmaterial beschädigen. Der gesamte Chemikalieneinsatz für die Regeneration sollte jedoch so gering wie möglich gehalten werden, da dieser bis zu 80 % der Kosten verursachen kann. (Wirthensohn et al., 2009)

Die notwendige Häufigkeit der Regeneration ist abhängig von der Menge an Ionenaustauscher-Material, der Beladung, der Eingangskonzentration und der definierten Durchbruchkonzentration (Hedström, 2001).

Ammonium kann aus der Regenerationschemikalie durch unterschiedliche Methoden, wie zum Beispiel durch Membranen (Sancho et al., 2017) oder MAP-Fällung (Liberti et al., 1986), entfernt werden.

4.2.4.3 Einsatzbereiche

Einige Anwendungen und Einsatzbereiche für Ionenaustauscher sind in folgender Tabelle angeführt. Eine großtechnische Umsetzung im Bereich einer ARA war zum Zeitpunkt der Bearbeitung dieser Masterarbeit nicht bekannt.

Tabelle 4-30: Anwendungsbeispiele für den Ionenaustauscher

Stoffstrom	Anwendung	Anmerkungen	Quelle
Abwasser Düngemittel- produktion	Kutina (HR), groß- technisch	<ul style="list-style-type: none"> - Kationenaustauscher „Duolite C 265 H“ - Volumen: 5,7 m³ - Empfehlung: Verdünnung auf < 180 mg NH₄-N/L - Regeneration: HNO₃ - Abtrennung: ca. 95 % 	Leakovic et al. (2000)
Prozesswasser (Zentrat)	Oxley Creek WWTP (AU), Pilotanlage	<ul style="list-style-type: none"> - MesoLite - Volumen: 0,288 m³, Durchfluss: 0,29 m³/h - Eingangskonz.: 500 – 1000 mg/L - Kapazität: 45 – 55 mg NH₄-N/g - Regeneration: Na₂CO₃ - Abtrennung > 90 % 	Mackinnon et al. (2003)
Prozesswasser	Didcot WwTW (GB), Pilotanlage	<ul style="list-style-type: none"> - MesoLite - Volumen: 0,70 m³, Durchfluss: 0,50 m³/h - Eingangskonz.: 520 – 690 mg NH₄-N/L - Kapazität: 47 – 51 mg NH₄-N/g (operativ: 27 – 32 mg NH₄-N/g) - Regeneration: NaOH - Abtrennung > 95 % 	Thornton et al. (2007a)
Ablauf ARA	REM-NUT® Verfah- ren, Pilotanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Kationenaust.: Zeolithe - Anionenaust.: starkes Basisharz - MAP-Fällungsreaktor (MgCl₂, pH 9,5) - Filterbeutel - Regeneration: NaCl 	Egle et al. (2014b)
Synthetisches Abwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Natürliche Zeolithe, Slo- wakei (Zeocem Co) - Eingangskonz.: 100 mg NH₄-N/L - Kapazität: ca. 20 mg NH₄-N/g - Regeneration: NaOH, nachfolgend Hohlfaser- membran-Strippung - Abtrennung: ca. 95 % 	Sancho et al. (2017)

Ergebnisse der Literaturrecherche

Stoffstrom	Anwendung	Anmerkungen	Quelle
Synthetisches Abwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Natürliche Zeolithe, Ukraine - Eingangskonz.: 100 mg NH₄-N/L - Kapazität: ca. 13 mg NH₄-N/g (statisch bei 1000 mg NH₄-N/L: ca. 23 mg NH₄-N/g) - Keine Regeneration durchgeführt 	Sprynskyy et al. (2005b)
Trübwasser, anaerobe Vergärung, RO Permeat	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Kationenaustauscher: „Amberjet 1,500 H“ - Eingangskonz.: 467 mg NH₄-N/L - Kapazität: 1,97 meq/mL = 27,6 mg NH₄-N/ml - Regeneration: HCl 	Wirthensohn et al. (2009)
	Scale-Up	<ul style="list-style-type: none"> - 2 m³/h RO Permeat - Volumen: 0,85 m³ - Regeneration: alle 12 h - 100 l 50 % H₂SO₄ zur Regeneration - Regenerationsgrad: 60 % 	
Urin	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Verschiedene Zeolithe - Batch-Versuch - Geringere Korngrößen → bessere Adsorption - 70 – 80 % Aufnahme bei Klinoptilolith 	Lind et al. (2000)
Deponiesickerwasser	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Aktivkohle und natürliche Zeolithe, Kroatien - Eingangskonz.: 820 mg NH₄-N/L - Kapazität: 4,2 mg NH₄-N/g; Synth. Lsg.: 17,70 mg NH₄-N/g - Zusammensetzung Abwasser als großer Einflussfaktor auf Kapazität 	(Farkaš et al., 2005)

4.2.4.4 Betriebsparameter

pH-Wert

Nur Ammonium, das heißt die ionisierte Form von Ammoniak, kann mithilfe von Ionenaustausch aus dem Stoffstrom entfernt werden. Ein zu hoher pH-Wert verschiebt das Gleichgewicht in Richtung Ammoniak (vgl. Abbildung 2-1) und ist daher für den Ionenaustausch ungeeignet. Ist der pH-Wert jedoch zu niedrig, sinkt die Effizienz, da die hohe Anzahl an H⁺-Ionen konkurrierend zur Anlagerung von NH₄⁺-Ionen wirkt. Als ideal werden pH-Werte im Bereich von 6 bis 7 angesehen. (Hedström, 2001)

Hydraulische Aufenthaltszeit

Die hydraulische Aufenthaltszeit sollte nicht zu gering gewählt werden. Experimente von Booker et al. (1996) zeigten, dass der Durchbruch bei einer Aufenthaltszeit von < 6 min wesentlich schneller erfolgt.

Weitere Einflussfaktoren

Geringere Korngrößen bei den Materialien erhöhen die Ionen-Austauscherkapazität. Andere Kationen können in Konkurrenz zu Ammonium stehen und einen negativen Einfluss auf die Ammonium-Austauscherkapazität haben. (Hedström, 2001)

Natürliche Zeolithe unterscheiden sich jedoch je nach Herkunft stark in ihren Eigenschaften. Daher sollten vor der Verwendung zur Qualitätssicherung immer Laborversuche durchgeführt werden. (Hedström, 2001)

4.2.4.5 Input und Output

Die Art und Menge an Ressourcenverbrauch ist im Falle des Ionenaustauschers sehr variabel und sie ist stark von der Konfiguration des Verfahrens abhängig. Im Rahmen der durchgeführten Literaturrecherche für diese Masterarbeit wurden keine großtechnischen Anwendungen im Bereich der ARA gefunden.

4.2.4.6 Implementierung und Wartungsaufwand

Egle et al. (2014b) rechnen für eine Neuerrichtung einer Ionenaustauscheranlage im REM-NUT® Verfahren mit 15 m² Flächenbedarf. In der Pilotanlage von Thornton et al. (2007a) benötigte ein Ionenaustauscher 0,3 m².

Der Wartungsaufwand richtet sich nach dem Ausmaß an Fouling, welches wiederum zu einem größten Teil von der Zusammensetzung des zu behandelnden Wassers abhängig ist (Pell Frischmann Consultants Ltd, 2012).

4.2.4.7 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Das Verfahren erreicht in Pilotanlagen eine Leistungsfähigkeit von über 95 %, es kann jedoch auch mit niedrigeren Abtrennraten betrieben werden (vgl. Tabelle 4-30).

4.2.4.8 Vor- und Nachteile

Wird der Ionenaustauscher in Kombination mit anderen Technologien verwendet, so kann durch die hohe Aufkonzentrierung (z.B. 2.000 – 3.000 mg NH₄-N/L bei Sancho et al. (2017)) die Effizienz der weiteren Behandlung deutlich verbessert werden.

Der Einsatz von Ionenaustauschern weist im Vergleich zu anderen Technologien einen geringen Energieverbrauch auf, da der Betrieb unter Umgebungsdruck erfolgt und nur Pumpen zum Transport der zu behandelnden Flüssigkeiten und der Chemikalien notwendig sind (Mackinnon et al., 2003).

Die größten Herausforderungen im Bereich der Ionenaustauscher sind das Fouling des Adsorptionsmaterials und das Erhalten der Kapazität nach multiplen Regenerationszyklen (Pell Frischmann Consultants Ltd, 2012).

Für den Betrieb von Ionenaustauschern kann abhängig von der Betriebsweise ein hoher Chemikalieneinsatz notwendig sein (vgl. Kapitel 4.2.4.2).

4.2.5 Technologiekombinationen

Technologiekombinationen können eingesetzt werden, um die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff simultan rückzugewinnen oder auch die Effizienz der Rückgewinnung eines einzelnen Nährstoffes zu erhöhen.

Dabei können verschiedene Technologien als Vorbehandlung zur Aufkonzentrierung der Stoffströme zum Einsatz kommen. Als Beispiele dafür können der Ionenaustauscher, die Elektrodialyse, die Umkehrosmose und die Vorwärtsosmose angeführt werden.

Tabelle 4-31: Übersicht über mögliche Technologiekombinationen

Kombination	Entwicklung	Kurzbeschreibung	Quelle
MAP-Fällung, MD	Pilotanlage	- MAP-Fällung vor MD	Boehler et al. (2015)
	Pilotanlage (Projekt)	- MAP-Fällung elektrochemisch (ePHOS®) vor MD	BioEcoSIM (2012)
	Laborversuche	- MD mit 70 % NH ₄ -Abtrennung vor MAP-Fällung	Vanotti et al. (2017)

Ergebnisse der Literaturrecherche

Kombination	Entwicklung	Kurzbeschreibung	Quelle
MAP-Fällung, Strippung	Pilotanlage (Projekt)	<ul style="list-style-type: none"> - Strippung im Seitenstrom des Fermenters - MAP-Fällung im Trübwasser vor (N-Struvit) oder nach (K-Struvit) einer biologischen Entfernung des verbliebenen Stickstoffs 	ManureEcoMine (2017)
	Auslegung, Dissertation	<ul style="list-style-type: none"> - Klärwerk (KW) Steinhof/Braunschweig - MAP-Fällung mit $MgCl_2$ vor Strippung 	Klein (2015)
IA, MAP-Fällung	Pilotanlage	<ul style="list-style-type: none"> - REM-NUT® Verfahren - 2 Ionenaustauscher (Kationen und Anionen) - Regeneration mit NaCl - MAP-Fällung mit $MgCl_2$ 	Egle et al. (2014b)
IA, MD	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - IA zur Aufkonzentrierung von NH_4^+ - Regeneration mit NaOH - Rückgewinnung von NH_4^+ in einer MD-Anlage mit H_3PO_4 oder HNO_3 	Sancho et al. (2017)
ED, Strippung	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - ED zur Aufkonzentrierung von NH_4^+ - Konzentrat mit bis zu 21.352 mg NH_4-N/L - Rückgewinnung NH_4^+ durch Strippung 	Ippersiel et al. (2012)
IA, ED	Laborversuche (halbtechnische ED-Versuchsanlage)	<ul style="list-style-type: none"> - Beimengung von Zeolithe in Schlammwasser - Beladung mit NH_4^+ - Regeneration von Zeolithe in einer ED-Versuchsanlage - Schwefelsäure als Konzentrat 	Morck (2011)
ED, MAP-Fällung, Strippung	Laborversuche	<ul style="list-style-type: none"> - Aufkonzentrierung von N (13fach) und P (10fach) durch ED - MAP-Fällung durch Zugabe von $MgCl_2$ - Entfernung des restlichen Ammoniums mit Luftstrippung 	Wang et al. (2015)
Strippung, Verdampfung, Umkehrosmose	Theoretische Evaluierung	<ul style="list-style-type: none"> - verschiedene Konfigurationen der Technologien - Massen-, Nährstoff- und Energiebilanzen - Verdampfung und Umkehrosmose am effizientesten 	Tampio et al. (2016)

MAP-Fällung und Membrandestillation

Werden die Technologien MAP-Fällung und Membrandestillation kombiniert, so können simultan Phosphor und Stickstoff rückgewonnen werden. Boehler et al. (2015) vereinten in einer Pilotanlage die CO₂-Strippung mit der Membrandestillation und der MAP-Fällung. Ein Teil des Ammoniums wurde dann bereits durch die Fällung aus dem Stoffstrom entfernt, wodurch dann zwei verschiedene Produkte zur Vermarktung zur Verfügung standen. Vanotti et al. (2017) kombinierten ebenfalls diese zwei Technologien in Laborversuchen, sie führten jedoch die Membrandestillation mit einer NH₄⁺-Abtrennungsrate von etwa 70 % zuerst durch.

Im Projekt BioEcoSim (vgl. Abbildung 4-13) wurden Nährstoffe aus Gülle zuerst mit elektrochemischer MAP-Fällung und weiter mittels Membrandestillation rückgewonnen und daraus dann verschiedene Produkte generiert. (BioEcoSIM, 2012)

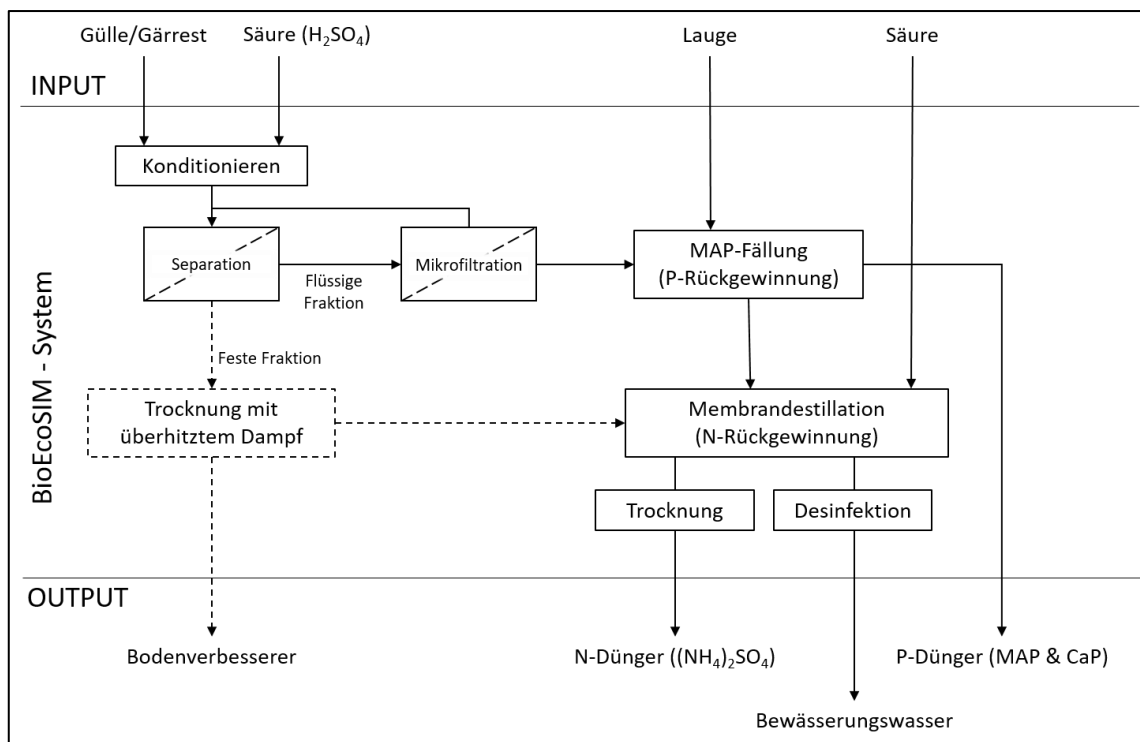


Abbildung 4-13: Verfahrensschema BioEcoSim; eigene Darstellung nach BioEcoSIM (2012)

MAP-Fällung und Strippung

Bei der Kombination von MAP-Fällung und Strippung im Projekt „ManureEcoMine“ (ManureEcoMine, 2017) erfolgte die Luftstrippung im Seitenstrom des Faulbehälters, womit auch das Risiko einer Ammoniak-Hemmung im Behälter selbst reduziert wurde. Nach erfolgter Separation wurden die restlichen Nährstoffe aus der flüssigen Fraktion rückgewonnen (vgl. Abbildung 4-14). Die MAP-

Fällung konnte entweder vor (P1) oder nach (P2) der biologischen Stickstoff-Entfernung (N1 oder N2) angeordnet werden.

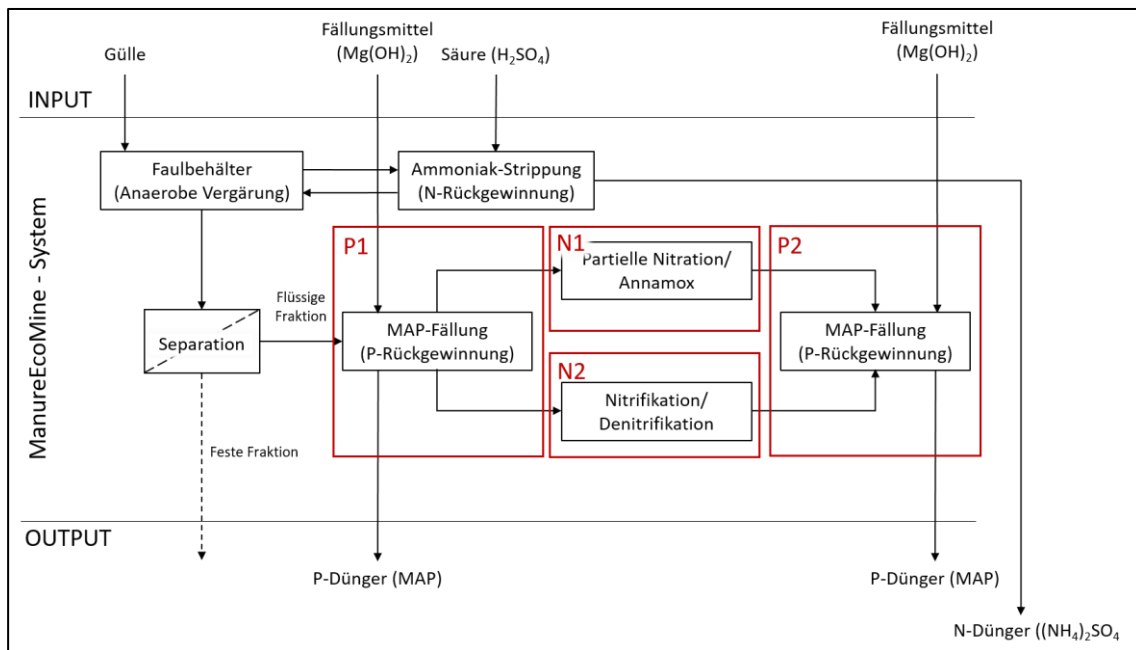


Abbildung 4-14: Verfahrensschema ManureEcoMine; eigene Darstellung nach ManureEcoMine (2017)

Klein (2015) entwickelte ein Konzept mit MAP-Fällung (mit $MgCl_2$) und nachfolgender Strippung für das KW Steinhof/Braunschweig. Die Betrachtung erfolgte im Gesamtsystem Abwasserreinigung und Landwirtschaft.

Ionenaustauscher und MAP-Fällung

Das REM-NUT® Verfahren wurde an der Polytechnischen Universität von Bari entwickelt. In diesem Prozess wurden die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor aus dem Ablauf der ARA rückgewonnen. Als Grundlage wurde in der ARA auf eine gezielte P-Entfernung verzichtet. Zeolithe wurden als Kationenaustauscher und ein starkes Basisharz als Anionenaustauscher eingesetzt. Die Ionen wurden dann mithilfe einer $NaCl$ -Lösung von den Ionenaustauschern regeneriert. Anschließend wurden sie im MAP-Fällungsreaktor mit $MgCl_2$ und einem pH-Wert von 9,5 ausgefällt. Die Struvite $MgNH_4PO_4$ und KNH_4PO_4 konnten als Endprodukte weiterverwendet werden. (Egle et al., 2014f)

Ionenaustauscher und Membrandestillation

Ein Ionenaustauscher kann auch dazu verwendet werden, um eine Aufkonzentrierung von Ammonium zu erreichen (vgl. Kapitel 4.2.4). Sancho et al. (2017) verwendeten natürliche Zeolithe als Austauschermaterial für die Ammonium-Entfernung aus behandeltem Abwasser mit geringen NH_4-N -Konzentrationen ($< 100 \text{ mg } NH_4-N/L$). Die Verwendung einer $2 \text{ g/L } NaOH$ -Regenerationslösung für den Ionenaustauscher brachte den Vorteil eines bereits erhöhten pH-Wertes

für die Membrandestillation. In der MD-Anlage wurde Ammonium aus der Regenerationslösung entfernt und in H_3PO_4 oder HNO_3 rückgelöst. Die Effizienz der Membrandestillation konnte damit deutlich erhöht werden. (Sancho et al., 2017)

Elektrodialyse und Strippung,

Die Technologie Elektrodialyse kann zur Aufkonzentrierung von Ammonium verwendet werden. Ippersiel et al. (2012) erreichten in Laborversuchen eine Konzentration von 21.352 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ im Konzentrat der Elektrodialyse. Das Ammonium wurde dann durch Strippung aus dem Konzentrat entfernt und mit einer Säure rückgewonnen.

Ionenaustauscher und Elektrodialyse

Morck (2011) untersuchte die Möglichkeit der Kombination von Ionenaustauscher und Elektrodialyse. Zeolithe wurden dem Prozesswasser beigemischt und mit Ammonium beladen. In einer halbtechnischen Elektrodialyse-Versuchsanlage wurden die Ammonium-Ionen über Kationenaustauscher-Membranen in Schwefelsäure als Konzentrat überführt.

Elektrodialyse, MAP-Fällung und Strippung

Wang et al. (2015) kombinierten in Laborversuchen die Elektrodialyse mit MAP-Fällung und Strippung. In der Elektrodialyse wurden Ammonium und Phosphat auf das 13- bzw. 10-fache aufkonzentriert. Das Konzentrat mit ca. 75 mmol P/L (= 2.325 mg P/L) und ca. 600 mmol N/L (= 8.400 mg N/L) wurde in einen Struvit-Reaktor weitergeleitet und MAP durch die Zugabe von MgCl_2 ausgefällt. Da bei der MAP-Fällung N:P im Verhältnis 1:1 ausgefällt wird, blieb noch ein großer Anteil des Ammoniums gelöst, welcher in einem zusätzlichen Schritt durch Luftstripung entfernt wurde.

Strippung, Verdampfung und Umkehrosmose

Tampio et al. (2016) untersuchten Kombinationen der Technologien Strippung, Verdampfung und Umkehrosmose (vgl. Abbildung 4-15) für die Behandlung der Flüssigphase eines Gärrestes aus einer Biogasanlage und die daraus entstehenden Produkte. Die Massen-, Nährstoff- und Energiebilanzen ergaben, dass die Kombination Verdampfung-Umkehrosmose die effizienteste Nährstoff-Rückgewinnungstechnologie ist. Trotz der Verwendung von thermisch-intensiven Prozessen wie Verdampfung und Strippung war die Energie, welche in der Biogasanlage produziert wurde, ausreichend. (Tampio et al., 2016)

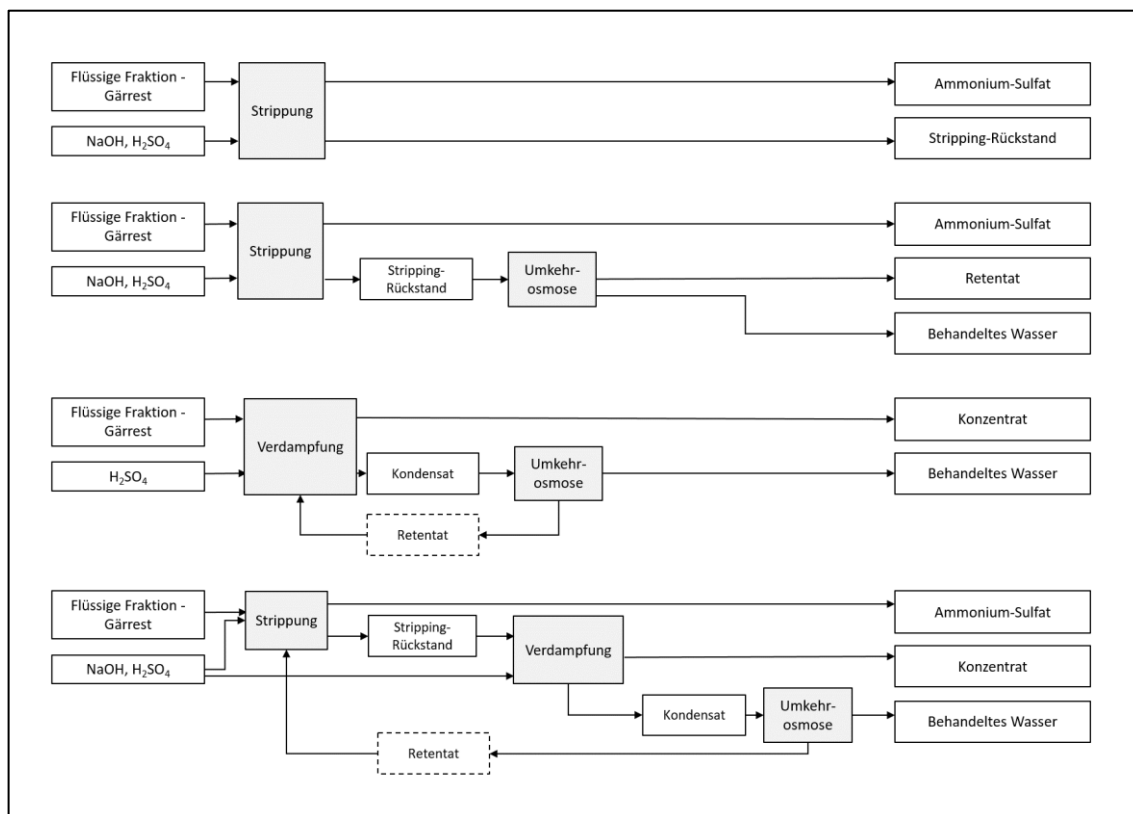


Abbildung 4-15: Verfahrensschemata Strippung, (Verdampfung), Umkehrosmose; eigene Darstellung nach Tampio et al. (2016)

4.3 Verwertung von Stickstoff

4.3.1 Mineralische Stickstoff-Dünger

4.3.1.1 Allgemeine Grundlagen

Anorganische oder mineralische Dünger sind Dünger, welche die Hauptnährstoffe der Pflanzen – Stickstoff, Phosphor und Kalium – in Form ihrer Salze enthalten. Man unterscheidet zwischen Mehrnährstoffdüngern (NPK-Dünger) und Einzeldüngern. Stickstoff hat im Pflanzenbau vielfältige Aufgaben. Er ist Ausgangsstoff für den Aufbau von Eiweiß, Bestandteil von Chlorophyll und steuert somit das Pflanzenwachstum. (Bertau et al., 2013)

Formen

Die am häufigsten verwendeten Stickstoffverbindungen in der Düngung sind Nitrat, Ammonium, Harnstoff (Amid-N, $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) und Kalkstickstoff (Cyanamid-N). Die Verbindungen können in Düngemitteln auch als Kombinationen vorkommen. Ammoniumsulfat-Lösung (ASL) fällt bei verschiedenen technischen Verfahren als Zwischenprodukt an und ist ebenfalls ein zugelassenes Düngemittel. Tabelle 4-32 zeigt einige Düngemittel und ihre Eigenschaften. (Wendland et al., 2014; LK Nordrhein-Westfalen, 2015)

Tabelle 4-32: Formen von Stickstoff-Dünger, (Wendland et al., 2014; LK Nordrhein-Westfalen, 2015)

Düngerform	Düngemittel	Gewichts-% (kg/dt)				Weitere Nährstoffe [Gew. %]	Anmerkungen, Eigenschaften
		N [%]	NO ₃ -N [%]	NH ₄ -N [%]	Amid-N [%]		
Salpeterdünger	Natronsalpeter (NaNO ₃)	16	16	-	-		Schnell wirksame Dünger
	Kalksalpeter (Ca(NO ₃) ₂)	15,5	15,5	-	-		
Ammoniumdünger	Schwefelsaures Ammoniak SSA ((NH ₄) ₂ SO ₄)	21	-	21	-	24 % S	Nachhaltige Wirkung, wirkt physiologisch sauer, für schwefelbedürftige Kulturen
	Ammoniumsulfat-Lösung ASL	8	-	8	-	9 % S	Flüssigdünger
Ammonsalpeterdünger	Kalkammonsalpeter KAS (NH ₄ NO ₃)	27	13,5	13,5	-	bis 4 % MgO	Schnell und nachhaltig wirksam
	Ammonsulfatsalpeter ASS (NH ₄ NO ₃ + (NH ₄) ₂ SO ₄)	26	7	19	-	13 % S	Wirkt etwas nachhaltiger, für schwefelbedürftige Kulturen
Amiddünger	Harnstoff (CO(NH ₂) ₂)	46	-	-	46		Langsame Wirkung im Boden, schnelle über das Blatt
	Ammonnitrat-Harnstofflösung AHL (NH ₄ NO ₃ + CO(NH ₂) ₂)	28	7	7	14		Flüssigdünger, schnelle Wirkung durch Nitrat + nachhaltige Wirkung, schnelle über das Blatt
	Kalkstickstoff (CaCN ₂)	19,8	1,5	-	-	18,3 % Cyanamid-N	Langsame Wirkung, enthält 55-65 % wirksamen Kalk (CaO)
Dünger mit Nitrifikationshemmstoff	Ammonsulfatsalpeter + DMPP (z.B. Entec)	26	7,5	18,5	-	13 % S	Geringer Anteil an schnell wirksamen Verbindungen + langsame nachhaltige Wirkung
	Harnstoff + DCD (z.B. Alzon 46)	46	-	-	46		Langsame, nachhaltige Wirkung

In Abbildung 4-16 sind die Anteile einzelner Düngemittelformen am weltweiten Stickstoffdüngerverbrauch dargestellt. Harnstoff wird mit Abstand (57,4 %) am meisten eingesetzt.

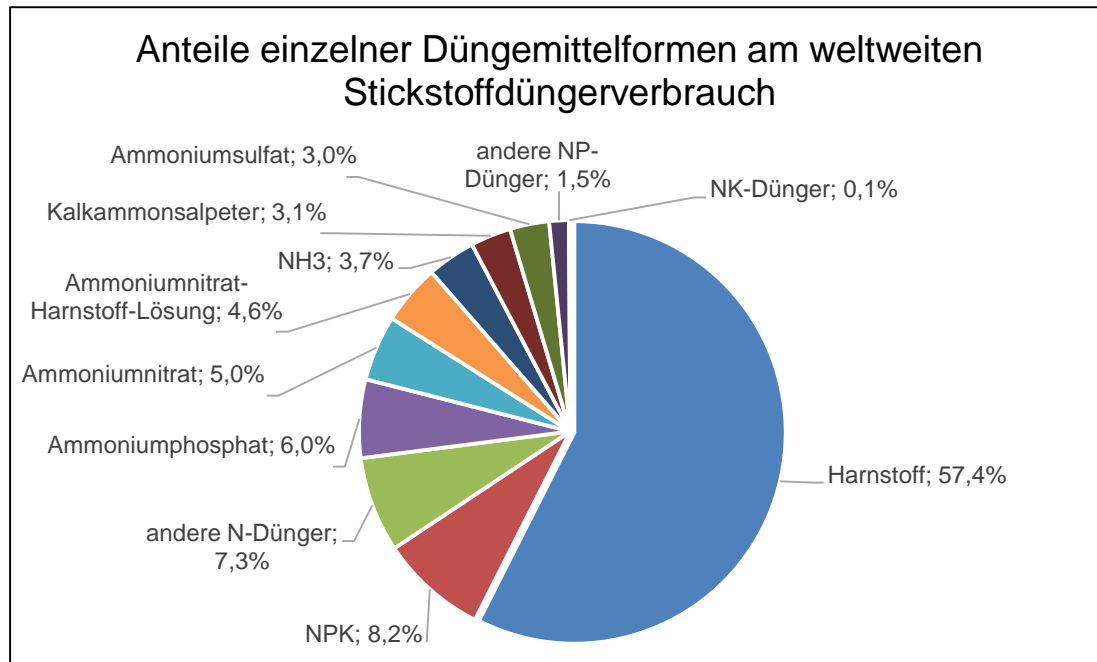


Abbildung 4-16: Anteile einzelner Düngemittelformen am weltweiten Stickstoffdüngerverbrauch; eigene Darstellung, Daten aus Bertau et al. (2013)

Pflanzenverfügbarkeit

Stickstoff unterliegt im Boden vielen Ab-, Um- und Aufbauprozessen, welche von Faktoren wie Standort, Witterungsverlauf und Bewirtschaftung der Flächen abhängen. Diese Prozesse und somit auch die Pflanzenverfügbarkeit sind abhängig von der Stickstoffform. (Kurpjuweit, 2011)

Dünger mit Nitrat wirken am schnellsten, da das Nitrat im Boden nicht gebunden wird und rasch von den Pflanzen aufgenommen werden kann. Es wird aber auch leicht ausgewaschen und in tiefere Schichten verlagert.

Ammonium könnte von den Pflanzen aufgenommen werden, ist aber fest im Boden gebunden. Aufgrund der festen Bindung wird es erst nach der mikrobiellen Umwandlung in Nitrat von den Wurzeln absorbiert.

Amid-N (Harnstoff) kann in gelöster Form über die Blätter der Pflanzen aufgenommen werden. Im Boden wird es jedoch von Bodenbakterien schnell in Ammonium umgewandelt. Während der Umsetzung kommt es zur pH-Wert Erhöhung, wodurch es zu Ammoniak-Verlusten von bis zu 40 % kommen kann.

Kalkstickstoff wirkt am nachhaltigsten, da er vor der Aufnahme erst über mehrere Zwischenstufen umgesetzt wird. Nach der Umwandlung in Kalk und Cyanamid, wird Cyanamid weiter zu Harnstoff und Ammonium abgebaut. Ein Teil des Cyanamids wird auch in Dicyandiamid (DCD) umgewandelt, welches nitrifikationshemmende Eigenschaften besitzt. (Kurpjuweit, 2011; Wendland et al., 2014)

Mithilfe von Nitrifikationshemmern kann die Nitrifikation im Boden verlangsamt werden. Dadurch wird auf der einen Seite die Gefahr des Auswaschens von NO_3 in das Grundwasser verringert andererseits aber eine langsam fließende, gut an den Bedarf angepasste Düngung garantiert. (Kurpjuweit, 2011; Wendland et al., 2014)

Bei Düngern mit Nitrat und Ammonium wird durch das Nitrat eine schnelle Anfangswirkung erzielt. Das Ammonium kann erst langfristig seine Wirkung entfalten. Eine Kombination von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff ist somit von Vorteil für die Pflanzen. (Kurpjuweit, 2011; Wendland et al., 2014)

Preisentwicklung

Abbildung 4-17 zeigt den Verlauf des Preisindex (PI) für Düngemittel und dazu im Vergleich den Großhandelspreisindex (GHPI), beide mit dem Basisjahr 2000. Die Entwicklung der Preise für Düngemittel schwankt sehr stark im Verlauf der Jahre.

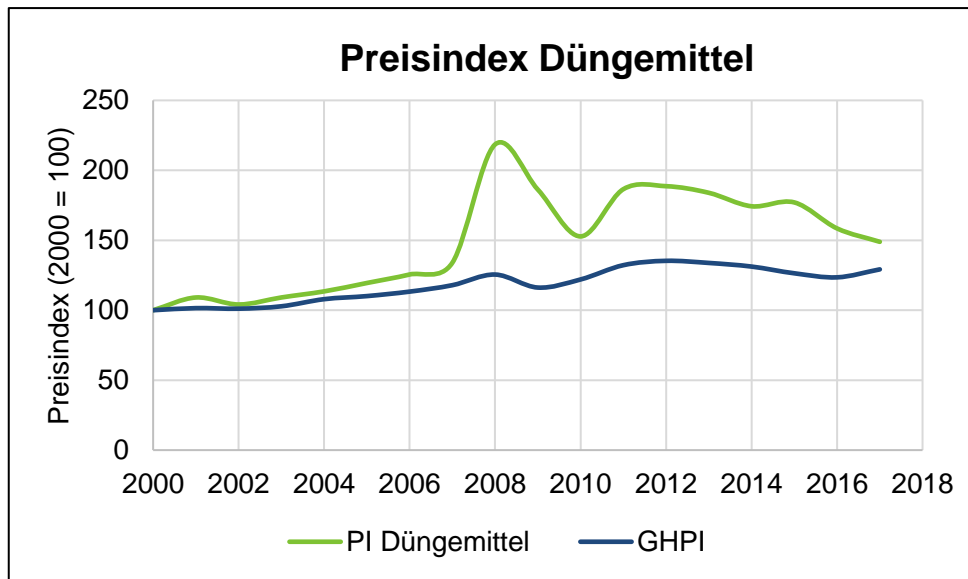


Abbildung 4-17: Entwicklung des Preisindex für Düngemittel; eigene Darstellung, Daten aus STATISTIK AUSTRIA (2017)

Tabelle 4-33 zeigt Preise für verschiedene Stickstoffdünger von Oktober 2017. Die Preise wurden mit dem Stickstoff-Anteil auf €/kg N umgerechnet. Der mittlere Wert für Stickstoff ist 0,73 €/kg N und die Spanne geht von 0,65 bis 0,85 €/kg N.

Tabelle 4-33: Preise für ausgewählte Düngemittel, Oktober 2017, exkl. USt, ab Handelslager, Daten aus Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH (2017)

Düngemittel	N-Anteil [%]	Düngemittel [€/t]			Nährstoff [€/kg N]		
		Wert	Spanne		Wert	Spanne	
Harnstoff, geprillt	46	269	242	330	0,58	0,53	0,72
Ammoniumnitrat-Harnstoff-L.	28	164	142	235	0,59	0,51	0,84
Harnstoff, granuliert	46	288	246	339	0,63	0,53	0,74

Düngemittel	N-An- teil [%]	Düngemittel [€/t]			Nährstoff [€/kg N]		
		Wert	Spanne		Wert	Spanne	
Harnstoff + DCD, Alzon	46	321	310	335	0,70	0,67	0,73
Kalkammonsalpeter	27	213	190	165	0,79	0,70	0,61
Ammonsulfatsalpeter	27	236	217	280	0,87	0,80	1,04
Schwefelsaures Ammoniak	21	202	175	265	0,96	0,83	1,26
Mittelwert					0,73	0,65	0,85

4.3.1.2 Ammoniumsulfat-Lösung (ASL)

Die direkte Herstellung von ASL durch die Umsetzung von Ammoniak und Schwefelsäure ist kaum noch von Bedeutung. ASL fällt bei verschiedenen Prozessen als Nebenprodukt an (Bertau et al., 2013). Als Beispiele sind zu nennen die Entschwefelung von Abgasen (Förtsch & Meinholz, 2014), die Herstellung von Caprolactam (Ritz et al., 2012) und die großtechnische Herstellung von Cyanwasserstoff (Blausäure) (Kautter & Leitenberger, 1953).

Beim weltweiten Stickstoffdüngerverbrauch hält Ammoniumsulfat einen Anteil von 3 %, was bei einem Weltverbrauch von 105,2 Mio. t N/a für 2011 etwa 3,16 Mio. t entspricht (Bertau et al., 2013).

Es gibt Versuche zum Einsatz von Ammoniumsulfat-Lösung als Zusatzstoff in der Gülle. Im Vergleich zur unbehandelten Gülle und auch zur Gülle mit anderen Zusatzstoffen (Kalkschlamm, Bio-Aktiv-Pulver, Harnstoff) konnten mit der Beimengung von ASL die höchste Ertragsleistung und gleichzeitig die niedrigsten Ammoniak-Emissionen erzielt werden. (Schröpel & Henkelmann, 2006)

Bei den in der vorliegenden Arbeit besprochenen Technologien ist ASL das Endprodukt bei der Luftstrippung (vgl. Kapitel 4.2.1) und der Membrandestillation (vgl. Kapitel 4.2.2).

Im folgenden Abschnitt sind Anwendungen aus der Praxis beschrieben:

ARA Kloten/Opfikon – „Brinamon“

Auf der ARA Kloten/Opfikon (80.000 EW) in der Schweiz gibt es seit 2011 eine Luftstrippungsanlage zur Rückgewinnung von Stickstoff. Das Produkt ist eine 40%ige Ammoniumsulfat-Lösung mit 8 % Stickstoff und 8,5 % Schwefel. Mit der Anlage werden jährlich 26 t Stickstoff rückgewonnen. Die ARA Kloten/Opfikon hat einen 10-jährigen Abnahmevertrag mit einem Düngerhändler, und das Produkt wird mit 0,60 CHF/kg N (Kurs 15.01.14: 0,8089 €/CHF = 0,49 €, Preisindexanpassung 2017 = 0,42 €/kg N) vergütet. Der Preis ist dynamisch im Vertrag geregelt und wird an die Stickstoff-Kunstdüngerpreise angepasst. Die ASL wurde von der Düngertilgungsstelle unter dem Namen „Brinamon“ genehmigt und

wird mit dem CULTAN (controlled uptake and longterm ammonia nutrition) – Verfahren ausgebracht. (Wenger, 2011; Peter Briner AG, 2012; Liebi, 2014)

BGA Benas-GNS, Ottersberg (DE)

Auf der Biogasanlage Benas-GNS in der Nähe von Bremen werden jährlich 174.000 t an Substraten in Faulbehältern mit einem Gesamtvolumen von 26.000 m³ anaerob behandelt. Im Jahr 2017 entfielen 26 % der verwendeten Substrate auf Hühnermist, welcher einen hohen N-Gehalt aufweist. Zusätzlich gehören 3.500 ha Land zur BGA Benas. Im „FiberPlus“ Prozess (vgl. Tabelle 4-18) entstehen eine 25%ige ASL, fester Kalk (70 % TS) und Biogas-Fasern. Durch die Nutzung der Düngemittel (ASL) auf eigenen Flächen können die Einsparungen für den Einkauf der Düngemittel als Erlös gerechnet werden. Bei einer Einsparung von 244.000 € für 3.600 t ASL im Jahr 2017 ergibt das 68 €/t ASL (5 % N) was wiederum einem Wert von 1,36 €/kg N entspricht. Zusätzlich werden Erlöse durch Kalk und die Biogas-Fasern generiert. Einsparungen ergeben sich im Falle der BGA Benas auch durch die erhöhte Biogasproduktion und durch die Möglichkeit, mehr Hühnermist zu günstigeren Preisen im Vergleich zu anderen Substraten zu verwenden. (SYSTEMIC Project, 2018; Bauermeister, 2018)

4.3.1.3 Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP)

Magnesium-Ammonium-Phosphat, auch bekannt als Struvit, ist ein Salz aus Magnesium-, Ammonium- und Phosphat-Ionen mit der chemischen Formel $(\text{NH}_4)\text{Mg}[\text{PO}_4] \times 6 \text{H}_2\text{O}$. Das Produkt ist nicht als herkömmlicher Handelsdünger am Markt verfügbar und nimmt daher eine Sonderstellung unter den mineralischen Stickstoff-Düngern ein. Es wird durch verschiedene Verfahren der MAP-Fällung (vgl. Tabelle 4-24) gewonnen.

MAP ist ein hochwertiger Langzeitdünger, ist nicht wasserlöslich, besitzt aber betrachtet über einen Zeitraum von einem Jahr eine ähnliche Düngewirksamkeit wie vergleichbare Handelsdünger (Egle et al., 2014a).

Die Abfalleigenschaften von Klärschlämmen verursachen im Nährstoffrecycling in einigen Ländern Europas Probleme. Als Fortschritt ist aber zu erwähnen, dass Struvit bei der Novellierung der EU-Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 als Düngemittel anerkannt und Zulassungsbeschränkungen somit beendet werden sollen (Kraus & Kabbe, 2017).

In diesem Abschnitt werden die zwei Produkte „Crystal Green®“ und „Berliner Pflanze“ genauer betrachtet.

PEARL® Verfahren – Crystal Green®

Das PEARL® Verfahren zur MAP-Fällung aus Prozesswasser wurde in Kanada von der Firma „Ostara Nutrient Recovery Technologies, Inc.“ entwickelt. Mittlerweile gibt es zwölf großtechnische Anlagen in Nordamerika und drei Anlagen in

Europa. Das Endprodukt wird unter dem Handelsnamen „Crystal Green®“ geführt (Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc., 2017). Im Juni 2011 wurde eine große Anlage auf der ARA in Amersfoort in den Niederlanden (300.000 EW) eröffnet. Jährlich können dort etwa 900 t Crystal Green® (entspricht 113 t Phosphor und 45 t Stickstoff) gewonnen werden (Vallei en Veluwe, 2016). Crystal Green® besitzt eine Reinheit von 99,6 % und in Tabelle 4-34 sind die Bestandteile und deren Anteile aufgelistet.

Tabelle 4-34: Bestandteile MAP-Dünger „Crystal Green®“ (Ostara Nutrient Recovery Technologies, Inc., 2017)

Phosphor – P	12,6 %
Phosphoroxid – P ₂ O ₅	28 %
Stickstoff – N	5 %
Ammonium-Stickstoff – NH ₄ -N	5 %
Magnesium – Mg	10 %
Magnesiumoxid – MgO	16,7 %

Im Wirbelschichtreaktor der Anlage entstehen bei der Fällung Pellets, welche ab einer bestimmten Größe aus dem Reaktor genommen werden. Das feuchte Produkt wird getrocknet, klassifiziert und verpackt. Der Gehalt an Schwermetallen liegt deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten, und der Dünger ist hygienisch unproblematisch. (Egle et al., 2014d)

Der Dünger ist in Amerika und Teilen Europas zugelassen. Verkauft wird das Crystal Green® in Big Bags mit je einer Tonne und in verschiedenen Pellet-Größen. (Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc., 2017)

Ostara® garantiert die Abnahme und die Vermarktung des Endproduktes. Für den Betreiber der Anlage gibt es zwei Konzepte. Beim Kaufmodell werden sämtliche Kosten (Kapital- und Betriebskosten) vom Betreiber übernommen. Ostara® nimmt das Produkt zu 150 – 200 €/kg MAP ab. Beim Behandlungskostenmodell trägt Ostara® die gesamten Kosten und der Betreiber zahlt abhängig von der P-Entfernung einen fest-



Abbildung 4-18: MAP-Dünger „Crystal Green“ (Egle et al., 2014d)

gelegten Betrag. Weiters bietet Ostara® kostenpflichtige Versuche mit einer mobilen Pilotanlage an, wofür die Kosten bei einer großtechnischen Umsetzung zu 50 % rückerstattet werden.

Tabelle 4-35 zeigt die Erlöse von 372 €/t MAP (Egle et al., 2014d) umgerechnet auf den Wert für ein kg Reinnährstoff und angepasst an den Preisindex (Stickstoff und Phosphor).

Tabelle 4-35: Erlöse für den MAP-Dünger „Crystal Green®“

Nährstoff	Erlöse [€/t MAP]	Erlöse [€/kg Reinnährstoff]	
		2014	2017
Stickstoff	372	7,44	6,44
Phosphor	372	2,95	2,56

AirPrex® Verfahren – Berliner Pflanze

Die Berliner Wasserbetriebe besitzen seit April 2008 die Genehmigung vom Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flächennutzung Brandenburg zur Gewinnung des MAP-Düngers „Berliner Pflanze“ aus Faulschlamm mit dem AirPrex® Verfahren (Berliner Wasserbetriebe, 2013). Es gibt mehrere großtechnische Umsetzungen in Deutschland und den Niederlanden (Egle et al., 2014b). Seit 2011 ist eine Anlage auf dem Klärwerk Berlin-Waßmannsdorf (1.000.000 EW) in Betrieb. Damit können jährlich etwa 910 t MAP (entspricht 91 t Phosphor und 46 t Stickstoff) gewonnen werden (Ortwein, 2016).

In Tabelle 4-36 sind die Bestandteile des Düngers aufgelistet.

Tabelle 4-36: Bestandteile MAP-Dünger „Berliner Pflanze“ (Berliner Wasserbetriebe, 2013)

Magnesiumoxid – MgO	12 %
Gesamtstickstoff – N	5 %
Phosphoroxid – P ₂ O ₅	23 %
Organische Kohlenstoffverbindungen	20 %
Kristallin gebundenes Wasser	20 %
Anorganische Kohlenstoffverbindungen	10 %
andere Mineralien (Ca, K,...)	10 %

Aufgrund des Herstellungsverfahrens sind im Endprodukt noch organische Fremdstoffe (Kohlenstoffverbindungen) enthalten, welche auch mit freiem Auge erkennbar sind. Die Schwermetallgehalte liegen deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten und auch unter den Gehalten vergleichbarer Mineraldünger. Der Dünger ist außerdem hygienisch einwandfrei. (Egle et al., 2014b)



Abbildung 4-19: MAP-Dünger „Berliner Pflanze“ (Egle et al., 2014b)

Die Pellets aus dem Reaktor werden getrocknet, klassifiziert und abgepackt. Der Dünger wird an die regionale Landwirtschaft direkt vermarktet, kann aber auch in kleineren Mengen (z.B.: 2 kg um 4 €) von Privatpersonen erworben werden. Für die ARA kann mit Erlösen von 317 €/t MAP gerechnet werden. (Egle et al., 2014b)

Tabelle 4-37 zeigt die Erlöse von 317 €/t MAP umgerechnet auf den Wert für ein kg Reinnährstoff und angepasst an den Preisindex (Stickstoff und Phosphor).

Tabelle 4-37: Erlöse für den MAP-Dünger „Berliner Pflanze“

Nährstoff	Erlöse [€/t MAP]	Erlöse [€/kg Reinnährstoff]	
		2014	2017
Stickstoff	317	6,34	5,41
Phosphor	317	3,16	2,73

4.3.2 Ammoniakwasser

Ammoniakwasser ist eine alkalische Lösung und wird auch als Ammoniaklauge, Salmiakgeist oder Ammoniumhydroxid bezeichnet (GESTIS Stoffdatenbank). Mit einer Konzentration von 17 mol/L (= 289 g/L) ist die Lösung gesättigt, das entspricht 400 L Ammoniakgas in einem L der Ammoniaklösung (Binnewies et al., 2011).

Ammoniakwasser kann bei der Dampfstrippung (vgl. Kapitel 4.2.1.2) und bei der Membrandestillation (vgl. Kapitel 4.2.2.2) gewonnen werden und kommt in unterschiedlichen Bereichen zum Einsatz.

4.3.2.1 Abgasreinigung

NO_x-Entfernung

Bei den Sekundärmaßnahmen zur Minderung von NO_x-Emissionen in der Abgasreinigung wird zwischen Selektiver Katalytischer Reduktion (SCR) und Selektiver Nicht-Katalytischer Reduktion (SNCR) unterschieden. Bei den SNCR-Verfahren

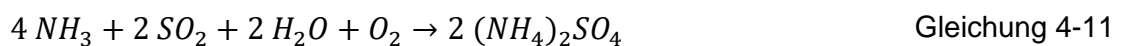
werden wässrige Lösungen, Ammoniakwasser oder Harnstofflösung, als Reduktionsmittel eingesetzt und in die heißen Abgase eingedüst. Bei Ammoniakwasser haben sich zur Minderung des NH_3 -Schlupfes Temperaturen im Bereich zwischen 850 und 1.050 °C bewährt. Idealerweise wird eine Lösung mit einer Konzentration von knapp unter 25 % verwendet. Bei der Reaktion von Ammoniakwasser mit NO und NO_2 entstehen molekularer Stickstoff N_2 und Wasser, wie in den unten stehenden Gleichungen dargestellt. (Beckmann, 2011; Konstantin, 2013)



Die SCR-Verfahren funktionieren nach demselben Prinzip wie die SNCR-Verfahren. Durch die Anwesenheit des Katalysators kann die Reduktion jedoch bei niedrigeren Temperaturen stattfinden. (Beckmann, 2011)

Rauchgasentschwefelung (REA)

Die Entfernung von Schwefeldioxid (SO_2) aus Abgasen wird als Rauchgasentschwefelung bezeichnet. Üblicherweise wird dafür als Sorptionsmittel, welches im Gegenstrom zum Abgas geführt wird, eine Suspension aus Wasser und Kalkstein (CaCO_3) verwendet. Bei den chemischen Reaktionen entstehen CO_2 und Gips ($\text{CaSO}_4 \times 2 \text{H}_2\text{O}$) (Försch & Meinholz, 2014; Konstantin, 2013). Ammoniaklösung kann ebenso als Absorptionsmittel für SO_2 verwendet werden. Gleichung 4-11 zeigt die ablaufende Reaktion im Wäscher, wobei Ammoniumsulfat – ein Stickstoff-Dünger (vgl. Kapitel 4.3.1.2) – als Endprodukt entsteht. (Försch & Meinholz, 2014)



Das Verfahren wird als „Walther-Verfahren“ bezeichnet. Die zentralen Vorteile sind die direkte Herstellung eines wiederverwertbaren Endproduktes, keine Entstehung von Abwasser und dass die gebildeten Verkrustungen aus wasserlöslichen Salzen leicht zu entfernen sind (Kaminsky, 1983).

4.3.2.2 CO_2 -Absorption aus Biogas

Bei der anaeroben Vergärung von Klärschlamm oder anderer Biomasse entsteht Biogas. Das Biogas besteht zum größten Teil aus Methan (53 – 70 %), enthält aber auch andere Spurengase (z.B.: H_2S , O_2 , H_2) und 30 – 47 % CO_2 . Für eine Verwendung als Treibstoff oder zur Netzeinspeisung müssen bestimmte Standards eingehalten und Methan angereichert werden. Für die Entfernung von CO_2 sind Adsorption und Absorption die am häufigsten angewendeten Methoden. Bei der Absorption werden üblicherweise Wasser oder organische Lösungsmittel wie zum Beispiel Monoethanolamin (MEA) verwendet. (Persson et al., 2006; Bauer et al., 2013)

Alternativ dazu kann auch Ammoniakwasser als Lösungsmittel zur Absorption von CO₂ verwendet werden. Die NH₃-Lösung hat mit 1,2 kg CO₂/kg NH₃ eine höhere Absorptionskapazität als MEA (0,4 kg CO₂/kg MEA). Außerdem ist es das billigste unter den Lösungsmitteln und verursacht keine Korrosionsprobleme. (Mani et al., 2006; Budzianowski, 2012; McLeod et al., 2014)

Bei der Absorption von CO₂ in der Ammoniaklösung entsteht Ammoniumhydrogencarbonat (NH₄HCO₃), auch Ammoniumbicarbonat (ABC) genannt. ABC kann als Stickstoffdünger verwendet werden und hielt 2014 in China einen Marktanteil von 17 %. (Zhuang et al., 2012; Yara, 2014)

4.3.2.3 Vorbehandlung von Biomasse

Lignocellulosehaltige Biomasse kann zur Produktion von Ethanol als Energiequelle verwendet werden. Die Produktion besteht aus der Hydrolyse der Cellulose und weiter der Vergärung von Zucker zu Ethanol. Um die Hydrolyse zu verbessern, gibt es viele physikalische, chemische und biologische Vorbehandlungsmethoden. Bei den chemischen Methoden kann auch Ammoniakwasser in verschiedenen Konzentrationen bei erhöhten Temperaturen zur Vorbehandlung verwendet werden. (Sun & Cheng, 2002; Wang et al., 2016)

5 Bewertung

5.1 Bewertung der Stoffströme

Tabelle 5-1 gibt eine Übersicht über die in Kapitel 4.1 beschriebenen Stoffströme. Relevant für das zukünftige Umsetzungspotenzial von Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung sind die Form, in welcher der Stickstoff vorliegt, die Konzentration und die verfügbare Gesamtmenge.

Kommunale Abwasserreinigung

Auf einer kommunalen ARA sind die Stickstoffkonzentrationen und auch die Ammonium-Konzentrationen im Faulschlamm und im Prozesswasser am höchsten. Die Rückführung des Prozesswassers kann im Belebungsbecken zu Problemen führen, wenn nicht ausreichende Nitrifikationskapazitäten vorhanden sind. Weiters ist im Prozesswasser auch der Feststoffanteil im Vergleich zum Faulschlamm deutlich geringer.

Flüssige Wirtschaftsdünger und Biogasgülle

Bei der Ausbringung von unbehandelter Gülle, Jauche und Biogasgülle kann es in Veredelungsregionen zu Nährstoffüberschüssen im Boden und einer Auswaschung des Stickstoffs in das Grundwasser kommen. Der Anteil an Ammonium ist in beiden Stoffströmen etwa gleich groß. Der hohe Feststoffanteil kann für die Anwendung bestimmter Technologien problematisch sein.

Anaerobanlagen

Nach der Behandlung von verschiedenen Stoffströmen in Anaerobanlagen liegt der Stickstoff überwiegend als Ammonium vor. Bei hohen Konzentrationen kann es im Anaerobreaktor zur Ammoniak-Hemmung kommen. Eine Möglichkeit ist die Entnahme von Substrat aus dem Behälter, die Entfernung des Stickstoffs und eine erneute Rückführung.

Gesamtbetrachtung

Betrachtet man die Gesamtmengen, so liegt das größte Potenzial bei den flüssigen Wirtschaftsdüngern. Bezogen auf die Konzentration und aufgrund des sehr niedrigen Feststoffanteils, besitzt aber auch das Prozesswasser auf einer kommunalen ARA großes Umsetzungspotenzial für Technologien der Nährstoffrückgewinnung.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit und auch der Themenbereich des Projektes „AR-HES-B“ ist die kommunale Abwasserreinigung. Die Anwendung der Nährstoffrückgewinnung wird in den folgenden Kapiteln speziell in Bezug auf das Prozesswasser in einer kommunalen ARA betrachtet.

Tabelle 5-1: Übersicht über die Stoffströme mit relevantem Stickstoffanteil

Bereich	Stoffstrom	Vorwiegende Formen	Konzentration		Menge ³⁾	Anmerkungen, Kommentare
			N _{ges} /TKN	NH ₄ -N [mg/L]		
Kommunale Abwasserreinigung	Abwasser	60 % NH ₄ -N 40 % N _{org}	60 – 80 mg TKN/L	ca. 35 – 55	46.600 t N _{ges} /a	Konzentrationen sehr gering; N als limitierender Faktor im BB
	Faulschlamm	55 % NH ₄ -N 45 % N _{org}	1.000 – 1.500 mg TKN/L	550 – 825	9.600 t TKN/a	Konzentrationen für Ammoniak-Hemmung im Reaktor meist zu gering; evt. Probleme bei manchen Technologien durch Feststoffanteil
	Prozesswasser	80 - 95 % NH ₄ -N	780 – 1.170 mg N _{ges} /L	400 – 1.200	4.900 t N _{ges} /a	Sehr niedriger Feststoffanteil; verursacht 10 – 20 % der Gesamtbelastung im BB; kann daher zu Problemen im BB führen
Wirtschaftsdünger, flüssig	Rindergülle	50 % NH ₄ -N 50 % N _{org}	3.200 – 4.400 mg N/L	1.600 – 2.200	52.900 t N _{ges} /a	Bei Ausbringen ohne Behandlung kann es in bestimmten Regionen zu Nährstoffüberschüssen und Nitratbelastung des Grundwassers kommen; Hoher Feststoffanteil
	Schweinegülle	65 % NH ₄ -N 35 % N _{org}	2.800 – 5.400 mg N/L	1.800 – 3.500	21.200 t N _{ges} /a	
	Rinderjauche	90 % NH ₄ -N 10 % N _{org}	2.700 – 3.700 mg N/L	2.400 – 3.300	18.300 t N _{ges} /a	
Anaerobanlagen	Biogasgülle	65 % NH ₄ -N 35 % N _{org}	4.600 – 4.700 mg N _{ges} /kg FM	2.600 – 3.100 mg/kg FM	2.300 t N _{ges} /a	Bei Ausbringen ohne Behandlung kann es in bestimmten Regionen zu Nährstoffüberschüssen und NO ₃ -Belastung des GW kommen; Hoher Feststoffanteil
	Schlacht- und Fleischverarbeitungsbetriebe	55 % NH ₄ -N ²⁾	300 – 600 mg N _{ges} /L ²⁾	165 – 330	-	Oft werden Blut und andere stark belastete Bestandteile schon separat behandelt
	Weizenstärkeherstellung	55 % NH ₄ -N ²⁾	1.000 mg/L ²⁾	550	1.000 t N _{ges} /a	Mögliche Ammoniak-Hemmung im Reaktor

1) Annahme: Abbau des organisch gebundenen Stickstoffs zu 55 % in Ammonium (vgl. Kapitel 4.1.1.2)
 2) Angaben vor der anaeroben Behandlung, Gesamt-Stickstoff wird während der Vergärung nicht verändert
 3) Menge bezogen auf Österreich, gerundet auf Hunderter

5.2 Bewertung der Technologien und Produkte

Im folgenden Abschnitt werden die Technologien und Produkte technologisch, ökonomisch und ökologisch bewertet.

Bei der technologischen Bewertung werden die Technologien Luftstrippung, Membrandestillation, MAP-Fällung und Ionenaustauscher berücksichtigt. Der Ionenaustauscher ist jedoch aufgrund seiner sehr geringen Datengrundlage nicht Teil der ökonomischen und ökologischen Bewertung. Bei der MAP-Fällung werden beispielhaft für die vielen Konfigurationen nur das PRISA Verfahren und das PEARL® Verfahren in der ökonomischen und ökologischen Bewertung näher betrachtet.

Bei den Berechnungen für die ökonomische und ökologische Bewertung werden immer drei Fälle betrachtet. Fall A kombiniert die bestmöglichen Rahmenbedingungen für die Nährstoff-Rückgewinnung (z.B. hohe Konzentrationen, niedriger Energieverbrauch, hohe Erlöse) und Fall C die schlechtesten Bedingungen. Fall B entspricht dem Mittelwert der Eingangsparameter von A und C.

5.2.1 Referenz-ARA

Für die ökonomische und ökologische Bewertung wird eine Referenz-ARA in der Größenklasse von 100.000 EW₆₀ mit folgenden Parametern definiert:

Tabelle 5-2: Parameter der Referenz-ARA mit 100.000 EW₆₀

Fall	A	B	C
Prozesswasser [m ³ /h]	8,0	6,7	5,4
Prozesswasser [m ³ /d]	191	160	129
Prozesswasser [m ³ /a]	69.715	58.567	47.085
Luftstrippung, Membrandestillation			
Ammonium-Konz. [mg NH ₄ -N/L]	1.200	1.000	800
Abtrenngrad	90 %	90 %	90 %
Ammonium entfernt [mg NH ₄ -N/L]	1.080	900	720
N-Entfernung [kg N/d]	206	144	93
N-Entfernung [kg N/a]	75.292	52.711	33.901
MAP-Fällung			
Phosphat-Konz. [mg PO ₄ -P/L]	100	90	80
Abtrenngrad	90 %	90 %	90 %
Phosphat entfernt [mg PO ₄ -P/L]	90	81	72
P-Entfernung [kg P/d]	17	13	9
P-Entfernung [kg P/a]	6.274	4.744	3.390
N-Entfernung [kg N/a]	2.834	2.142	1.531

5.2.2 Technologische Bewertung

Für die umfassende technologische Bewertung sind eine Analyse und das Verständnis der technischen Grundlagen der einzelnen Verfahren notwendig. Diese wurden im Kapitel 4.2 ausgearbeitet. Die detaillierte Zusammenstellung der Kriterien, deren Bewertung und die dazugehörigen Quellen befinden sich im Anhang D.

Jedes Verfahren hat in verschiedenen Bereichen seine Stärken und Schwächen. Dieses Kapitel zeigt wie eine Bewertung aussehen könnte. Für die Entscheidung, welche Technologie eingesetzt wird, ist es jedoch von großer Bedeutung, welche Ziele die Anwendung verfolgt und wie das Verfahren konfiguriert ist. Abhängig davon können auch die Kriterien und deren Bewertung von der hier dargestellten Übersicht abweichen.

5.2.2.1 Datengrundlage (DGL)

Die Qualität der verwendeten Quellen ist gemäß Tabelle D-1, Tabelle D-2, Tabelle D-3 und Tabelle D-4 für die Bewertung gut (+) bis sehr gut (++) . Allgemein kann die Qualität der Informationen für jede Technologie als sehr gut (++) bezeichnet werden.

Die Luftstrippung und die MAP-Fällung wurden schon mehrfach großtechnisch umgesetzt, wodurch es eine hohe Anzahl an verfügbaren Quellen und auch viele Betriebserfahrungen gibt. Bei der Membrandestillation gibt es laut Literaturrecherche im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung erst eine Demonstrationsanlage in Betrieb, weshalb nur wenig Literatur zum Thema Wartungsaufwand verfügbar ist. Beim Verfahren Ionenaustauscher konnten während der Literaturrecherche zwei Pilotanlagen auf kommunalen ARAs gefunden werden, folglich gibt es dafür ebenfalls nur wenige oder keine Informationen zum Thema generell und speziell zum Wartungsaufwand und Ressourcenbedarf.

5.2.2.2 Stand der Umsetzung

Mehrfach großtechnisch umgesetzt sind die Technologien Luftstrippung und MAP-Fällung. Bei der Membrandestillation wurde eine Demonstrationsanlage in der Schweiz umgesetzt (WWTP Yverdon, CH) und eine weitere befindet sich in Bau (WWTP Altenrhein, CH). Beim Ionenaustauscher sind zwei Pilotanlagen (Oxley Creek WWTP, Australia und Didcot WwTW, UK) bekannt.

5.2.2.3 Komplexität

Die Luftstrippung wird aufgrund der vielen notwendigen Prozessschritte als sehr komplex eingestuft. Das Grundprinzip der MAP-Fällung (pH-Wert Änderung und Fällungsmittel-Zugabe) wird als einfach bewertet. Zu beachten ist jedoch, dass bei einigen Verfahren komplexe Vorbehandlungsschritte zur P-Rücklösung notwendig sein können (vgl. Tabelle 4-24).

5.2.2.4 Implementierung

Wird die Technologie in der Rückführung des Prozesswassers implementiert, so ist kein Eingreifen in andere bestehende Prozesse notwendig. Der Platzbedarf ist sehr unterschiedlich. Für die hohen Kolonnen der Luftstrippung wird zum Beispiel wenig Grundfläche verbraucht, jedoch muss ausreichend Höhe zur Verfügung stehen. Bei der MAP-Fällung kommt es sehr stark auf die Konfiguration an und welche Vorbehandlung gewählt wird. Die Implementierung von Technologien mit chemisch-physikalischen Prozessen erfordert von den Mitarbeitern entsprechendes Wissen für den Betrieb.

5.2.2.5 Wartungsaufwand

Der Wartungsaufwand ist allgemein sehr stark von der Zusammensetzung des Prozesswasserstromes abhängig und daher schwer einzuschätzen. Ablagerungen auf den Füllkörpern in den Kolonnen der Luftstrippung, in Rohrleitungen und Fouling an der Membranoberfläche bei der Membrandestillation sind mögliche auftretende Probleme.

5.2.2.6 Ressourcenbedarf

Das Grundprinzip der MAP-Fällung benötigt lediglich elektrische Energie und Lauge zur pH-Wert-Anpassung. Je nach Verfahren könnten aber wieder zusätzliche Ressourcen für die Vorbehandlung notwendig werden. Bei der Luftstrippung und der Membrandestillation muss zusätzlich noch thermische Energie zugeführt werden.

5.2.2.7 Gesamtbetrachtung

Die wesentlichen Nachteile der Luftstrippung und der Membrandestillation sind der hohe Ressourcenaufwand (v.a. thermische Energie und Laugenbedarf) und die Komplexität der Verfahren. Der Laugenbedarf könnte jedoch durch den Einsatz von CO₂-Strippern gesenkt werden und der thermische Energiebedarf kann durch den Betrieb des Verfahrens im unteren möglichen Temperaturbereich reduziert werden. Es ist ebenfalls möglich, eventuell vorhandene Abwärmequellen für die Deckung des Bedarfs zu verwenden. Die Membrandestillation weist im Vergleich zur Luftstrippung einen niedrigeren elektrischen Energiebedarf auf und die Komplexität ist durch die verringerte Anzahl an notwendigen Prozessschritten geringer.

Bei der MAP-Fällung hingegen gibt es bereits viele großtechnische Umsetzungen und Konzepte zur Vermarktung der Endprodukte. Abhängig von der Ausführung (vgl. Tabelle 4-24) kann jedoch die Komplexität hoch sein. Wird als primäres Ziel die Stickstoff-Rückgewinnung angestrebt, ist die MAP-Fällung nicht geeignet.

Beim Ionenaustauscher gibt es keine großtechnischen Umsetzungen und als wesentliche Nachteile sind die fehlenden Erfahrungen beim Betrieb, mögliche Fouling-Probleme am Material und die Erhaltung der Austauscherkapazität zu nennen.

5.2.3 Ökonomische Bewertung

5.2.3.1 Erlöse

Die Erlöse aus den Verfahren der Nährstoffrückgewinnung setzen sich zusammen aus den Erlösen durch den Verkauf der gewonnenen Produkte, Einsparungen bei der ansonsten erforderlichen Belüftung für die Stickstoff-Oxidation im Belebungsbecken und der Reduktion an Fällungsmittelbedarf für die Phosphorentfernung. Weiters kann auch noch die Reduktion an N₂O-Emissionen berücksichtigt werden, wenn für Treibhausgas-Emissionen ein Preis angesetzt wird.

Wert der gewonnenen Produkte

Für die Produkte Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) und Ammoniumsulfat-Lösung (ASL) können laut Literaturrecherche die in der Tabelle 5-3 dargestellten Preise erzielt werden. Die möglichen Erlöse werden pro kg Produkt und pro kg Reinnährstoff angegeben. Eine detaillierte Aufstellung befindet sich im Anhang E.2.

Tabelle 5-3: Mögliche Erlöse – Wert der gewonnenen Produkte

Fall	A	B	C
MAP [€/kg MAP]	0,32	0,28	0,24
MAP [€/kg N]	3,16	2,75	2,34
MAP [€/kg P]	1,43	1,24	1,05
ASL [€/kg ASL 100%]	0,19	0,12	0,05
ASL [€/kg N]	0,89	0,57	0,25

Einsparungen bei der Belüftung

Wenn aus dem Prozesswasser Stickstoff entfernt wird, so verringern sich dadurch auch die zu nitrifizierende Stickstoff-Fracht und der Sauerstoffbedarf im Belebungsbecken für die Nitrifikation.

Tabelle 5-4: Mögliche Erlöse – Einsparungen bei der Belüftung

	[kWh/kg N]	[€/kg N] ²⁾	Quelle
Eigene Berechnung ¹⁾	1,14	0,14	
Literatur	1,50	0,18	(PFI et al., 2012)

¹⁾ O₂-Verbrauch netto: 1,71 kg O₂/kg N (4,57 mg O₂/m N nitrifiziert - 2,86 mg O₂/mg N denitrifiziert = 1,71 mg O₂/mg N), angenommener Sauerstofftrag von: 1,5 kg O₂/kWh (van Haandel & van der Lubbe, 2012) → 1,71 kg O₂/kg N / 1,5 kg O₂/kWh = 1,14 kWh/kg N

²⁾ Berechnet mit 0,12 €/kWh

Als Berechnungsgrundlage wurde ein Strompreis von 0,12 €/kWh angenommen.

Einsparung Fällungsmittelbedarf

Für die Phosphor-Entfernung aus dem Abwasser werden auf konventionellen Abwasserreinigungsanlagen verschiedene chemische Fällungsmittel verwendet. Wird eine MAP-Fällung eingesetzt, können dementsprechend Fällungsmittel eingespart werden. Für die Berechnung wird die Verwendung von 40%igem FeCl₃ zur Fällung angenommen.

Tabelle 5-5: Mögliche Erlöse – Einsparungen beim Fällungsmittelbedarf

Fall	A	B	C
Menge Fällungsmittel [kg FM/kg P]	13,1	13,7	14,4
Preis Fällungsmittel [€/kg FM] ¹⁾	0,175	0,175	0,175
Einsparung [€/kg P]	2,3	2,4	2,5

¹⁾ Quelle: (Remy, 2017)

Emissions-Reduktionen

Bei der Stickstoff-Entfernung im Belebungsbecken entstehen auch N₂O-Emissionen, deren Treibhauswirksamkeit 256-mal so groß ist wie jene von CO₂ (Doorn et al., 2006). Für den Ausstoß von Treibhausgasemissionen kann ein CO₂-Preis angesetzt werden. Im EU-Emissionshandel betrug der Preis im Dezember 2017 7,07 € per Tonne CO₂. (European Energy Exchange AG, 2017)

Tabelle 5-6: Mögliche Erlöse – Einsparungen durch Emissions-Reduktionen

Fall	A	B	C
N ₂ O-Emissionen [kg N ₂ O/kg N]	0,044	0,050	0,055
CO ₂ -Äquivalente [kg CO ₂ /kg N]	11,7	13,1	14,6
Preis [€/t CO ₂]	7,07	7,07	7,07
Einsparung [€/kg N]	0,08	0,09	0,10

Überblick

In diesem Abschnitt erfolgt nochmals eine übersichtliche Darstellung der gesamten möglichen Erlöse für die Produkte ASL aus der Luftstrippung und der Membrandestillation und MAP aus der MAP-Fällung.

Tabelle 5-7: Möglich Erlöse durch die Herstellung einer Ammoniumsulfat-Lösung

Fall	A	B	C
Wert der gewonnenen Produkte [€/kg N]	0,89	0,60	0,25
Einsparung Belüftung [€/kg N]	0,18	0,16	0,14
Emissions-Reduktion [€/kg N]	0,10	0,09	0,08
Summe Erlöse [€/kg N]	1,17	0,86	0,47

Bei der MAP-Fällung werden Stickstoff und Phosphor abgetrennt. Daher können die möglichen Erlöse aus Einsparungen bei der Belüftung, der Emissions-Reduktion und der Einsparung der Fällungsmittel berücksichtigt werden. Pro kg abgetrenntem Phosphor werden 0,45 kg Stickstoff mitgefällt, dieser Faktor wurde für die Umrechnung der Erlöse von €/kg N in €/kg P verwendet.

Tabelle 5-8: Mögliche Erlöse durch die Herstellung von Magnesium-Ammonium-Phosphat

Fall	A	B	C
Wert der gewonnen Produkte [€/kg N]	3,16	2,72	2,34
Einsparung Belüftung [€/kg N]	0,18	0,16	0,14
<i>Einsparung Fällungsmittel [€/kg P]</i>	<i>2,29</i>	<i>2,40</i>	<i>2,52</i>
Einsparung Fällungsmittel [€/kg N]	5,07	5,32	5,58
Emissions-Reduktion [€/kg N]	0,10	0,09	0,08
Summe Erlöse bezogen auf Stickstoff[€/kg N]	8,51	8,29	8,13
Summe Erlöse bezogen auf Phosphor [€/kg P]	3,84	3,74	3,67

5.2.3.2 Kosten der Luftstrippung

Investitionskosten

Für die Luftstrippung konnten folgende Investitionskosten (IK) erhoben werden. Die detaillierte Berechnung der Jahreskosten (JK), die verwendeten Kenndaten und Quellen befinden sich im Anhang E.3.

Tabelle 5-9: Investitionskosten der Luftstrippung

ARA Nr.	[m³/h]	[m³/a]	[kg N/a]	IK [€]	JK [€/a]	JK [€/m³]	JK [€/kg N]
1	5	36.000	25.920	979.829	81.530	2,3	3,1
2	13	100.000	105.300	2.274.419	164.501	1,6	1,6
3	17	122.400	315.720	1.652.637	140.730	1,1	0,4
4	18	133.000	131.700	2.044.847	126.531	1,0	1,0
5	31	220.680	198.612	2.548.834	213.319	1,0	1,1

Abbildung 5-1 zeigt die erhobenen Investitionskosten bezogen auf die behandelte Prozesswassermenge in m³/h. Die Kosten verhalten sich degressiv und nicht linear.

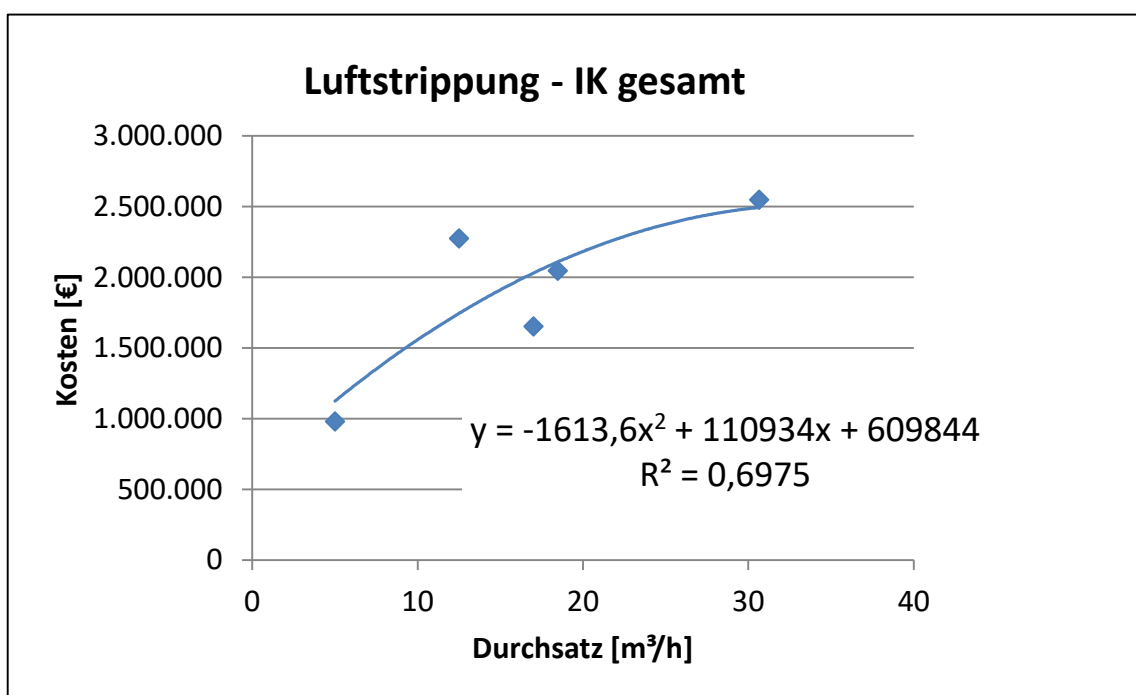


Abbildung 5-1: Investitionskosten der Luftstrippung

Die errechneten Jahreskosten werden in Abbildung 5-2 und Abbildung 5-3 bezogen auf die abgetrennte Menge an Stickstoff [€/kg N] bzw. auf die Menge an behandeltem Prozesswasser pro Jahr [€/m³] dargestellt.

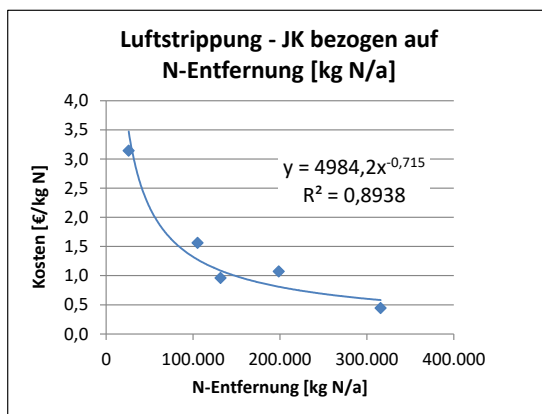


Abbildung 5-2: JK der Luftstrippung bezogen auf die Stickstoffentfernung

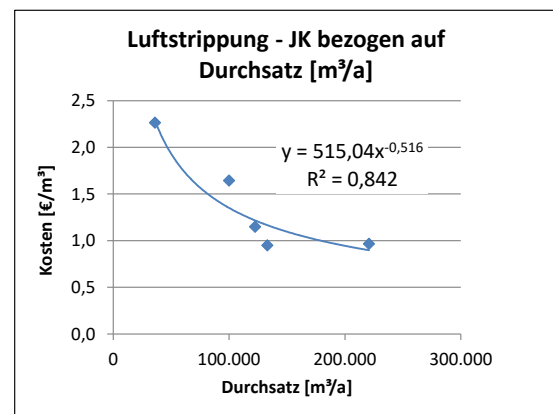


Abbildung 5-3: JK der Luftstrippung bezogen auf die Durchsatzmenge

Laufende Kosten

Die laufenden Kosten (LK) in der folgenden Tabelle 5-10 wurden mithilfe der Kennwerte des Ressourcenbedarfs aus Kapitel 4.2.1.5 berechnet.

Bewertung

Tabelle 5-10: Laufende Kosten der Luftstrippung

Fall	A	B	C
Energie elektrisch [€/kg N]	0,17	0,27	0,42
Energie thermisch [€/kg N]	0,46	0,74	1,16
NaOH 50 % [€/kg N]	1,25	2,00	3,12
H ₂ SO ₄ 70 % [€/kg N]	0,40	0,41	0,42
Instandhaltung [€/kg N]	0,18	0,24	0,34
Summe LK [€/kg N]	2,46	3,66	5,45

Sensitivitätsanalyse

Werden die Eingangsparameter in der Kostenberechnung einzeln variiert, so ergeben sich unterschiedlich starke Schwankungen der laufenden Kosten. In der nebenstehenden Abbildung 5-4 ist zu sehen, dass eine Variation der Eingangskonzentration den stärksten Einfluss besitzt. Die dem Diagramm zugrunde liegenden Daten sind in Anhang E.5 im Detail angeführt.

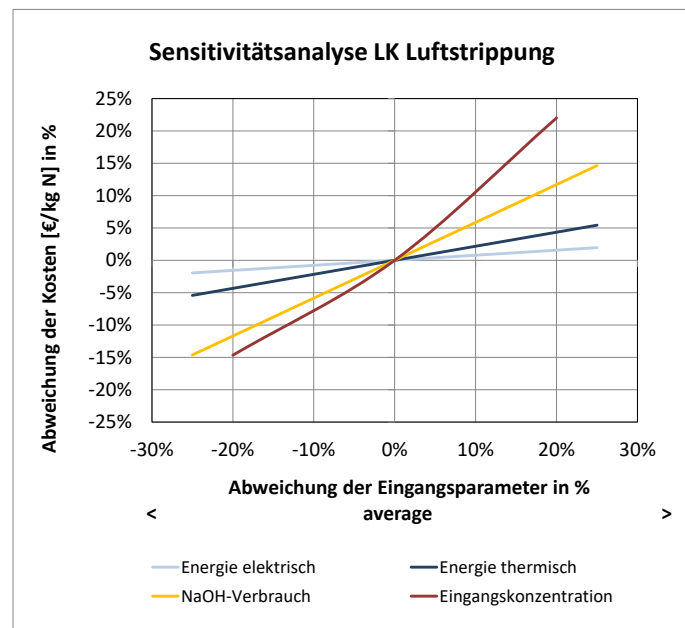


Abbildung 5-4: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten bei der Luftstrippung

Gesamtkosten

Die in Abbildung 5-5 dargestellten Kosten wurden für die unter Punkt 5.2.1 definierte Referenz-ARA berechnet. Es zeigt sich, dass den größten Anteil die Investitionskosten ausmachen. Von den laufenden Kosten verursacht der Verbrauch an NaOH den höchsten Anteil.

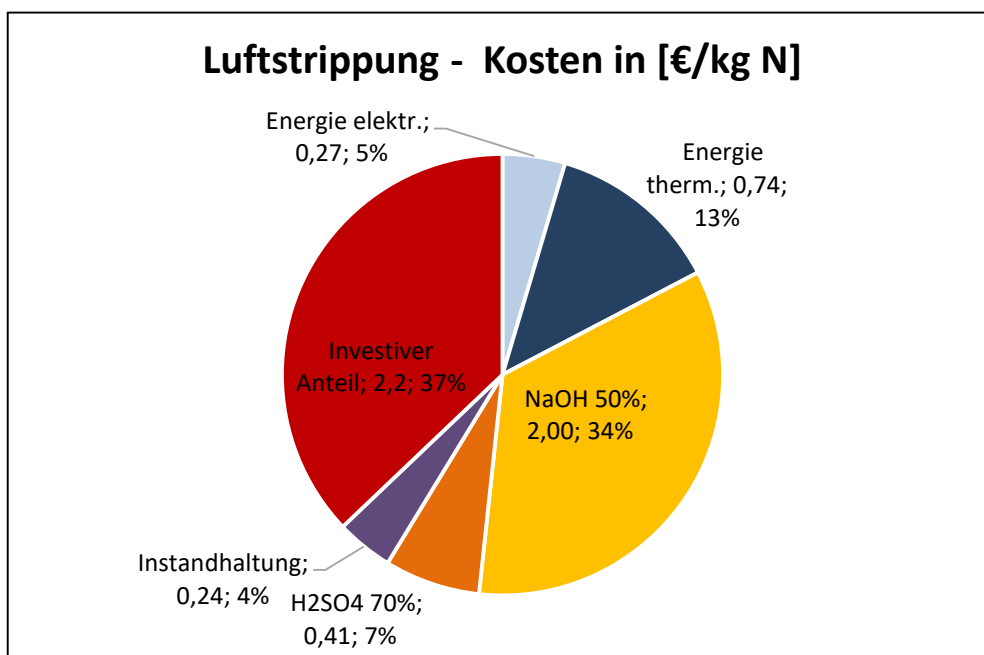


Abbildung 5-5: Aufteilung der gesamten Jahreskosten der Luftstrippung

5.2.3.3 Kosten der Membrandestillation

Investitionskosten

Für die Membrandestillation konnten folgende Investitionskosten erhoben werden. Die detaillierte Berechnung der Jahreskosten, die verwendeten Kenndaten und Quellen befinden sich im Anhang E.3.

Tabelle 5-11: Investitionskosten der Membrandestillation

Nr.	[m ³ /h]	[m ³ /a]	[kg N/a]	IK [€]	JK [€/a]	JK [€/m ³]	JK [€/kg N]
1	10,4	75.000	47.250	1.186.770	1,3	2,1	10,4
2	10,4	75.000	47.250	1.825.800	2,0	3,2	10,4
3	10,4	75.000	47.250	1.506.285	1,7	2,7	10,4
4	20,8	150.000	94.500	1.807.542	1,0	1,6	20,8
5	52,1	375.000	236.250	2.410.056	0,6	1,0	52,1

Abbildung 5-6 zeigt die Investitionskosten bezogen auf die behandelte Prozesswassermenge in m³/h. Die Kosten verhalten sich degressiv und nicht linear.

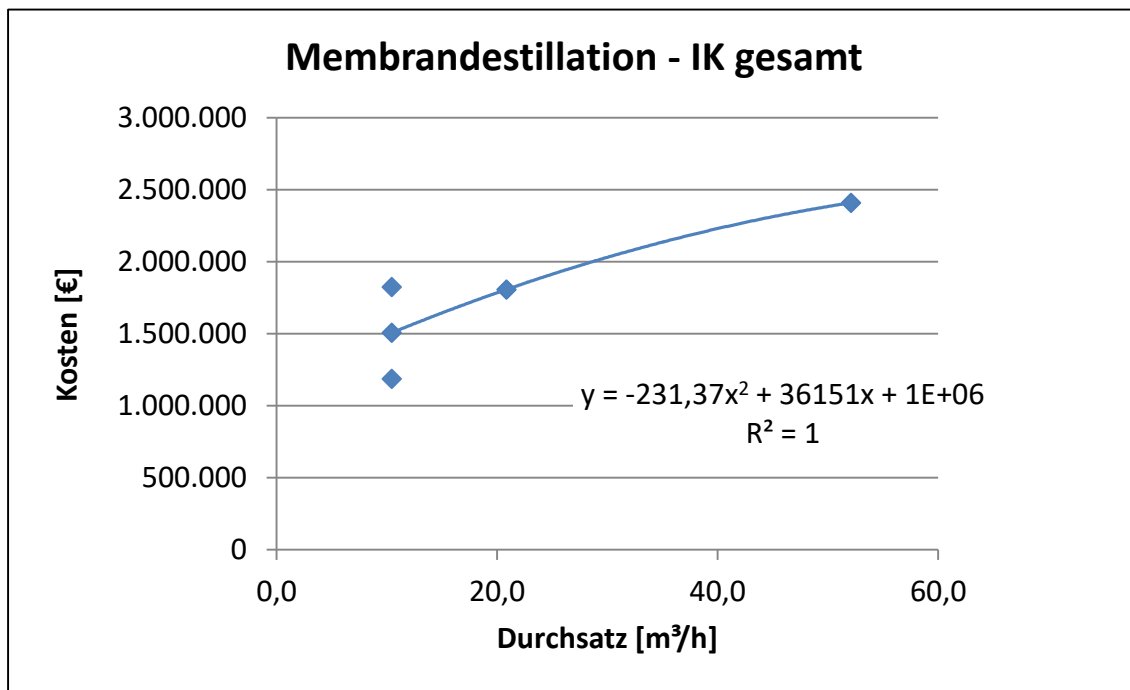


Abbildung 5-6: Investitionskosten der Membrandestillation

Die errechneten Jahreskosten werden in Abbildung 5-7 und Abbildung 5-8 bezogen auf die abgetrennte Menge an Stickstoff [€/kg N] bzw. auf die Menge an behandeltem Prozesswasser pro Jahr [€/m³] dargestellt.

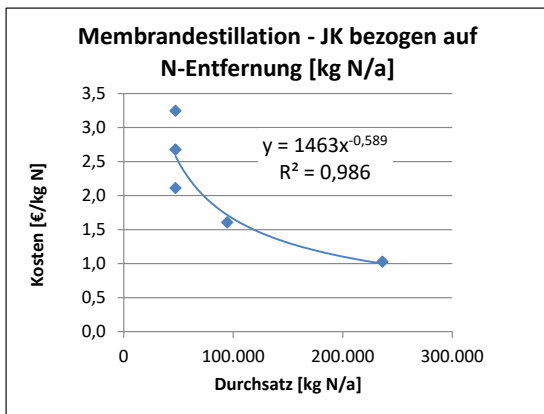


Abbildung 5-7: JK der Membrandestillation bezogen auf die Stickstoffentfernung

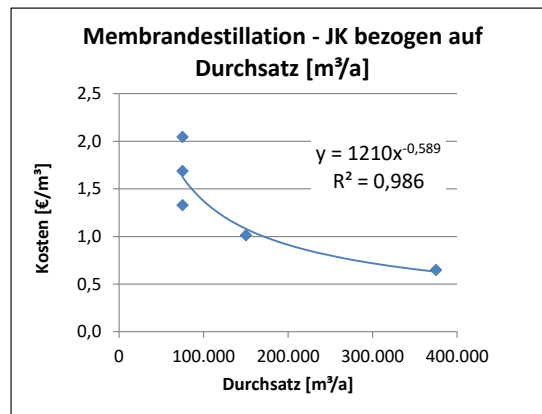


Abbildung 5-8: JK der Membrandestillation bezogen auf die Durchsatzmenge

Laufende Kosten

Die laufenden Kosten in der folgenden Tabelle 5-12 wurden mithilfe der Kennwerte des Ressourcenbedarfs aus Kapitel 4.2.2.5 berechnet. Im Vergleich zur Luftstrippung fallen diese aufgrund des niedrigeren elektrischen Energieverbrauchs etwas geringer aus.

Tabelle 5-12: Laufende Kosten der Membrandestillation

Fall	A	B	C
Energie elektrisch [€/kg N]	0,01	0,02	0,03
Energie thermisch [€/kg N]	0,46	0,74	1,16
NaOH 50 % [€/kg N]	1,25	2,00	3,12
H ₂ SO ₄ 70 % [€/kg N]	0,40	0,41	0,42
Instandhaltung [€/kg N]	0,17	0,23	0,35
Summe LK [€/kg N]	2,29	3,40	5,08

Sensitivitätsanalyse

Werden die Eingangsparameter in der Kostenberechnung einzeln variiert, so ergeben sich unterschiedlich starke Schwankungen der laufenden Kosten. In der nebenstehenden Abbildung 5-9 ist zu sehen, dass eine Variation der Eingangskonzentration, wie bei der Luftstrippung, den stärksten Einfluss besitzt. Die dem Diagramm zugrunde liegenden Daten sind im Anhang E.5 im Detail angeführt.

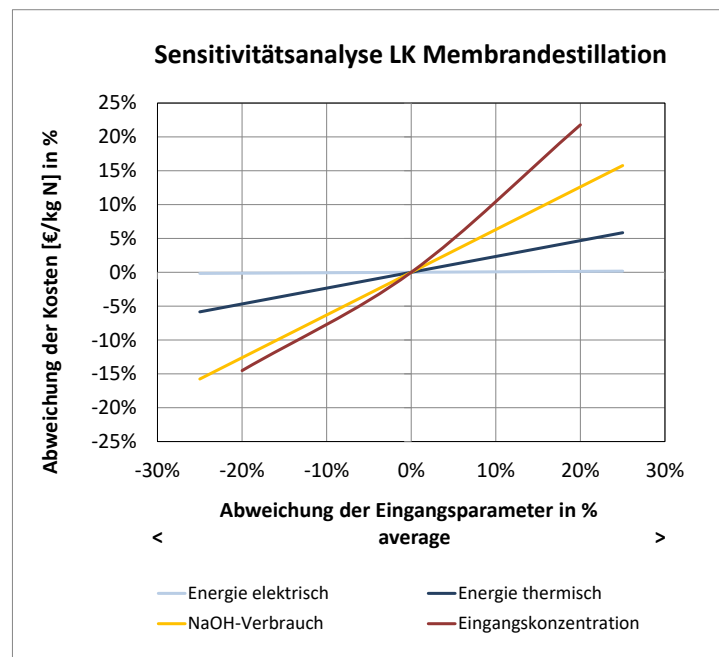


Abbildung 5-9: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten bei der Membrandestillation

Gesamtkosten

Die in Abbildung 5-10 dargestellten Kosten wurden für die unter Punkt 5.2.1 definierte Referenz-ARA berechnet. Es zeigt sich, dass den größten Anteil die Investitionskosten ausmachen. Von den laufenden Kosten verursacht der Verbrauch an NaOH den höchsten Anteil.

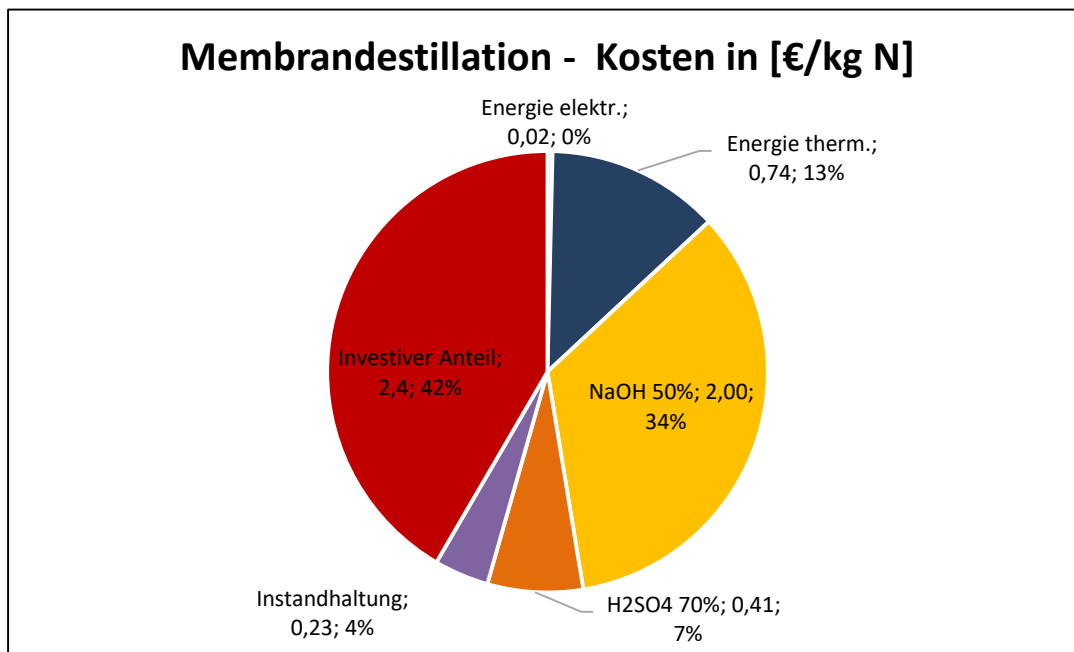


Abbildung 5-10: Aufteilung der gesamten Jahreskosten der Membrandestillation

5.2.3.4 Kosten der MAP-Fällung

Für die MAP-Fällung werden die Kosten üblicherweise in €/kg P angeben. Zur besseren Vergleichbarkeit mit den anderen Technologien werden sie ebenfalls in €/kg N umgerechnet.

Investitionskosten

Für das PRISA Verfahren und das PEARL® Verfahren konnten folgende Investitionskosten erhoben werden. Die detaillierte Berechnung der Jahreskosten, die verwendeten Kenndaten und Quellen befinden sich im Anhang E.3.

Tabelle 5-13: Investitionskosten der MAP-Fällung

	m ³ /a	kg P/a	kg N/a	IK gesamt	JK [€/m ³]	JK [€/kg P]	JK [€/kg N]
PRISA 1	58.567	5.271	2.380	1.646.906	2,4	26,2	57,9
PRISA 2	117.135	10.542	4.761	1.760.131	1,3	14,0	30,9
PRISA 3	292.836	26.355	11.902	2.521.825	0,7	8,0	17,7
PRISA 4	585.673	52.711	23.805	5.033.358	0,7	8,0	17,7
PEARL® 1	117.135	10.542	4.761	1.389.577	1,0	11,0	24,4
PEARL® 2	292.836	26.355	11.902	1.698.372	0,5	5,4	11,9
PEARL® 3	585.673	52.711	23.805	3.396.744	0,5	5,4	11,9

Abbildung 5-11 zeigt die Investitionskosten bezogen auf die behandelte Prozesswassermenge in m³/h. Die Kosten verhalten sich degressiv und nicht linear.

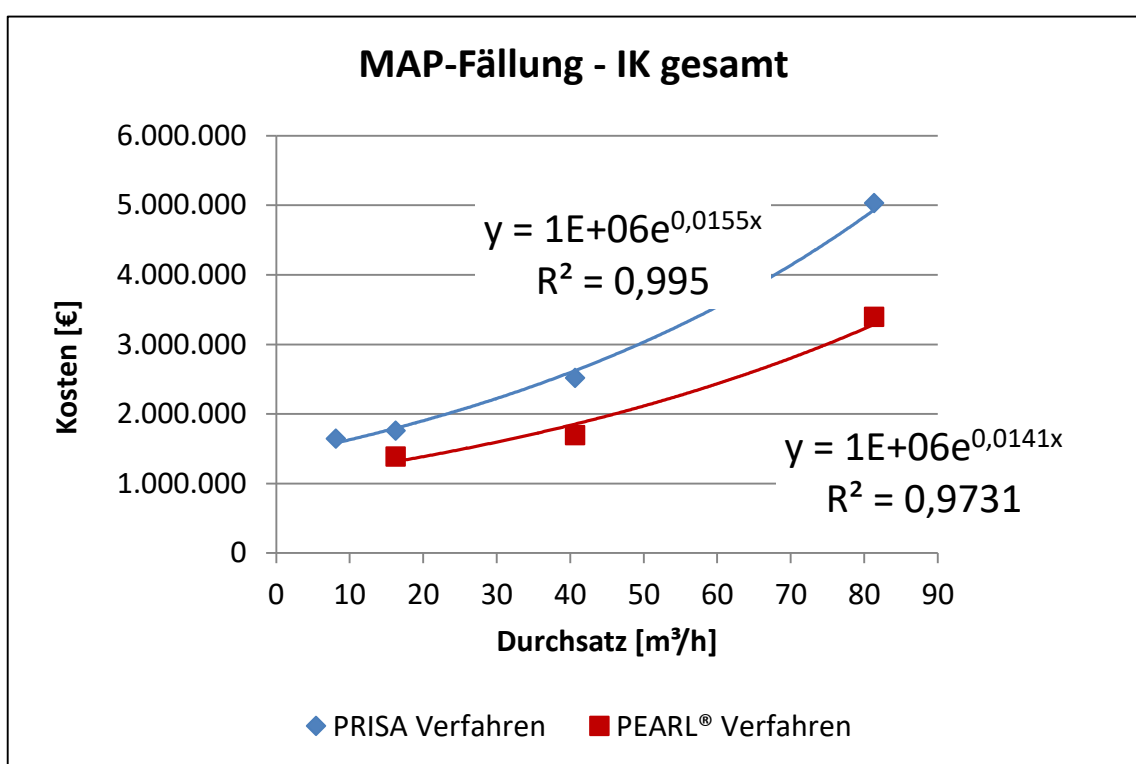


Abbildung 5-11: Investitionskosten der MAP-Fällung

Die errechneten Jahreskosten aus den Investitionskosten werden in Abbildung 5-12, Abbildung 5-13 und Abbildung 5-14 bezogen auf die abgetrennte Menge an Phosphor [€/kg P], die abgetrennte Menge an Stickstoff [€/kg N] bzw. auf die Menge an behandeltem Prozesswasser pro Jahr [€/m³] dargestellt.

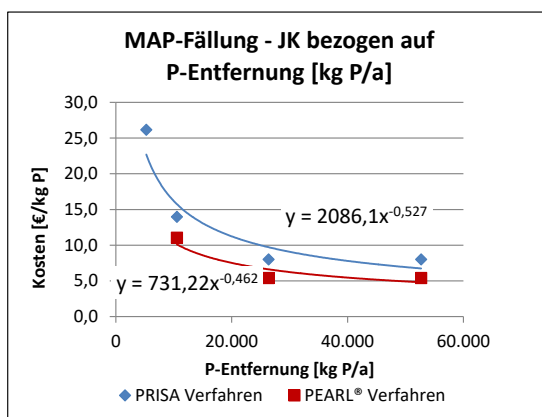


Abbildung 5-12: JK der MAP-Fällung bezogen auf die Phosphorentfernung

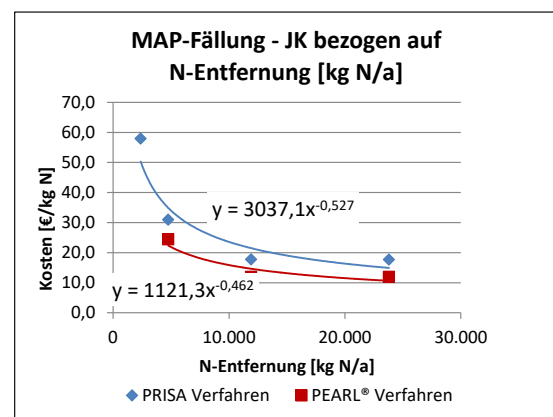


Abbildung 5-13: JK der MAP-Fällung bezogen auf die Stickstoffentfernung

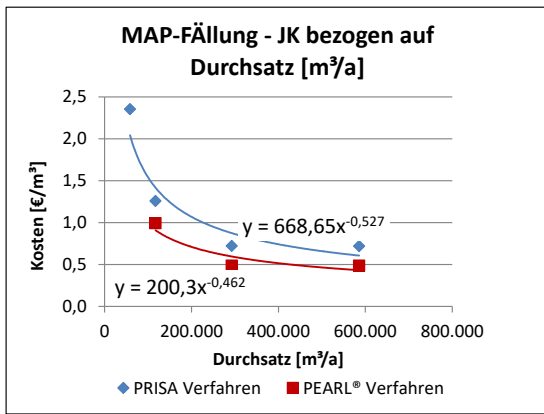


Abbildung 5-14: JK der MAP-Fällung bezogen auf die Durchsatzmenge

Aufgrund der geringen PO₄-P-Konzentration sind die Kosten bezogen auf die P- und N-Entfernung hoch im Vergleich zur Luftstrippung und Membrandestillation. Werden die Jahreskosten jedoch auf den Durchsatz bezogen, sind sie deutlich geringer.

Laufende Kosten

Die laufenden Kosten in den folgenden Tabellen wurden mithilfe der Kennwerte des Ressourcenbedarfs aus Kapitel 4.2.3.5 berechnet. Die laufenden Kosten für das PEARL® Verfahren sind geringer als für das PRISA Verfahren.

Tabelle 5-14: Laufende Kosten des PRISA-Verfahrens

Fall	A	B	C
Energie elektrisch [€/kg P]	0,86	1,19	1,59
NaOH 50 % [€/kg P]	0,13	0,14	0,16
MgO 100 % [€/kg P]	0,59	0,64	0,68
Instandhaltung [€/kg P]	3,28	4,31	6,00
Summe LK bezogen auf P [€/kg P]	4,87	6,28	8,43
Summe LK bezogen auf N [€/kg N]	10,78	13,91	18,66

Tabelle 5-15: Laufende Kosten des PEARL®-Verfahrens

Fall	A	B	C
Energie elektrisch [€/kg P]	0,60	0,69	0,78
NaOH 50 % [€/kg P]	0,13	0,14	0,16
MgCl ₂ 100 % [€/kg P]	1,12	1,16	1,19
Instandhaltung [€/kg P]	1,48	1,97	2,78
Summe LK bezogen auf P [€/kg P]	3,33	3,96	4,91
Summe LK bezogen auf N [€/kg N]	7,37	8,77	10,87

Sensitivitätsanalyse

Werden die Eingangsparameter in der Kostenberechnung einzeln variiert, so ergeben sich unterschiedlich starke Schwankungen der laufenden Kosten. Die den untenstehenden Diagrammen zugrunde liegenden Daten sind im Anhang E.5 im Detail angeführt. In den nachfolgenden Abbildungen ist zu sehen, dass der Verbrauch an elektrischer Energie bei der MAP-Fällung den größten Einfluss besitzt. Allgemein sind die Abweichungen der Kosten beim PEARL® Verfahren aufgrund einer engeren Parameterwahl geringer.

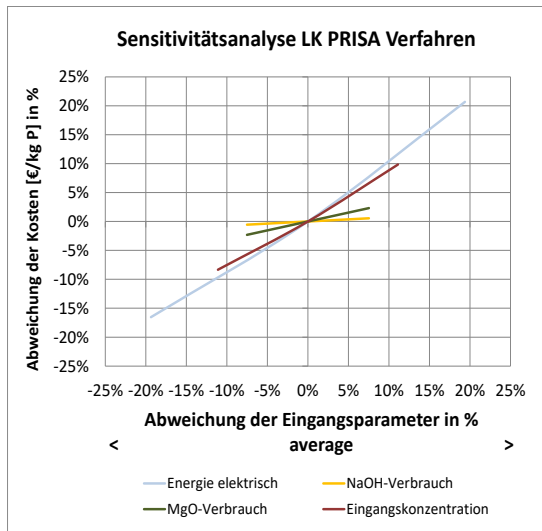


Abbildung 5-15: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten des PRISA Verfahrens

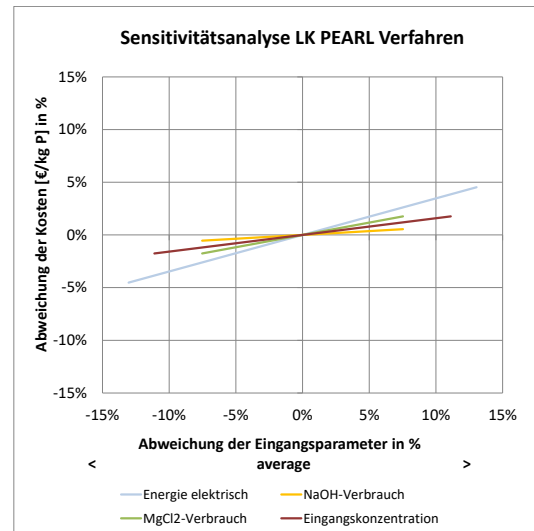


Abbildung 5-16: Sensitivitätsanalyse der laufenden Kosten des PEARL® Verfahrens

Gesamtkosten

Die in der Abbildung 5-17 und der Abbildung 5-18 dargestellten Kosten wurden für die unter Punkt 5.2.1 definierte Referenz-ARA berechnet. Die Darstellung erfolgt bezogen auf die P-Entfernung, da sich nur die absoluten Werte und nicht die Anteile bei Umrechnung auf die N-Entfernung verändern. Es zeigt sich, dass den größten Anteil die Investitionskosten ausmachen. Von den laufenden Kosten wird der größte Anteil durch die Instandhaltung verursacht, da diese Kosten von den Investitionskosten abhängig sind.

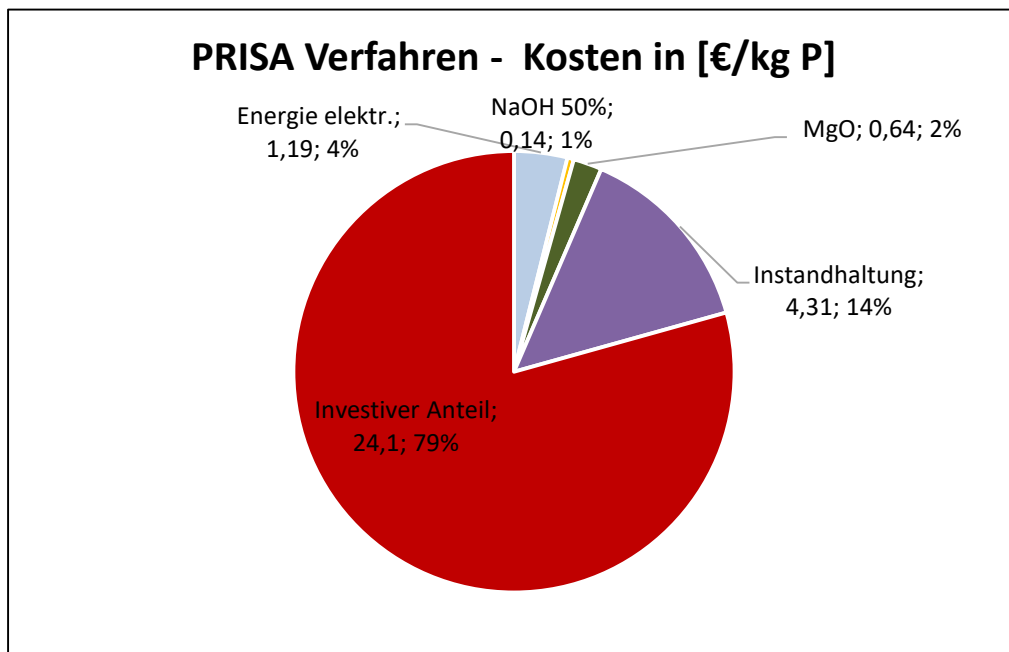


Abbildung 5-17: Aufteilung der gesamten Jahreskosten des PRISA Verfahrens

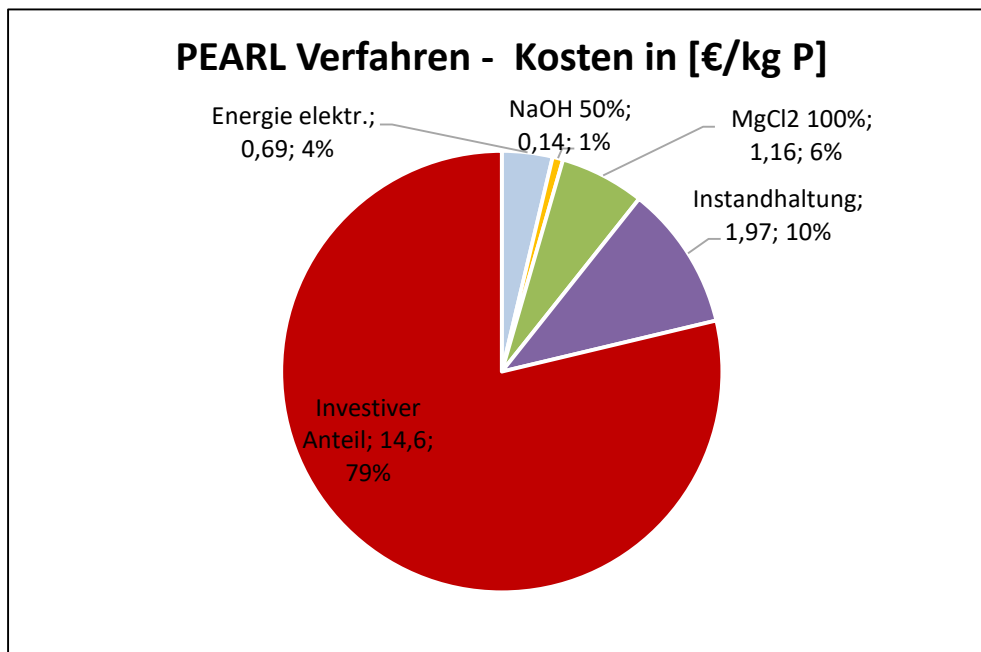


Abbildung 5-18: Aufteilung der gesamten Jahreskosten des PEARL® Verfahrens

5.2.3.5 Gesamtbetrachtung

In der **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die laufenden Kosten für die verschiedenen Technologien gestapelt nach den jeweiligen Verursachern dargestellt. Die in der Abbildung angegebenen schwarzen Fehlerindikator-Balken geben jeweils die Schwankungsbreite zwischen der minimalen (Fall A) und der maximalen Summe (Fall C) an. Im Vergleich zu der MAP-Fällung sind die Kosten für die Luftstrippung und Membrandestillation sehr gering. Die Kosten für Luftstrippung und Membrandestillation können durch Maßnahmen, wie der Einsatz eines CO₂-Strippers zur Senkung des Laugenbedarfs oder der

Betrieb der Verfahren bei möglichst niedrigen Temperaturen, weiter gesenkt werden.

Bei der MAP-Fällung wird der größte Anteil durch die Instandhaltung verursacht. Das ergibt sich daraus, dass die Instandhaltungskosten von den Investitionskosten berechnet werden und diese bezogen auf die Menge an rückgewonnenem Stickstoff bei der MAP-Fällung sehr hoch sind. Die einzelnen Daten der Abbildung 5-19 sind im Anhang E.5 (Tabelle E-48) im Detail angeführt.

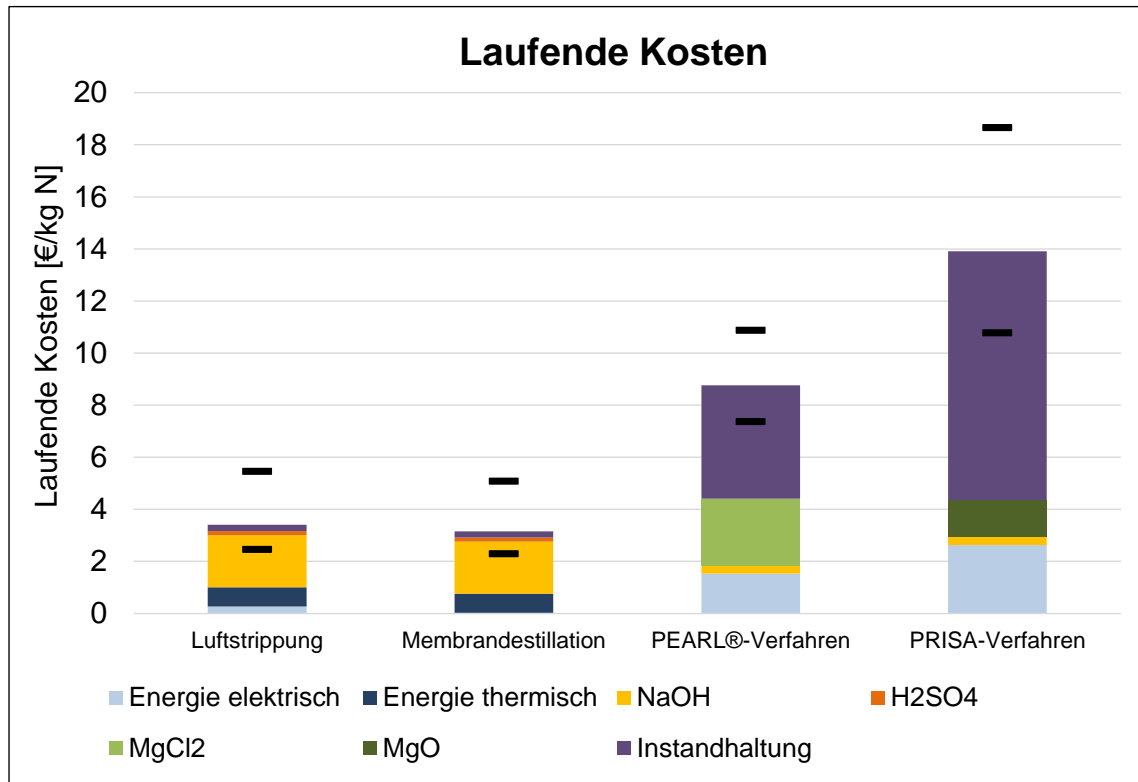


Abbildung 5-19: Vergleich der laufenden Kosten zwischen den einzelnen Verfahren

Werden nun die laufenden Kosten mit den möglichen Erlösen verglichen, wie in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dargestellt, so ist erkennbar, dass diese nur beim PEARL® Verfahren fast vollständig abgedeckt werden. Anzumerken ist dabei allerdings, dass hierbei der investive Anteil der Jahreskosten nicht berücksichtigt wurde.

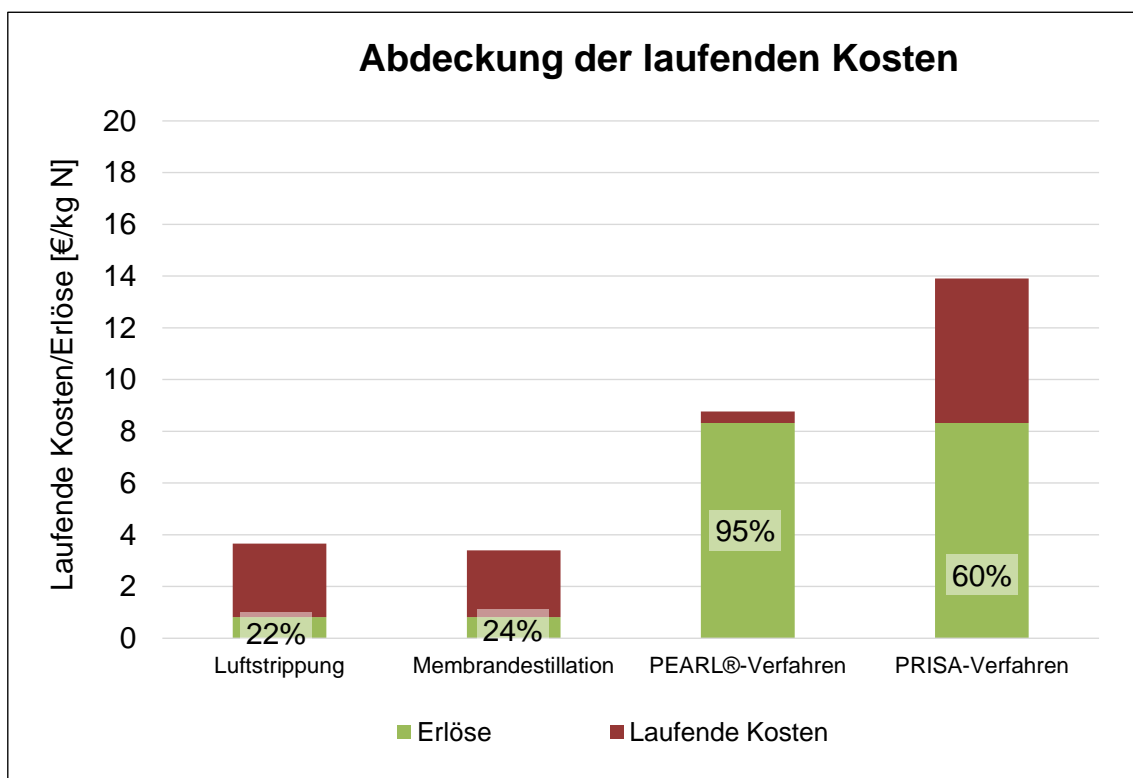


Abbildung 5-20: Mögliche Abdeckung der laufenden Kosten

5.2.4 Ökologische Bewertung

Für die Technologien Luftstrippung, Membrandestillation und MAP-Fällung (PEARL® Verfahren, PRISA Verfahren) wurden der Betriebsmittel- und Energieverbrauch ökologisch bewertet. Die Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalente (CO_{2-e}) wurden auf Basis des in Kapitel 4.2 angegebenen Ressourcenverbrauches berechnet. In Tabelle 5-16 sind die THG-Emissionen für den Fall B angegeben. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse befindet sich im Anhang in Tabelle F-3.

Tabelle 5-16: THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten

[kg CO _{2-e} /kg N]	Luftstrippung	Membrandestillation	PEARL® Verfahren	PRISA Verfahren
Energie elektr.	0,52	0,04	3,02	5,14
Energie therm.	2,60	2,60	-	-
NaOH	2,84	2,84	0,46	0,46
H ₂ SO ₄	0,16	0,16	-	-
MgCl ₂	-	-	14,32	-
MgO	-	-	-	7,90
Summe	6,13	5,64	17,80	13,50

Der Verbrauch an Mg-haltigen Fällungsmitteln verursacht bei den Verfahren der MAP-Fällung den größten Anteil an THG-Emissionen (siehe Abbildung 5-21). Bei der Luftstrippung und der Membrandestillation wird für die Änderung des pH-Wertes NaOH verwendet, wodurch circa 2,8 kg CO₂-e/kg N verursacht werden. Der NaOH-Verbrauch ist aber wesentlich vom Stoffstrom und dem Aufbau des Verfahrens abhängig. Er könnte durch Maßnahmen wie zum Beispiel der Installation eines CO₂-Strippers reduziert werden. Ebenso könnte der thermische Energieaufwand unter Einsatz verschiedener Modulkonfigurationen verringert werden. Daher können die THG-Emissionen abhängig von der Konfiguration des Verfahrens geringer ausfallen.

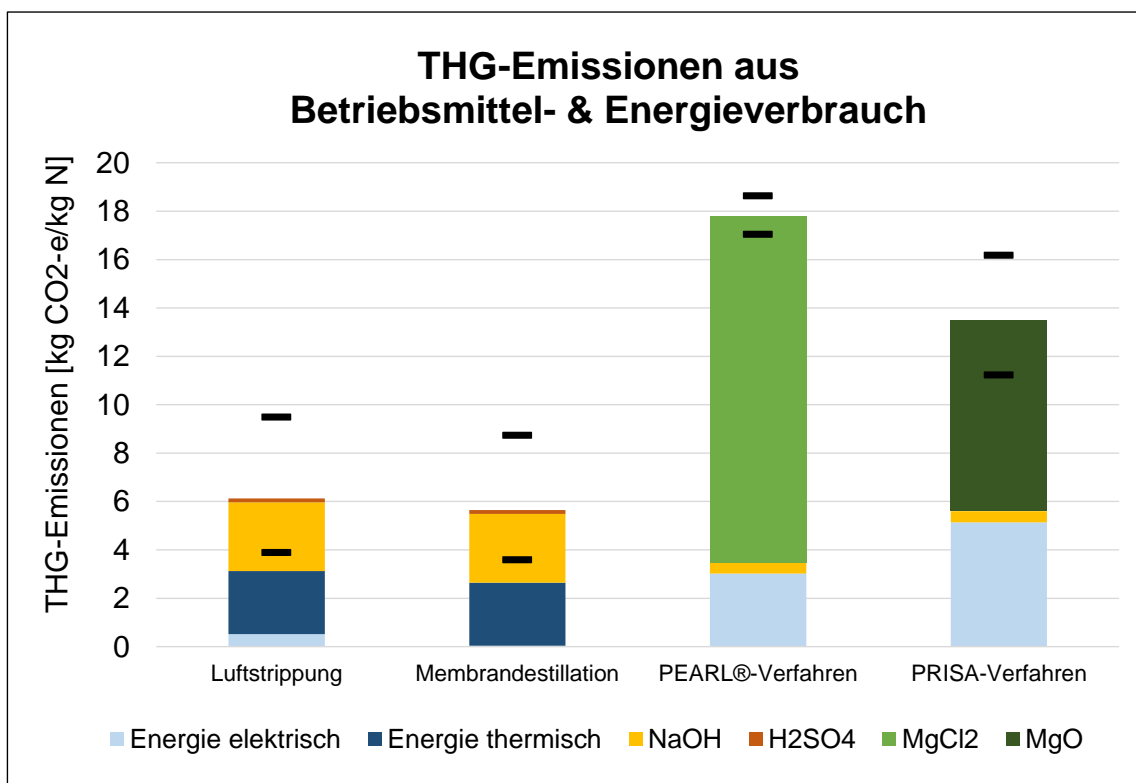


Abbildung 5-21: THG-Emissionen für Betriebsmittel- & Energieverbrauch

6 Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“

Die Ergebnisse des Projektes „AR-HES-B“, das im Rahmen dieses Projektes entwickelte Decision Support Tool (DEST), das zugehörige Manual, der Planungsleitfaden und die Technologiebeschreibungen stehen unter <http://www.ar-hes-b.aee-intec.at/> zum Download bereit.

6.1 Decision Support Tool – DEST

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das bereits vorhandene Decision Support Tool (vgl. Kapitel 2.3.2) mit Technologien der Wertstoffrückgewinnung erweitert, ökonomische und ökologische Daten und Berechnungen in das Tool eingebunden, die Berechnung für eine Belebungsanlage nach dem Merkblatt DWA-A 131 (2016) aktualisiert und ein Szenarienvergleich erstellt.

Mit diesem Tool können verschiedene konventionelle, aber auch neuartige Technologien auf einer ARA kombiniert und berechnet werden. Das Ergebnis dient zur Unterstützung für Entscheidungsfindungen über den Einsatz von konventionellen und neuartigen Technologien beziehungsweise Technologievariationen sowie über die Nutzungsmöglichkeiten der Energie am Standort der ARA. Mehrere Technologien können ausgewählt und als Technologievariationen im Sinne von „Szenarien der Zukunft“ miteinander kombiniert werden. Diese Technologievariationen werden im Tool energetisch, ökonomisch und ökologisch bewertet. Der User kann die individuell erstellte Technologievariation anhand bedeutender Parameter der Abwassertechnik bewerten und vergleichen. Das Tool ermöglicht den Vergleich verschiedener Szenarien und Konfigurationen einer ARA und ermöglicht vor allem qualitative Aussagen, die als Grundlage einer strategischen Entscheidungsfindung dienen sollen.

6.1.1 Aufbau des Tools

Im Rahmen einer vorhergehenden Diplomarbeit zum Projekt „AR-HES-B“ (Krois, 2016) wurde das DEST (Version 1.0) erstellt und der grundlegende Aufbau vorgegeben. In diesem Kapitel wird der Aufbau inklusive aller Erweiterungen der Version 2.0 beschrieben, welche im Rahmen der vorliegenden Arbeit und einer weiteren parallel laufenden Masterarbeit entstanden ist.

6.1.1.1 Allgemein

Das Tool wurde in Excel (Microsoft Excel Tabellenkalkulationsprogramm) mit Visual Basic Application (VBA) – Implementierung erstellt. Es ist aus verschiedenen Tabellenblättern (=Sheets) zur Eingabe der Daten, Auswahl der Technologien, Berechnungen, Auswertung und Management von Szenarien aufgebaut.

Die Berechnung erfolgt jeweils für drei Fälle (< - Average - >). Alle möglichen Technologien auf einer ARA sind in Cluster A bis F unterteilt. Der gesamte Aufbau und die Berechnungen richten sich nach diesen Clustern. In Tabelle 6-1 sind alle in der derzeitigen Version des Tools (Version 2.0) verfügbaren Technologien aufgelistet.

Tabelle 6-1: Technologien DEST

Reinigungsschritte	Technologien
Cluster A – Vorreinigung	Zulaufpumpwerk
	Rechen
	Sand- und Fettfang
	Mikrosieb
	Vorklärbecken
	Flotation
Cluster B – Hauptreinigung	Belebungsbecken inkl. Nachklärbecken
	C-Membrandestillation
	Anaerobe Vorbehandlung (UASB-Reaktor)
Cluster C – Schlammbehandlung	Statischer Voreindicker (PS)
	Statischer Voreindicker (ÜS)
	Maschinelle ÜS-Eindickung (MÜSE)
	Faulbehälter
	Statischer Nacheindicker
	Schneckenpresse
	Siebbandpresse
	Zentrifuge
	Kammerfilterpresse
	Trocknung
Cluster D – Energieumwandlung	Biogasspeicher
	Blockheizkraftwerk (BHKW)
	Biogasaufbereitung
	Wasserstoff-Elektrolyse
	Methanisierung
	Wärmepumpe vor Vorfluter
	Wärmepumpe im Zulauf/Kanal
Cluster E – Wertstoffrückgewinnung	MAP-Fällung Trübwasser
	MAP-Fällung Schlamm (AirPrex®)

Reinigungsschritte	Technologien
	N-Membrandestillation Trübwasser
	N-Strippung Trübwasser
Cluster F – Nachbehandlung und Spurenstoffelimination	Ozonierung
	Pulveraktivkohle
	Granulierte Aktivkohle

Für jeden Cluster gibt es ein Sheet mit Input-Output-Bilanzen jeder Technologie und mindestens ein Berechnungssheet. Die Daten für die Berechnung werden aus der Bilanz im Cluster-Sheet in das Berechnungssheet übernommen und die Ergebnisse wieder ausgegeben.

Für den User sind die Cluster- und Berechnungssheets nicht sichtbar. Es können nur weiße Eingabefelder in den verfügbaren Sheets verwendet werden. Abbildung 6-1 zeigt die Startseite im DEST und unten die für die Verwendung des Tools relevanten Tabellenblätter (Sheets).



Abbildung 6-1: DEST – Startseite und Sheets

6.1.1.2 Eingabe der Zulaufdaten

Im ersten Sheet „Eingabe_Zulauf ARA“ werden grundsätzliche Daten wie der Name der Anlage, die angeschlossenen Einwohnerwerte, Zulaufwassermenge und Konzentrationen der Inhaltsstoffe, Zulauftemperaturen nach Monaten, gewünschter N-Wirkungsgrad, Ablaufwerte und Volumina der Becken und Behälter auf der ARA abgefragt.

Bei der Zulauftemperatur können eigene Daten oder ein Beispiel-Datensatz verwendet werden. Die Zulauf-Konzentrationen werden, wenn nicht angegeben, über die Zulaufwassermenge und Belastungsgrundwerte errechnet. Für die Prozesswasserrückführung können ebenfalls Konzentrationen durch den User angegeben oder Literaturwerte verwendet werden.

Abbildung 6-2 zeigt das Sheet „Eingabe_Zulauf ARA“. Im oberen Bereich befinden sich Navigationsbuttons mit denen zwischen den Sheets gewechselt werden kann.

Eingabe der Zulaufwerte

Navigationsbuttons

03_Geben Sie die mittlere Zulauftemperatur des Abwassers in °C ein:

Wählen Sie den Datensatz:
 durchschnittliche Zulauftemperatur 14,9 °C

Zulauftemperatur in °C je Monat

Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember
10,9 °C	10,5 °C	11,4 °C	12,6 °C	15 °C	17,4 °C	19,2 °C	19,8 °C	18,5 °C	16,1 °C	14,5 °C	12,5 °C

04_Geben Sie die CSB-Zulaufkonzentration in mg/l ein:
 Ist die CSB-Zulaufkonzentration nicht bekannt, so wird der Belastungsgrundwert von 120 g/(EW.d) für die Berechnungen herangezogen!

Belastungsgrundwert **Eingabe Zulaufkonzentration** **Errechnete Fracht**

CSB-Zulauf g/EW.d CSB-Zulauf mg/l
 CSB-Zulauf mg/l CSB-Fracht kg/d

Abbildung 6-2: DEST – Eingabe der Zulaufwerte

6.1.1.3 Auswahl der Technologien

Alle derzeit implementierten Technologien sind im Sheet „Auswahl_Technologien“ angeführt und können dort ausgewählt und in einer Abfolge gereiht werden. In manchen Feldern sind grau hinterlegte Technologien eingetragen, welche derzeit noch nicht verwendet werden können. Es ist angedacht, diese Technologien zu einem späteren Zeitpunkt in einer weiteren Version zu ergänzen.

In jedem Cluster wählt der User Technologien aus und ordnet sie in der gewünschten Reihenfolge beginnend in jedem Cluster mit 1 (vgl. Abbildung 6-3). Eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) benötigt in jedem Fall Technologien aus den Clustern „A Vorreinigung“, „B Hauptreinigung“ und „C Schlammbehandlung“. Technologien aus den Clustern „D Energieumwandlung“, „E Wertstoffrückgewinnung“ und „F Nachbehandlung u. Spurenstoffe“ müssen nicht ausgewählt werden. Zu Technologien, welche neben der Bezeichnung mit einem „Z“ gekennzeichnet sind, müssen noch zusätzliche Fragen beantwortet werden.

Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“

A Vorreinigung			B Hauptreinigung			C Schlammbehandlung			D Energieumwandlung			E Wertstoffrückgewinnung			F Nachbehandlung u. Spurenstoffelimination		
OK			OK			OK			OK			OK			OK		
00	Technologie	Z	00	Technologie	Z	00	Technologie	Z	00	Technologie	Z	00	Technologie	Z	00	Technologie	Z
1	01	Zulaufpumpwerk	1	01	Belüftungsbecken mit Nachklärbecken	1	01	Statischer Voreindöcker (PS)	1	01	Biogasspeicher	01	MAP-Fällung Trübwasser	01	Membranverfahren		
2	02	Rechen				2	02	Statischer Voreindöcker (US)	2	02	BHKV			02	Ozonierung		
3	03	Sand- und Fettfang			Membranabklärungsvorfahren (geschwächte Membranen) inkl. SBR			3	03	Maschinelle US-Eindöckerung			03	Pulveraktivierte Kohle			
4	04	Mikrofiltration	Z		Niederdruck-Umkreisprozesse			3	04	Faulbehälter	Z		04	Granulierte Aktivkohle			
4	05	Vorklärbereich	Z		C- Membrandestillation	Z		4	05	Statischer Nacheindöcker			05	Advanced oxidation processes			
5	06	Mikrofiltration			Anaerobe Vorbehandlung (UASB)			4	06	Schneckenpresse			06	Reactive extraction			
7	07	Ultrafiltration			AnMBR (geschwächte Membranen)			7	07	Siebhandpresse							
8	08	Niederdruck-Umkreisprozesse						7	08	Wärmehaube	Z						
9	09	Hochdruck des AB-Verfahrens inkl. ZKB u. Schichtabscheibe						9	09	Kammelhiebpresse	Z						
10	10	Flotation	Z					10	10	Trocknung	Z						

Navigation zu „Zusätzliche Fragen“

Ein BHKV funktioniert nach dem Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung. Das Faulgas wird verbrennt und treibt einen Generator zur Stromerzeugung an. Die anfallende Abwärme des Motors wird durch einen Wärmetauscher als Heizenergie brauchbar gemacht.

Abbildung 6-3: DEST –Auswahl der Technologien

Die Technologien können jedoch nicht beliebig kombiniert und gereiht werden. Für jeden Cluster wurden unzulässige Verschaltungen definiert, welche mithilfe eines Makros überprüft werden können. Auch einige Sonderfälle bei der Kombination von Technologien zwischen den Clustern werden kontrolliert.

Im rechten Bereich des Sheets „Auswahl_Technologien“ werden Fehlermeldungen zur Kombination der Technologien aber auch zur Beantwortung zusätzlicher Fragen angezeigt. Die Meldungen sind, wie in Abbildung 6-4 zu sehen, in drei Bereiche unterteilt.

F Nachbehandlung u. Spurenstoffelimination		I. Anmerkungen zur Technologieauswahl (clusterübergreifend) (wird sofort angezeigt)	
00	Technologie	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; margin-bottom: 5px;"> II. Anmerkungen zur Technologieauswahl (clusterintern) (nach Button "Überprüfung der Auswahl") </div> <div style="background-color: yellow; padding: 5px; margin-bottom: 5px;"> <b style="color: red;">Technologie D1 darf nicht nach D2 sein. </div> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> III. Beantwortung zusätzlicher Fragen (wird sofort angezeigt) </div>	
01	Membranverfahren		
02	Ozonierung		
03	Pulveraktivierte Kohle		
04	Granulierte Aktivkohle		
05	Advanced oxidation processes		
06	Reactive extraction	Zusätzliche Fragen	

Abbildung 6-4: DEST – Fehlermeldungen

6.1.1.4 Zusätzliche Fragen

Im Sheet „Zusätzl. Fragen“ sind weitere Angaben zu den ausgewählten Technologien zu machen. Es sind nur Fragen für jene Technologien zu beantworten, welche auch im vorherigen Sheet (Auswahl_Technologien) ausgewählt wurden. Sollte eine Frage nicht oder falsch beantwortet werden, so erscheint neben dem Feld ein Eingabehinweis. Es gibt ebenfalls eine Fehlermeldung im oberen Teil des Sheets „Zusätzl. Fragen“ und im Sheet „Auswahl_Technologien“. Abbildung 6-5 zeigt einen Ausschnitt des Sheets mit einer fehlenden Eingabe zum Zulaufpumpwerk.

Abbildung 6-5: DEST – Zusätzliche Fragen

6.1.1.5 Netze

Im Sheet „Netze“ werden zum einen die Kostenansätze für Lieferung von Strom, Gas und Wärme definiert. Zum anderen werden in diesem Sheet alle für das Tool relevanten Daten zu den Netzen rund um die ARA abgefragt. Neben der ungefähren Lage in Österreich wird auch die Versorgungssituation mit Gas und Fernwärme abgefragt, sowie die grundsätzlichen Liefermöglichkeiten für Wärme aus der ARA. Durch die Anpassung der „Abwasserreinigungsanlagen-Umgebung“ kann das Tool die Verknüpfung mit den unterschiedlichen Energiekreisläufen herstellen. In Abbildung 6-6 ist ein Ausschnitt aus dem Sheet dargestellt.

Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“

Netze

Eingabe der Zulaufwerte

Auswahl Technologien

Zusätzliche Fragen

Auswertung

Allgemein

Nächster Ort zur Kläranlage: Zurück
Zusätzliche Fragen

Strom

Strompreis Kauf [€/kWh]

Strompreis Verkauf [€/kWh]

Anschlussleistung der ARA [kW] Zurück
Elektrolyse

Abbildung 6-6: DEST – Netze

6.1.1.6 Cluster-Bilanzen

Für jeden Cluster gibt es ein Sheet, in welchem die Bilanzen (vgl. Abbildung 6-7) für die einzelnen Technologien (grün) aber auch für den gesamten Cluster (rot) dargestellt sind. In der Bilanz beinhaltet sind die Gesamtmenge des Stoffstroms, TS-, CSB-, N- und P-Gehalt, Temperaturen, Energieverbrauch, Emissionen und sonstige Ressourceninputs und –outputs. Die Verknüpfung der Technologien in der vom User vorgegebenen Reihenfolge erfolgt über Makros und mit der Excel-Funktion „INDIREKT“.

The image shows two Excel sheets side-by-side. The left sheet, titled 'Hilfskloset', has a green background and contains tables for 'Zulauf' (input) and 'Abfluss' (output) with columns for mass flow (kg/h) and temperature (°C). It also includes a 'Kernzone' table and a 'Temperatur' table. The right sheet, titled 'Cluster WPT', has a red background and contains similar tables for 'Zulauf', 'Abfluss', 'Kernzone', and 'Temperatur'. Arrows indicate data flow from the 'Hilfskloset' sheet to the 'Cluster WPT' sheet.

Abbildung 6-7: DEST – Cluster-Bilanzen

6.1.1.7 Auswertung

Das Sheet „Auswertung“ wird in die Bereiche Überblick, Empfehlungen, Stickstoff, Kohlenstoff, Energie, Biogas, ökonomische und ökologische Bewertung unterteilt. Zu diesen Themengebieten werden die Ergebnisse der Berechnungen und diverse Kennwerte auch in Form von Diagrammen dargestellt. Abbildung 6-8

zeigt einen Ausschnitt des Sheets „Auswertung“ mit Diagrammen aus dem Bereich Energie.

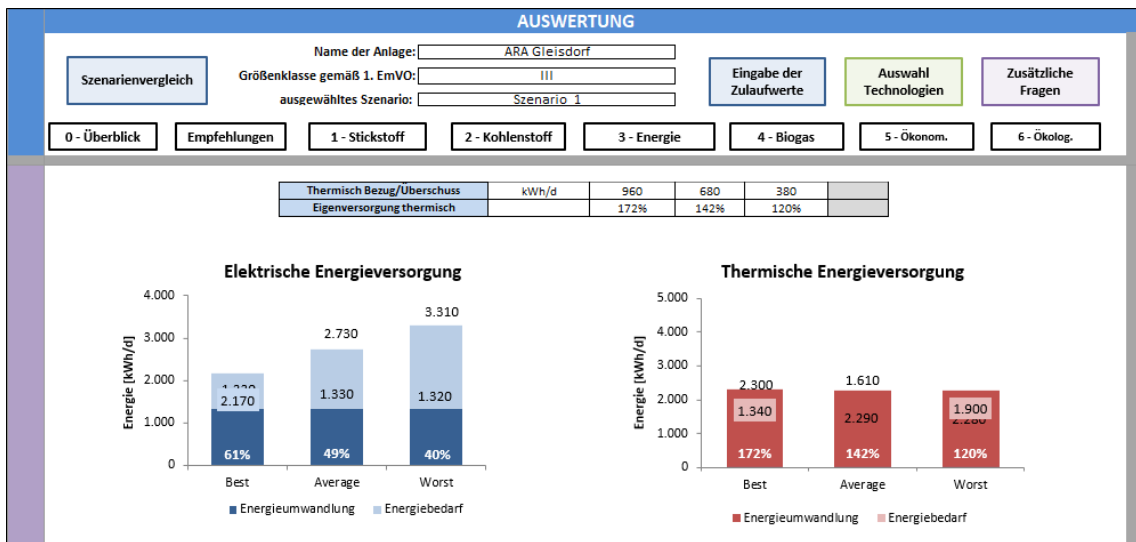


Abbildung 6-8: DEST – Auswertung

Für Stickstoff und Kohlenstoff wird die Bilanz der gesamten ARA in Form eines Fließschemas dargestellt. Abbildung 6-9 zeigt die CSB-Bilanz, wobei die Höhe der roten Balken die Fracht repräsentiert.

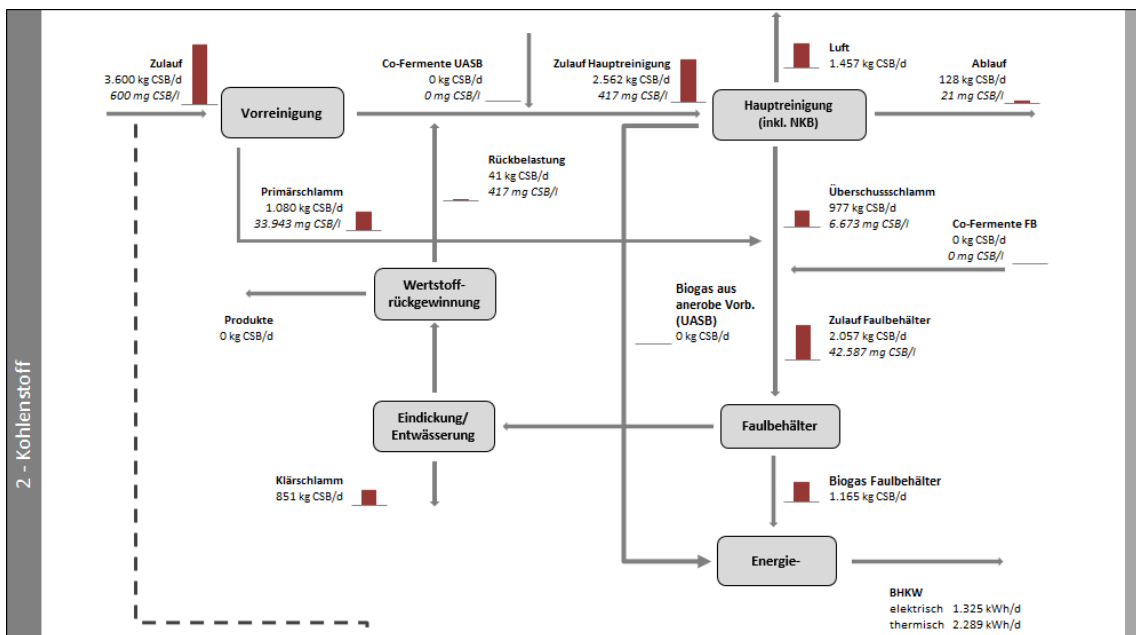


Abbildung 6-9: DEST – Auswertung, CSB-Bilanz

Der Themenbereich Stickstoff wird in einem nachfolgenden Kapitel noch genauer betrachtet.

6.1.1.8 Szenariomanager

Eine ausgewählte Technologievariation mit bestimmten Parametern wird als Szenario bezeichnet. Im Tool können maximal 10 Szenarien gespeichert, wieder geladen und miteinander verglichen werden. Nach der Berechnung eines Szenarios kann im Popup-Feld der Szenariomanager aktiviert werden (vgl. Abbildung 6-10).

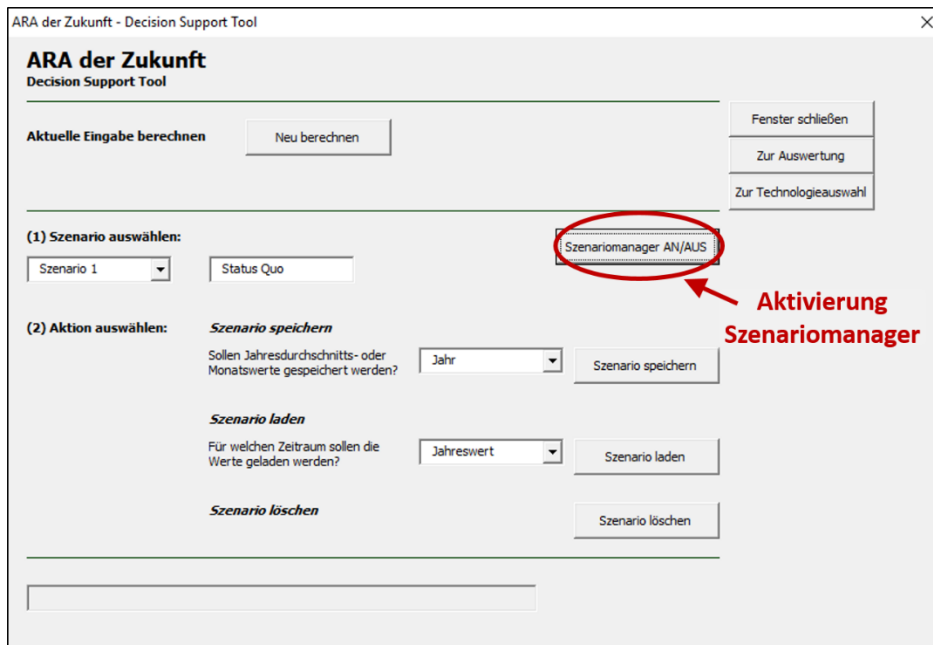


Abbildung 6-10: DEST – Popup-Feld für die Berechnung und Aktivierung des Szenariomanagers

Ein Makro speichert die Eingabedaten des Szenarios und ausgewählte Ergebnisse im Sheet „Szenariomanager“ ab. Es kann auch immer ausgewählt werden, ob der Jahreswert oder Monatswerte abgespeichert und wieder geladen werden sollen. Abbildung 6-11 zeigt einen Ausschnitt des Szenariomanagers, in dem auch erkennbar ist, dass Jahres- und Monatswerte abgespeichert werden. Für jeden abzuspeichernden Wert müssen das Sheet und die betreffende Zelle definiert sein.

Szenariomanager						Nummer	Name	Iteration	Jahr/Monat	Werte gespeichert?	
Ausgewähltes Szenario	Szenario 1	0				1	Status Quo	0	Jahr	2	
Inputdaten Jährlich	Einheit	Wert	Worksheet	Zelle	Schreibcode	Jahreswert	Monatswerte				
Bezeichnung						Jahreswert	Jänner	Februar	März	April	Mai
Ausbaukapazität	EW	30.000,00	Eingabe_Zulauf	AR F13	1	30.000					
Zulaufwassermenge	m³/d	6.000,00	Eingabe_Zulauf	AR F19	1	6.000					
Temperatur	°C	14,90	Eingabe_Zulauf	AR F26	1	14,9					
CSB-Zulauf	mg/l	600,00	Eingabe_Zulauf	AR F36	1	600					
N_ges-Zulauf	mg/l	55,00	Eingabe_Zulauf	AR F43	1	55					
P_ges-Zulauf	mg/l	9,00	Eingabe_Zulauf	AR F50	1	9					
TS-Zulauf	mg/l	350,00	Eingabe_Zulauf	AR F57	1	350					
Auswahl	Temperatur	Beispielwerte	Eingabe_Zulauf	AR B26	2	Gleisdorf 2015					
Netznachfrage Juli		-	Netze	I52	2						
Netznachfrage August		-	Netze	I53	2						
Netznachfrage September		-	Netze	I54	2						
Netznachfrage Oktober		-	Netze	I55	2						
Netznachfrage November		-	Netze	I56	2						
Netznachfrage Dezember		-	Netze	I57	2						
LETZTE SCHREIBZEILE											
Output											
Biogas	m³/d	582,48	D_Energieumwand	S2S304	1	332					
Naturgas	m³/d	-	D_Energieumwand	SJS303	1						
Synthesegas	m³/d	-	D_Energieumwand	SOS303	1						
Energiebedarf el	kWh/d	2.730,00	AUSWERTUNG	SLS282	1	3.110					
Energiebedarf th	kWh/d	1.610,00	AUSWERTUNG	SLS283	1	1.120					
Energieumwandlung el	kWh/d	1.330,00	AUSWERTUNG	SLS288	1	750					

Abbildung 6-11: DEST – Szenariomanager

6.1.1.9 Szenarienvergleich

Im Sheet „Szenarienvergleich“ können zwei abgespeicherte Szenarien anhand von ausgewählten Parametern miteinander verglichen werden. Es werden jedoch im Gegensatz zum Sheet „Auswertung“ dabei nur die Average-Werte angezeigt, um eine bessere Übersichtlichkeit zu gewährleisten. Die Werte werden mit der Excel-Funktion „BEREICH.VERSCHIEBEN“ aus dem Sheet „Szenariomanager“ übernommen. Der Vergleich ist in dieselben Bereiche unterteilt wie die Auswertung. Abbildung 6-12 zeigt einen Ausschnitt aus dem Sheet „Szenarienvergleich“ mit Werten aus den Bereichen Kohlenstoff und Energie. Die zu vergleichenden Szenarien werden im oberen Bereich durch ein Dropdown-Feld gewählt.

Szenarienvergleich					
Name der Anl. <input type="text" value="ARA Gleisdorf"/>					
Vergleich von <input type="text" value="Szenario 1"/> und <input type="text" value="Szenario 4"/>					
<input type="text" value="Status Quo"/> <input type="text" value="p2g"/>					
<input type="button" value="Eingabe der Zulaufwerte"/>		<input type="button" value="Auswahl Technologien"/>	<input type="button" value="Zusätzliche Fragen"/>	<input type="button" value="Netze"/>	<input type="button" value="Auswertung"/>
2 - Kohlenstc	Sauerstoff-Bedarf				
	...aus C-Elimination [kg O ₂ /d]	1.197		725	
	...aus N-Elimination [kg O ₂ /d]	1.261		1.261	
	Biogasproduktion gesamt [Nm ³ /d]	332		604	
	Biogasproduktion aus Co-Substraten [%]	0%		0%	
	Klärschlammanfall [t/d]	6,5		5,5	
	Klärschlamm aus Co-Substraten [%]	0%		0%	
Gesamtenergiebedarf					
elektrisch [kWh/d]	3.110		6.420		

Abbildung 6-12: DEST – Szenarienvergleich

6.1.2 Integration von neuartigen Technologien

Die folgenden neuartigen Technologien des Clusters E Wertstoffrückgewinnung wurden in das bereits bestehende DEST-Tool integriert. Für deren Berechnungen wurden Daten, welche im Kapitel 4.2 erarbeitet und dargestellt sind, verwendet. Als Basis für die Kostenermittlung wurde auf Angaben zu bereits abgewickelten und vergleichbaren Projekten und auf Literatur zurückgegriffen.

- MAP-Fällung im Prozesswasser
- MAP-Fällung im Faulschlamm (AirPrex® Verfahren)
- N-Membrandestillation im Prozesswasser

- Luftstrippung im Prozesswasser

Im Sheet „Auswertung“ können einen N-Bilanz, Daten zur Nitrifikation und Denitrifikation, die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung und Werte zur Wertstoffrückgewinnung genauer betrachtet werden.

N-Bilanz

Zuerst wird ein Überblick der Stickstoff-Ströme auf der ARA zwischen den verschiedenen Bereichen, wie in Abbildung 6-13 dargestellt, gegeben. Angegeben wird der Gesamt-Stickstoff in kg N_{ges}/d und der Ammonium-Gehalt in mg NH₄-N/L. Die Höhe der Säulen ist proportional zum Gesamt-Stickstoff und die einzelnen Farben zeigen die Form an, in welcher der Stickstoff vorliegt.

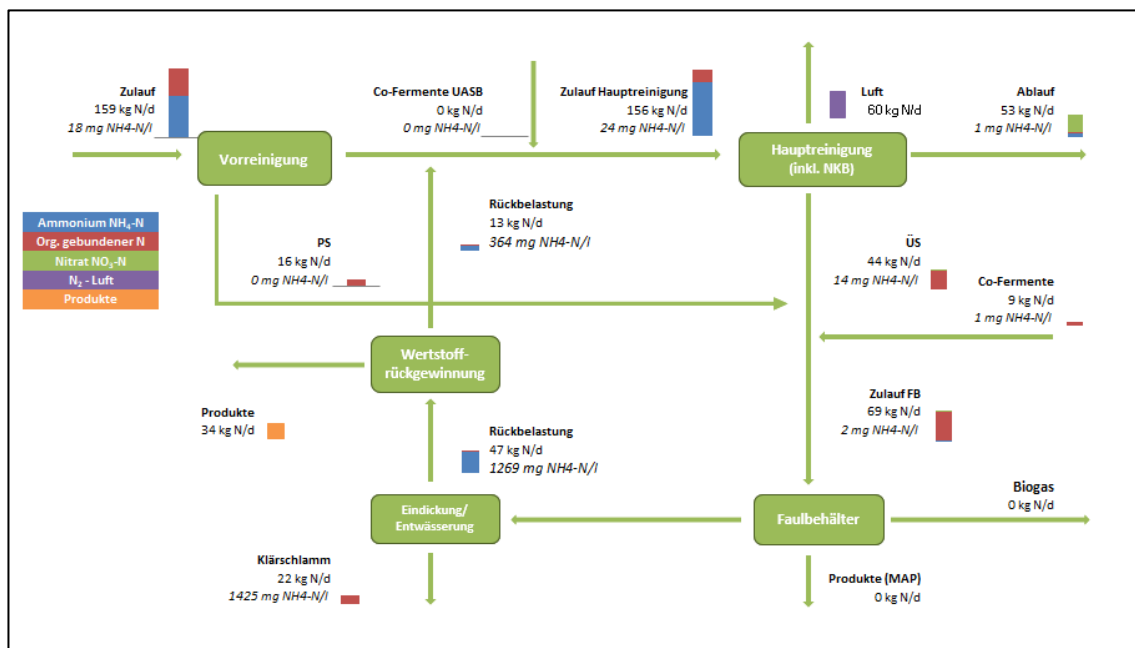


Abbildung 6-13: DEST – N-Bilanz in der Auswertung

Nitrifikation und Denitrifikation

Die Nitrifikation und die Denitrifikation sind jene Verfahrensschritte, welche für die Dimensionierung der Belebungsstufe einer ARA maßgebend sind (vgl. Kapitel 4.1.1.1). In diesem Abschnitt wird die zu denitrifizierende Nitratmenge und der Anteil des notwendigen Denitrifikationsvolumen am Gesamtvolumen des Belebungsbeckens (V_D/V_{BB}) angegeben.

Rückbelastung aus der Schlammbehandlung

Die Rückbelastung mit Prozesswasser aus der Schlammbehandlung stellt einen wesentlichen Anteil an der Gesamtbelastung der biologischen Reinigungsstufe dar (vgl. Kapitel 4.1.1.3). Berechnet werden die gesamte N-Fracht (kg N_{ges}/d) und die Ammonium-Konzentration (mg NH₄-N/L) für das Prozesswasser aus der Eindickung und Entwässerung des Faulschlammes.

Wertstoffrückgewinnung

Der Stickstoff und auch der Phosphor im Prozesswasser aus der Schlammbehandlung können durch verschiedene Technologien rückgewonnen werden. Bei entsprechenden Düngemittel-Preisen können auch Erlöse aus dem Verkauf der generierten Produkte erzielt werden. Im diesem Bereich werden die ausgewählten Technologien mit der Menge an Produkten, der Stickstoff-Abtrennung in Prozent der gesamten Stickstoff-Fracht im Zulauf und die jährlichen Kosten und mögliche Erlöse der jeweiligen Technologie aufgelistet. Weiters kann der ökonomische Wert für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor vom User verändert werden, um herauszufinden, wie hoch der Preis sein müsste, damit die Erlöse die Kosten abdecken.

6.1.3 Ökonomische Bewertung – DEST

Schema

Zur ökonomischen Bewertung wurde ein Schema entwickelt, welches für jede Technologie in den Berechnungssheets hinzugefügt wurde. Das Schema ist immer gleich aufgebaut und es gibt auch noch Möglichkeiten zur späteren Erweiterung. Investitionskosten werden mit der Nutzungsdauer nach den Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) auf Jahreskosten umgerechnet. Die laufenden Kosten und die möglichen Erlöse sind ebenfalls pro Jahr angegeben. Abbildung 6-14 zeigt das gesamte Schema am Beispiel einer Belebungsanlage. Die in grau beschriebenen Positionen können individuell an die Technologie angepasst werden. Zu beachten ist, dass die Nummerierung in der ersten Spalte nicht verschoben werden darf.

Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“

636 Kosten						
		Best	Average	Worst		
Investitionskosten						
IK Typ 1						
8	Investitionskosten	IK_1	1.671.248	1.675.138	1.679.011	I
9	Nutzungsdauer	ND_1	30,0	30,0	30,0	a
10	Annuitätenfaktor	KFAKR	0,05102	0,05102	0,05102	
11	Jahreskosten	IK_1_a	85.266	85.464	85.662	/a
IK Typ 2						
14	Investitionskosten	IK_2	516.699	517.840	518.976	I
15	Nutzungsdauer	ND_2	20,0	15,0	10,0	a
16	Annuitätenfaktor	KFAKR	0,06722	0,08377	0,11723	
17	Jahreskosten	IK_2_a	34.730	43.378	60.840	/a
Gesamt						
20	Investitionskosten	IK	2.187.947	2.192.978	2.197.987	I
21	Jahreskosten	IK_a	119.996	128.842	146.502	/a
Laufende Kosten						
Personalkosten						
Instandhaltung						
28	Instandhaltung	Ins	21.879	21.930	21.980	/a
Energiekosten Strom						
30	Energiekosten Strom	Ek_el	86.384	99.059	111.734	/a
Energiekosten Wärme						
31	Energiekosten Wärme	Ek_th				/a
32	Gesamt	Ek	86.384	99.059	111.734	/a
Betriebsmittel						
Fällungsmittel						
35	Fällungsmittel		0	0	0	/a
BM b						
36	BM b					/a
BM c						
37	BM c					/a
BM d						
38	BM d					/a
39	Gesamt	Bm	0	0	0	/a
Sonstige Kosten 1						
41	Sonstige Kosten 1					/a
Sonstige Kosten 2						
42	Sonstige Kosten 2					/a
43	Gesamt	SK	0	0	0	/a
45	Gesamt	LK_a	108.263	120.989	133.714	/a
Erlöse						
Erlöse 1						
49	Erlöse 1					/a
Erlöse 2						
50	Erlöse 2					/a
51	Gesamt	E_a	0	0	0	/a
Gesamt						
Jahreskosten						
56	Investiver Anteil an den Jah	IK_a	120.000	128.800	146.500	/a
57	Laufende Kosten	LK_a	108.300	121.000	133.700	/a
58	Erlöse	E_a	0	0	0	/a
59	Nettokosten		228.300	249.800	280.200	/a

Abbildung 6-14: DEST – Schema der ökonomischen Bewertung

Übersicht

In einem eigenen Sheet werden alle Kosten und Erlöse zusammengefasst. Wird eine Technologie nicht ausgewählt, dann steht in der ersten Spalte der Wert „0“ und die Daten werden nicht aus dem Berechnungssheet übernommen. Somit wird gewährleistet, dass immer nur die ausgewählten Technologien berücksichtigt werden. Abbildung 6-15 zeigt einen Ausschnitt der gesamten Übersicht. Die

Kosten und Erlöse werden auch nach Clustern zusammengefasst, und jede Position (Technologie und Cluster) wird auf Einwohnerwerte [€/EW] und behandelte Abwassermenge [€/m³] bezogen.

				D	E	F	D	E	F
				20	20	20	8	8	8
				Investitionskosten gesamt [€]			Investitionskosten Typ 1 [€]		
Kosten in 1000 €				Best	Average	Worst	Best	Average	Worst
			Technologie						
1	65	'Ber. Vorrein.!'	Zulaufpumpwerk	89	119	149	70	94	117
2	192	'Ber. Vorrein.!'	Rechen	610	610	610	465	465	465
3	316	'Ber. Vorrein.!'	Sand- und Fettfang	386	386	386	229	229	229
0	524	'Ber. Vorrein.!'	Mikrosieb	-	-	-	-	-	-
4	715	'Ber. Vorrein.!'	Vorklärbecken	299	299	299	242	242	242
0			Mikrofiltration	-	-	-	-	-	-
0			Ultrafiltration	-	-	-	-	-	-
0			Niederdruck-Umkehrosmose	-	-	-	-	-	-
0			Hochlaststufe des AB-Verfahrens inkl. ZKB u. Polymerzugabe	-	-	-	-	-	-
0	903	'Ber. Vorrein.!'	Flotation	-	-	-	-	-	-
1	636	'Ber. Hauptrein.!'	Belebungsbecken inkl. Nachklärbecken	2.188	2.193	2.198	1.671	1.675	1.679
0			SBR-Verfahren	-	-	-	-	-	-
0			Membranbelebungsverfahren (getauchte Membran) inkl. NKB	-	-	-	-	-	-
0			Niederdruck-Umkehrosmose	-	-	-	-	-	-
0	181	'Ber. MD,UASB!'	C-Membrandestillation	-	-	-	-	-	-
0	547	'Ber. MD,UASB!'	Anaerobe Vorbehandlung (UASB)	-	-	-	-	-	-
0			AnMBR (getauchte Membran)	-	-	-	-	-	-
1	82	'Ber. Schlamm!'	Statischer Voreindicker (PS)	146	152	161	120	125	132
0	230	'Ber. Schlamm!'	Statischer Voreindicker (US)	-	-	-	-	-	-
2	362	'Ber. Schlamm!'	Maschinelle-ÜS-Eindickung	-	-	-	-	-	-
3	760	'Ber. Schlamm!'	Faulbehälter	900	2.174	3.842	297	717	1.268
4	931	'Ber. Schlamm!'	Statischer Nacheindicker	171	166	166	140	136	136
5	1086	'Ber. Schlamm!'	Schneckenpresse	96	118	132	19	24	26

Abbildung 6-15: DEST – Übersicht über die ökonomische Bewertung

Auswertung

Die folgende Abbildung zeigt die ökonomische Bewertung in der Auswertung. Es wird angezeigt, welche Energiepreise der Berechnung zugrunde liegen. Weiters kann in einem Dropdown-Feld ausgewählt werden, ob der investive Anteil der Jahreskosten, die laufenden Kosten, die Erlöse oder die Netto-Jahreskosten in der Tabelle und der Grafik angezeigt werden sollen. In den Spalten „Praxis“ und „Bench-Marking“ können vom User Werte eingetragen werden, um die Ergebnisse der Berechnung mit der Realität vergleichen zu können.

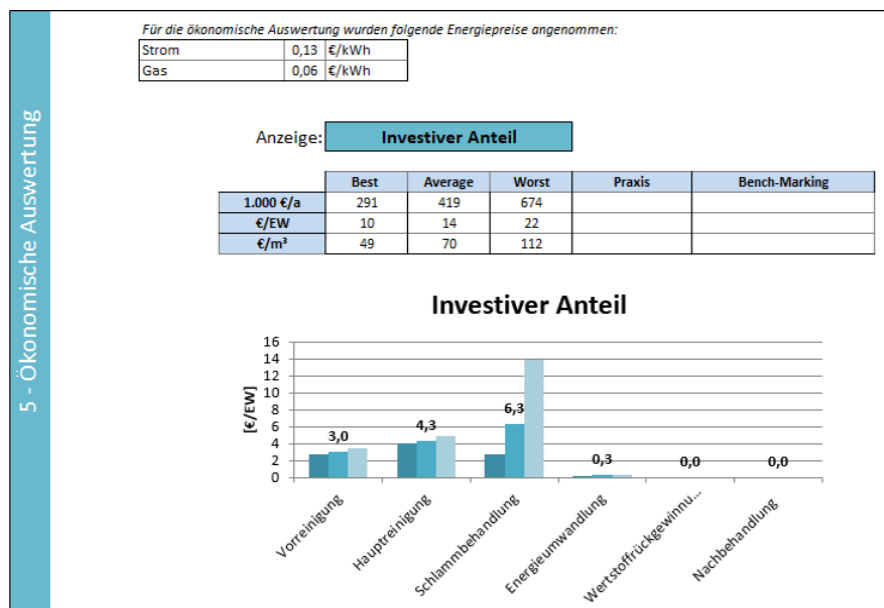


Abbildung 6-16: DEST – Auswertung der ökonomischen Bewertung

6.1.4 Ökologische Bewertung – DEST

Schema

Das zur ökologischen Bewertung entwickelte Schema (vgl. Abbildung 6-17) wurde zu jeder Technologie im DEST hinzugefügt. Es ist immer gleich aufgebaut und es ist auch noch Platz für die zurzeit nicht berücksichtigten Infrastruktur-Emissionen vorhanden. In der derzeitigen Version werden nur Emissionen aus dem Prozess, aus dem Energieverbrauch und der Verwendung von diversen Betriebsmaterialien miteinberechnet.

Emissionen					
		Best	Average	Worst	
Infrastruktur					
CH4	Em_CH4				kg/d
N2O	Em_N2O				kg/d
CO2-äquivalent	Em_CO2e				kg/d
SO2-äquivalent	Em_SO2e				kg/d
Prozess					
CH4	Em_CH4				kg/d
N2O	Em_N2O				kg/d
CO2-äquivalent	Em_CO2e	2.018,77	2.003,53	1.985,97	kg/d
SO2-äquivalent	Em_SO2e				kg/d
Energieverbrauch					
CH4	Em_CH4	0,82	0,94	1,06	kg/d
N2O	Em_N2O	0,0200	0,0229	0,0258	kg/d
CO2-äquivalent	Em_CO2e	427,64	490,39	553,14	kg/d
SO2-äquivalent	Em_SO2e	0,78	0,90	1,01	kg/d
Betriebsmaterialien					
CH4	Em_CH4				kg/d
N2O	Em_N2O				kg/d
CO2-äquivalent	Em_CO2e	108,00	108,00	108,00	kg/d
SO2-äquivalent	Em_SO2e	0,00	0,00	0,00	kg/d
Gesamt					
CH4	Em_CH4	0,82	0,94	1,06	kg/d
N2O	Em_N2O	0,02	0,02	0,03	kg/d
CO2-äquivalent	Em_CO2e	2.554,41	2.601,92	2.647,10	kg/d
SO2-äquivalent	Em_SO2e	0,78	0,90	1,01	kg/d

Abbildung 6-17: DEST – Schema der ökologischen Bewertung

Übersicht

Die Emissionen pro Jahr für jede Technologie, geordnet nach Cluster, werden in einer Gesamtübersicht aufgebaut wie für die ökonomische Bewertung (vgl. Abbildung 6-15 angegeben). Die Summe der CO₂-Äquivalenten in den Clustern werden umgerechnet und bezogen auf Einwohnerwerte pro Tag [kg/(EW x d)], pro Jahr [kg/(EW x a)] und auf die behandelte Abwassermenge [kg/m³].

Auswertung

Abbildung 6-18 zeigt einen Ausschnitt der ökologischen Bewertung. Die Emissionen werden als CO₂-Äquivalente bezogen auf Tag, Einwohner und Tag, Einwohner und Jahr und m³ behandeltem Abwasser ausgegeben. In der Spalte „Bench-Marking“ können wie bei der ökonomischen Bewertung vom User selbst Werte eingetragen werden.

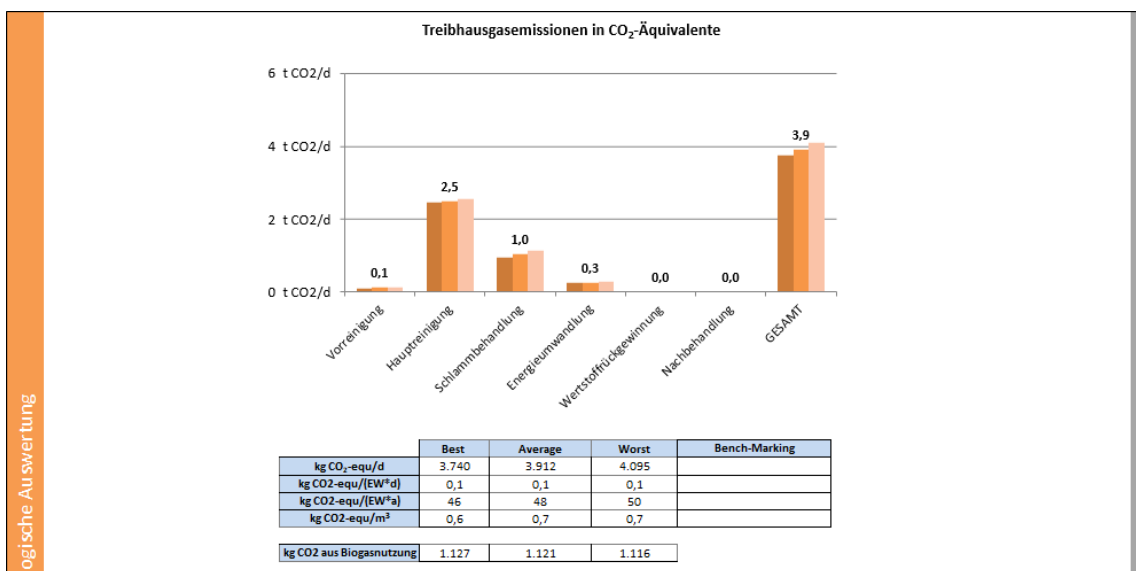


Abbildung 6-18: DEST – Auswertung der ökologischen Bewertung

Ein wichtiger Aspekt bei den THG-Emissionen sind die direkten N₂O-Emissionen aus dem Belebungsbecken. Allerdings gibt es dazu in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben (0,01 – 2,80 % der N-Zulaufkraft). Daher wurden in der Auswertung diese Emissionen aus der Gesamtberechnung herausgenommen und gesondert dargestellt (vgl. Abbildung 6-19). In dem Abschnitt sind auch die Literaturquellen für die Berechnung angegeben.

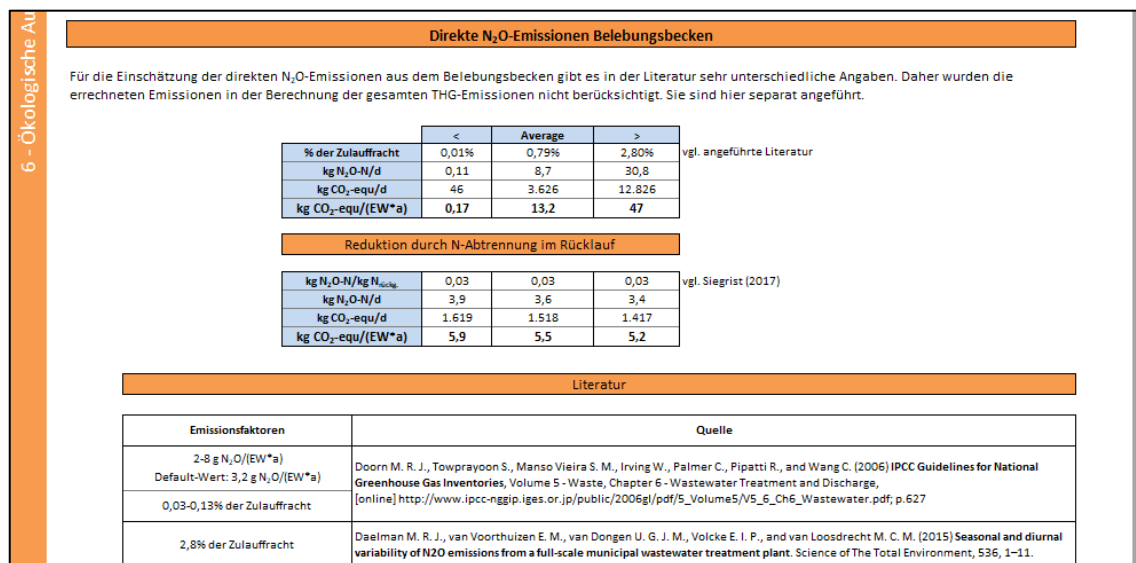


Abbildung 6-19: DEST – N₂O-Emissionen

6.1.5 Verwendung des Tools




Das Tool ist für kommunales Abwasser aus Haushalten oder Abwässer, deren Schmutzstoffbelastung ähnlich ist mit anaerober Schlammstabilisierung, meist mit einer Ausbaugröße größer 20.000 EW, ausgerichtet. Anlagen mit aerober

Anwendung der Ergebnisse im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“

Schlammstabilisierung können nicht abgebildet werden. Die Belastungsgrundwerte (CSB, N_{ges} und P_{ges}) und die einzuhaltenden Grenzwerte beziehen sich auf Durchschnittswerte des kommunalen Abwassers in Österreich.

Im Tool werden für die Berechnungen in den Technologien und Prozessen allgemein gültige Erfahrungswerte und Werte aus Regelblättern, Leitfäden und Richtlinien verwendet. Zu beachten ist, dass Abwasserreinigungsanlagen individuelle Besonderheiten aufweisen. Daher kann eine ARA mit dem Tool nicht 100%ig korrekt abgebildet werden. Dies ist vor allem bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Das Tool ist in folgende vier Teile gegliedert:

	Input	<ul style="list-style-type: none">• Zulaufdaten• Auswahl der Technologien• Technologie-Parameter
	Berechnung	<ul style="list-style-type: none">• Berechnung nach DWA• Bilanzierung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor• Energetische Bilanzierung
	Auswertung	<ul style="list-style-type: none">• Fließschema• Bilanzen• Energetische, ökologische und ökonomische Bewertung
	Interpretation	<ul style="list-style-type: none">• Potenziale untersuchen• Szenarienvergleich

Input

Zu Beginn müssen die Zulaufdaten eingegeben werden, die Technologien ausgewählt und dazu Parameter definiert werden.

Die erste Berechnung soll immer mit dem Status-Quo erfolgen, um die errechneten Ergebnisse auf ihre Plausibilität hin mit IST-Werten überprüfen zu können. Der nächste Schritt ist die Darstellung verschiedener Szenarien mit veränderten Parametern und neuartigen Technologien und in weiterer Folge deren Vergleich.

Berechnung

Basierend auf den Eingaben (Zulaufdaten, Technologien und zugehörige Parameter) führt das Tool Berechnungen nach dem DWA-Regelwerk und weiteren Leitfäden durch. Bilanzierungen erfolgen für die Ressourcen Kohlenstoff, Stick-

stoff und Phosphor. Zudem erfolgt eine Aufstellung der elektrischen und thermischen Energieströme auf der ARA, um auch eine energetische Betrachtung zu ermöglichen. Für die ausgewählten Technologien werden Kostenansätze verwendet, um Investitionskosten und laufende Kosten zu berechnen. Weiters werden direkte Treibhausgasemissionen aus den Prozessen sowie durch Energie und Betriebsmitteln verursachte Treibhausgasemissionen in der ökologischen Bewertung mitberücksichtigt.

Eine Besonderheit liegt auch darin, dass die Berechnung entweder mit Jahresdurchschnittswerten oder mit Monatswerten erfolgen kann.

Auswertung

Die Auswertung gliedert sich in folgende Bereiche:

- Ressourcen Stickstoff und Kohlenstoff
- Biogas
- Energie
- Ökonomische Auswertung
- Ökologische Auswertung

In diesen Bereichen werden Bilanzen und diverse Kennwerte ermittelt. Bei den Ressourcen Stickstoff und Kohlenstoff wird vor allem auf deren Wechselwirkung in der Denitrifikation geachtet und auf die Auswirkung der Rückbelastung durch Trübwasser aus Eindickung und Entwässerung auf den gesamten Reinigungsprozess eingegangen.

Ein Schwerpunkt liegt auch in der energetischen Bewertung (elektrisch und thermisch), in der die Energieströme aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Teilen (Clustern) einer ARA dargestellt werden.

Der Status-Quo und weitere ausgewählte Szenarien können mithilfe des Szenariomanagers abgespeichert und in weiterer Folge wieder aufgerufen und miteinander verglichen werden.

Interpretation

Um eine technologische Änderung in der ARA zu entwickeln und eine Transformation der kommunalen ARA vom hohen Energieverbraucher hin zum hybriden Energieerzeuger und Energiespeicher und Wertstoffbereitsteller zu erreichen, können im Tool Potenziale untersucht werden. Diese betreffen zum Beispiel die Bereiche:

- Erweiterte Vorklämung
- Potenziale zur Wertstoffverwertung (Düngemittel)
- Potenziale im Faulbehälter

- Nachbehandlung und 4. Reinigungsstufe
- ARA als Energieschwamm

Das Tool ermöglicht somit eine Darstellung des Status-Quo auf einer ARA sowie eine Abschätzung und Visualisierung der ARA der Zukunft durch den Einsatz neuartiger Technologien. Durch die Variation von Parametern kann herausgefunden werden, mit welchen Einstellungen die besten Ergebnisse erzielt werden können und wo Verbesserungspotenziale und Chancen für die Zukunft liegen. Die verschiedenen Szenarien können im Szenarienvergleich anhand von ausgewählten Kennwerten analysiert und verglichen werden.

6.2 Einbindung in den Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“

Im Rahmen des Projektes AR-HES-B wurde der Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“ erstellt. Es wurden drei mögliche Szenarien für die ARA der Zukunft erarbeitet. Der Bereich Wertstoffrückgewinnung findet sich im Szenario A wieder, auf welches im folgenden Abschnitt detaillierter eingegangen wird. Der Vollständigkeit halber werden das Szenario B und Szenario C ebenfalls kurz beschrieben.

6.2.1 Szenario A: Biogasmaximierung – Neue Technologien und neue Sichtweise

Damit eine Biogasmaximierung auf einer ARA bestmöglich genutzt werden kann und die Motivation für die Betreiber hoch bleibt, für einen effizienten Umgang mit Gas und Wärme zu sorgen, braucht es neue Verbraucher von Biogas bzw. thermischer Energie. Dafür werden die folgenden Möglichkeiten in Betracht gezogen:

- Biogaseinspeisung ins Erdgasnetz
- Verkauf des Biogases an einen Fernwärmebetreiber
- Klärschlammrocknung

Im folgenden Abschnitt wird darauf eingegangen, wie der Biogasertrag tatsächlich gesteigert werden kann.

Stickstoffrückgewinnung

Für die konventionelle Entfernung des Stickstoffs wird ein Teil des Kohlenstoffs benötigt (vgl. Kapitel 4.1.1.1). Dieser Kohlenstoff steht somit nicht zur Biogaserzeugung zur Verfügung.

Wird nun ein Teil des Stickstoffs mithilfe von anderen Technologien entfernt beziehungsweise rückgewonnen und damit auch der zu denitrifizierende N-Anteil reduziert, wird weniger leicht abbaubarer CSB in der biologischen Reinigung benötigt. Durch eine erweiterte Vorklärung kann dieser CSB nun als Primärschlamm abgetrennt und im Faulbehälter zu Biogas abgebaut werden. Zusätzlich

wird dadurch auch das Schlammalter im Belebungsbecken verringert und aus dem Überschussschlamm kann ebenfalls mehr Biogas gewonnen werden.

Erweitere Vorklärung

Im klassischen Vorklärbecken werden üblicherweise zwischen 30-35 % der ankommenden CSB-Fracht abgetrennt und dann über einen Voreindicker in den Faulbehälter gefördert (Gujer, 2007). Eine höhere Schlammproduktion in der Vorklärung würde somit eine erhöhte Biogasproduktion im Faulbehälter bewirken.

Auf der einen Seite könnte dafür im klassischen Vorklärbecken die Aufenthaltszeit erhöht werden, wodurch eine CSB-Abtrennung von bis zu 40 % erreicht (DWA-A 131, 2016) werden könnte. Ist es – zum Beispiel aufgrund einer reduzierten N-Fracht im Belebungsbecken – möglich, noch mehr CSB abzutrennen, so könnten neue Technologien wie zum Beispiel das Mikrosieb oder die Flotation eingesetzt werden. Damit können jeweils CSB-Abtrennungsraten von bis zu 50 % (Jahn et al., 2017) und 60 % (Nowak, 2017) erreicht werden.

Die Wechselwirkungen von N-Rückgewinnung und erweiterter Vorklärung mit der Auswirkung auf Biogasertrag und notwendiger Belüftungsenergie wurden in einem Nomogramm (vgl. Abbildung 6-20) im Leitfaden dargestellt. Der Biogasertrag und die notwendige Belüftungsenergie wurden einmal ohne und einmal mit der Anwendung einer N-Membrandestillation (N-MD) in der Prozesswasserrückführung für verschiedene CSB-Abtrenngrade in der Vorreinigung (x-Achse) berechnet.

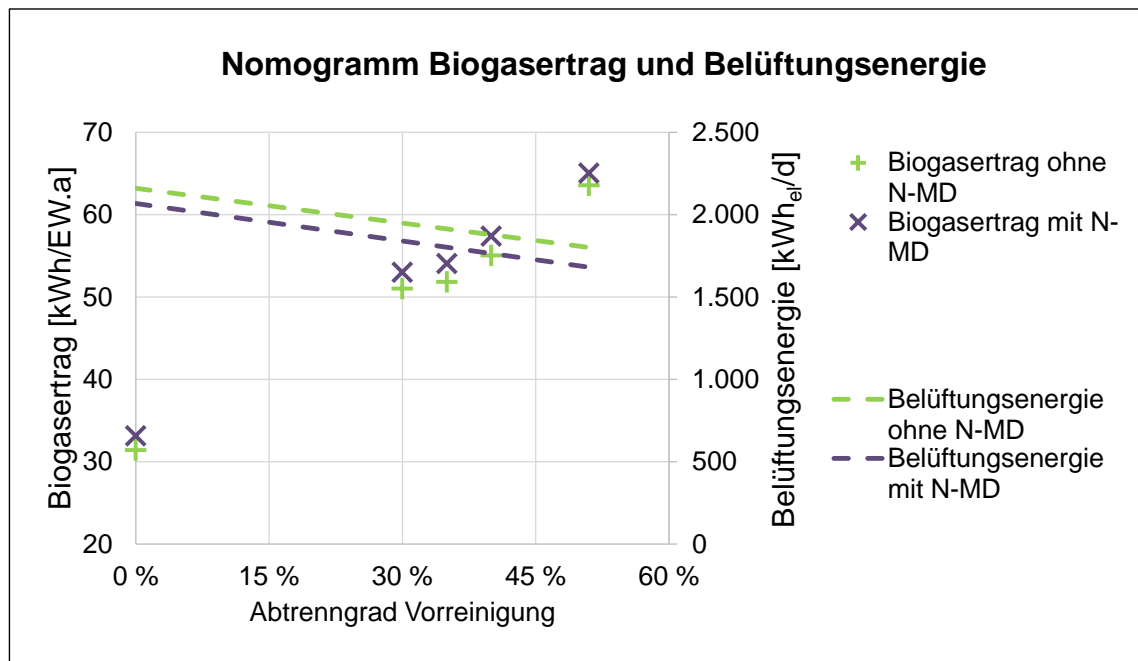


Abbildung 6-20: Planungsleitfaden – Nomogramm N-Rückgewinnung und erweiterte Vorklärung

Co-Substrate

Die Co-Fermentation (oder Co-Vergärung) hat sich bereits auf vielen kommunalen Abwasserreinigungsanlagen in Österreich und in anderen Regionen weltweit etabliert. Unter Co-Fermentation versteht man die Mitbehandlung von organischen Reststoffen (= Co-Substrate) im Faulbehälter bei der anaeroben Schlammstabilisierung. Durch die Erhöhung des CSB-Gehaltes im Faulbehälter kann der Methan- beziehungsweise der Biogasertrag gesteigert werden. Als Co-Substrate stehen unterschiedliche organische Reststoffe zur Verfügung. Zu beachten ist, dass viele dieser Substrate zunächst einer Vorbehandlung zugeführt werden müssen.

Wird eine Technologie zur Stickstoffrückgewinnung eingesetzt, können die Kapazität für die N-Entfernung in der Belebung erhöht und auch Co-Substrate mit höherem N-Anteil verwendet werden.

Klärschlamm-trocknung

Die Trocknung von Klärschlamm bietet die Möglichkeit, auch den letzten Verfahrensschritt bei der Abwasserreinigung – die Entsorgung des Klärschlammes – effizienter zu gestalten. Vor allem wenn Abwärme auf der ARA vorhanden ist, kann die Trocknung eine thermische Energiesenke sein und dadurch das Transportgewicht und die damit verbundenen Kosten und ökologischen Auswirkungen verringern.

4. Reinigungsstufe

Für die sogenannte 4. Reinigungsstufe werden zusätzliche elektrische Energieverbraucher auf der ARA installiert. In der strategischen Planung kann diese mögliche Erweiterung miteinbezogen werden. Durch die Ergänzung um die Nachbehandlungstechnologien erhöhen sich der Eigenverbrauch an elektrischem Strom und somit auch der Anreiz, eigenen Strom zu produzieren.

6.2.2 Szenario B: Biogasverkauf – Wärmepumpe im Abwasser

Der Bedarf an thermischer Energie schwankt über das Jahr sehr stark. Um die im Abwasser vorhandene Energie bestens auszunutzen, ist eine Einbindung der ARA in die Energienetze anzudenken. Möglichkeiten sind zum Beispiel der Verkauf des Biogases an den Fernwärmeproduzenten oder eine Aufbereitung auf Erdgasqualität und die Einspeisung in das Erdgasnetz. Wird das gesamte Biogas verkauft, so kann der thermische Eigenbedarf auf der ARA über Wärmepumpen im Kläranlagenablauf und der elektrische Eigenbedarf zum Beispiel über Photovoltaikanlagen gedeckt werden.

6.2.3 Szenario C: Power To Gas

In der Zukunft ist eine immer größer werdende Flexibilisierung des elektrischen Stromnetzes gefragt. Das Grundkonzept von „Power to Gas“ sieht vor, überschüssige Energie – vorzugsweise aus erneuerbaren Energieträgern – zu nutzen und für eine spätere Anwendung zwischen zu speichern. Dabei wird durch Elektrolyse von Wasser und der Methanisierung des gewonnenen Wasserstoffs ein speicher- und transportierbares Methangas erzeugt. Die ARA eignet sich aus mehreren Gründen für das „Power to Gas“-Konzept. Unter anderem kann das anfallende CO₂ aus der Faulung für die Methanisierung verwendet werden und der entstehende Sauerstoff aus der Elektrolyse findet in der Belüftung des Belebungsbeckens Anwendung.

7 Case Study

In diesem Kapitel soll die Auswirkung der N-Rückgewinnung auf eine gesamte Abwasserreinigungsanlage in einer Case Study mithilfe des DEST dargestellt werden. Dabei wird besonders auf die Aspekte Denitrifikation und Energiebilanz eingegangen.

Die dargestellte Abwasserreinigungsanlage behandelt Abwasser aus einer Stadt in der Oststeiermark mit rund 11.500 Einwohnern, die als bedeutender Wirtschaftsstandort mehr als 8.000 Personen beschäftigt. Die ARA befindet sich im Industrie- und Gewerbegebiet und besitzt eine Ausbaupkapazität von 30.000 EW.

7.1.1 Szenario 1 – Status Quo

Die Anlage ist als aerob-biologische Belebungsanlage mit Rechen, Sandfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken und Nachklärbecken ausgeführt. In der Schlammlinie gibt es einen Voreindicker für den Primärschlamm und eine MÜSE für den Überschussschlamm. In weiterer Folge wird der Schlamm in einem Faulbehälter anaerob stabilisiert und durch einen Nacheindicker und eine Schneckenpresse entwässert. Das erzeugte Biogas wird zwischengespeichert und im BHKW in elektrische und thermische Energie umgewandelt.

Tabelle 7-1 enthält die verwendeten Input-Daten für das DEST. Es wurden die Jahresmittelwerte von 2015 verwendet. Für die Berechnung wurde als gewünschter N-Wirkungsgrad der tatsächlich erreichte Wert auf dieser ARA angegeben.

Tabelle 7-1: Case Study – Eingabe der Zulaufdaten

Eingabe	Wert	Einheit
Ausbaupkapazität	30.000	EW ₁₂₀
Tatsächlich angeschlossene EW ₁₂₀	18.172	EW ₁₂₀
Zulaufwassermenge	4.833	m ³ /d
Mittlere Zulauftemperatur	14,1	°C
CSB-Zulauf	451,2	mg/L
N _{ges} -Zulauf	45,4	mg/L
P _{ges} -Zulauf	7,1	mg/L
Gewünschter N-Wirkungsgrad	77	%
Ablaufwerte		
CSB-Konzentration	21,3	mg/L
CSB-Fracht	99	kg/d
CSB Wirkungsgrad	95	%
NH ₄ -N-Konzentration	0,23	mg/L

Eingabe	Wert	Einheit
N _{ges} -Fracht	48	kg/d
N _{ges} -Wirkungsgrad	77	%
P _{ges} -Konzentration	0,58	mg/L
P _{ges} -Fracht	2,7	kg/d
P _{ges} -Wirkungsgrad	92	%

Für die ausgewählten Technologien müssen zusätzliche Fragen beantwortet werden. Die eingegebenen Daten sind in der Tabelle 7-2 aufgelistet.

Tabelle 7-2: Case Study – Zusätzliche Fragen

Technologie	Eingabe	Wert	Einheit
Zulaufpumpwerk	Förderhöhe	2,9	m
Vorklärbecken	Durchflusszeit	1,5-2,0	h
Belebungsbecken	Belebungsanlage	Nitrifikation u. Denitrifikation	-
	Art der Denitrifikation	vorgeschaltet	-
	Anaerobes Becken zur biolog. P-Elimination	Ja	-
	Chemische P-Fällung	Ja	-
	Menge	27	kg Fe/d
	Menge	153	kg Al/d
	Belüftungssystem	Druckbelüftung	-
Nachklärbecken	Schlammräumer	Kettenräumer	-
	Strömungsrichtung	horizontal	-
Faulbehälter	Aufenthaltszeit	25	d
	Temperatur	37,5	°C
	CH ₄ -Gehalt Faulgas	66	%
BHKW	Wirkungsgrad	10	%

Die tatsächlich angeschlossenen Einwohnerwerte bezogen auf 120 g CSB pro Einwohner und Tag berechnet aus der CSB-Fracht sind mit 18.172 EW₁₂₀ deutlich geringer als die Ausbaupkapazität. Die vorliegende ARA weist mit 0,101 ein hohes N/CSB-Verhältnis im Vergleich zu anderen kommunalen Anlagen (0,085 – 0,094) auf. (Nowak, 2000)

7.1.1.1 Auswertung

In diesem Abschnitt werden ausgewählte Ergebnisse und Grafiken aus der Auswertung im DEST dargestellt, beschrieben und mit Praxiswerten verglichen.

Die tatsächlichen Schlammengen an bestimmten Stellen der ARA aus der Case Study liegen im Bereich der errechneten Werte im DEST.

Tabelle 7-3: Case Study – Status Quo: Schlammengen im DEST und in der Praxis

Schlamm	<	Average	>	Praxis
Überschussschlamm [m ³ /d]	131	174	261	138
Primärschlamm [m ³ /d]	32	38	50	38
Zulauf Schlammmentwässerung [m ³ /d]	35	43	48	44

Abbildung 7-1 zeigt die N-Bilanz im Status Quo. Im Zulauf zum Belebungsbecken befinden sich 225 kg N/d und im Ablauf aus der Nachklärung 43 kg N/d. 20 kg N/d werden mit dem Klärschlamm aus der ARA entfernt.

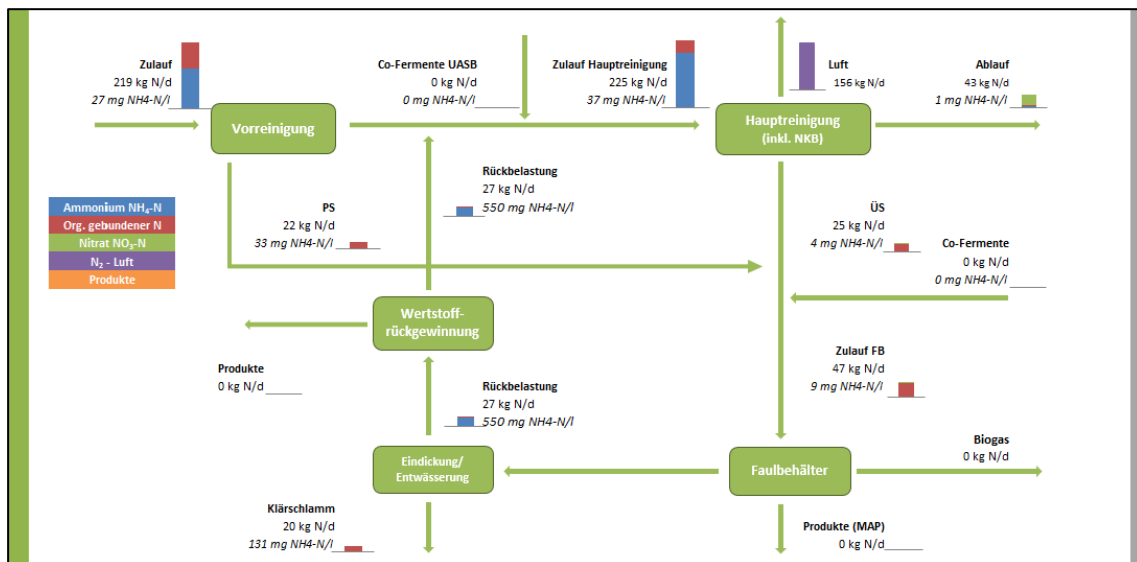


Abbildung 7-1: Case Study – Szenario 1: N-Bilanz

Abbildung 7-3 zeigt Ergebnisse für die Denitrifikation und die Stickstoff-Rückbelastung aus der Schlammbehandlung. Der Denitrifikationsanteil liegt mit 0,60 in allen drei Fällen an der oberen Grenze des in der (DWA-A 131, 2016) vorgegebenen Bereichs (0,20 – 0,60). Die Berechnung ergibt jedoch nur eine fehlende CSB-Menge für die Denitrifikation von 1 – 8 mg CSB/L. Die Rückbelastung mit Stickstoff aus der Schlammbehandlung beträgt 13,8 % des Gesamt-Stickstoffs im Zulauf zum Belebungsbecken. Gemäß (DWA-A 131, 2016) beträgt die übliche Rückbelastung zwischen 10 und 20 %.

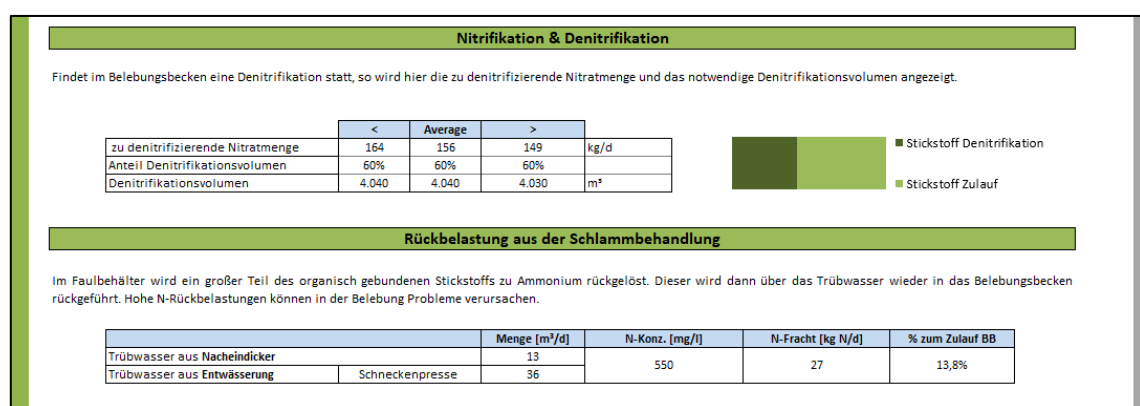


Abbildung 7-3: Case Study – Szenario 1: N-Entfernung und Rückbelastung

Abbildung 7-2 zeigt die Ergebnisse zum Energiebedarf und der Energieversorgung auf der ARA in der Case Study. Der Eigenversorgungsgrad für elektrische Energie beträgt zwischen 14 % und 21 %. In der Praxis lag der elektrische Energiebedarf für 2015 bei 1.475 kWh/d und somit im Bereich der errechneten Werte. Der thermische Eigenversorgungsgrad liegt zwischen 97 % und 140 %.

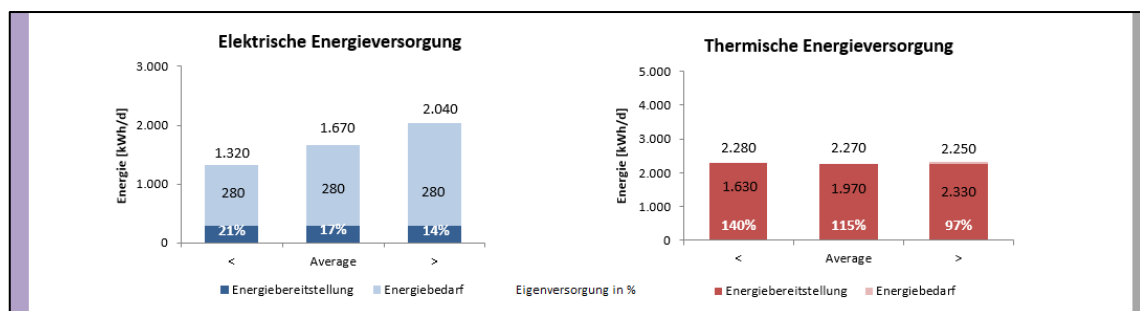


Abbildung 7-2: Case Study – Szenario 1: Energiebedarf und -versorgung

7.1.2 Szenario 2 – N-Rückgewinnung

Im zweiten Szenario wird die Membrandestillation (vgl. Kapitel 4.2.2) als Technologie in der Wertstoffrückgewinnung ausgewählt. Als Temperatur werden 55 °C und als Abtrenngrad 90 % angegeben. Alle anderen Eingaben werden aus dem Szenario 1 „Status Quo“ übernommen.

7.1.2.1 Auswertung

In der Stickstoff-Bilanz (Abbildung 7-5) ist zu erkennen, dass täglich 22 kg Stickstoff über die Membrandestillation abgetrennt werden können, das entspricht einer Gesamtmenge an 7,9 t Stickstoff oder 99 t 38%iger Ammoniumsulfat-Lösung pro Jahr. Bei einem jährlichen Düngbedarf für Maiskulturen von 120 – 140 kg N/ha (BMLFUW, 2017b) könnten damit in etwa 57 – 66 ha an Ackerbauflächen gedüngt werden.

Case Study

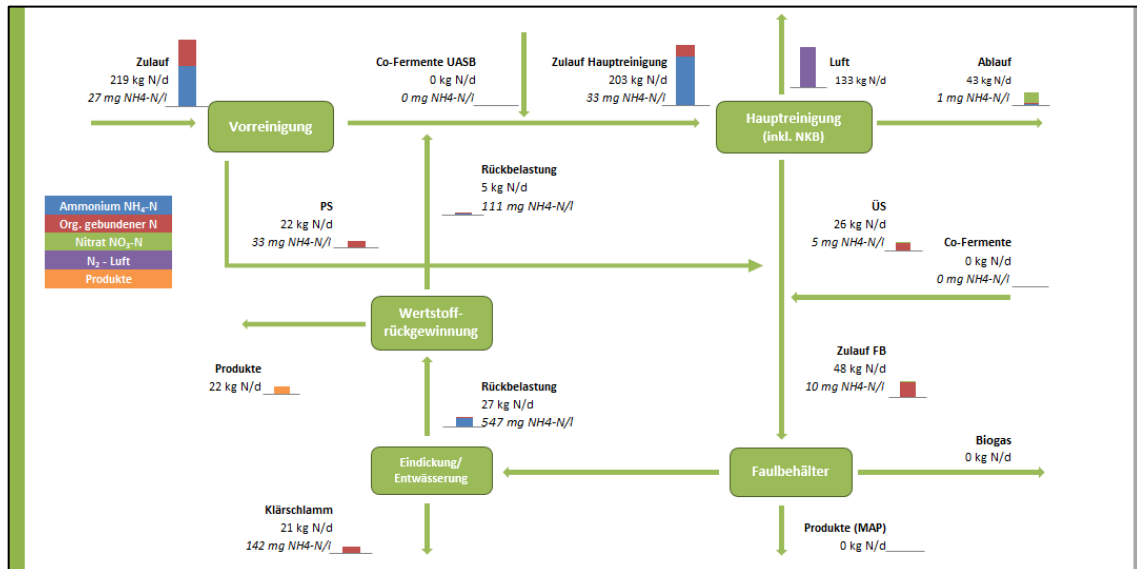


Abbildung 7-5: Case Study – Szenario 2: N-Bilanz

Abbildung 7-4 zeigt die Ergebnisse zur Denitrifikation und Rückbelastung aus der Schlammbehandlung für Szenario 2. Der Denitrifikationsanteil im Belebungsbecken liegt in diesem Szenario zwischen 0,49 und 0,54 und die Rückbelastung verringert sich auf 5 kg N/d oder 2,6 % des Zulaufes zum Belebungsbecken.

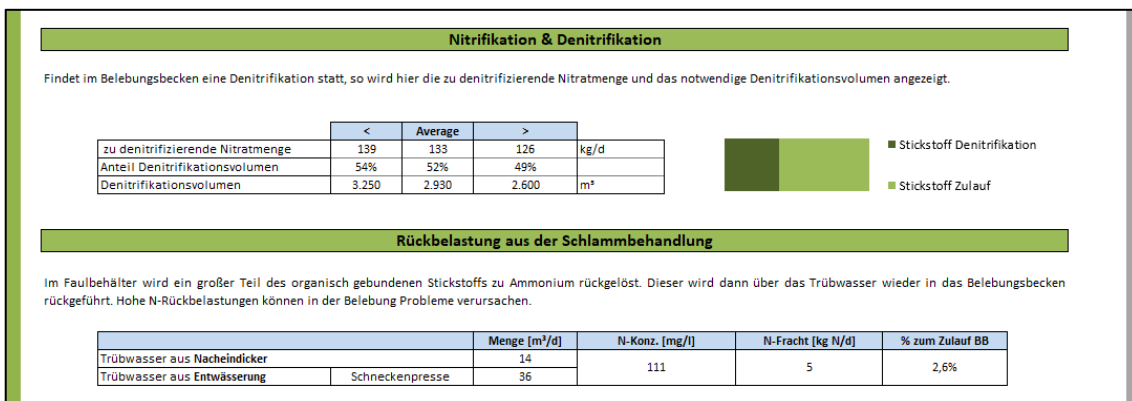


Abbildung 7-4 Case Study – Szenario 2: N-Entfernung und Rückbelastung

Durch die Stickstoffrückgewinnung können bei einem angesetzten Preis von 0,69 €/kg N Erlöse in der Höhe von etwa 5.500 € jährlich generiert werden (Abbildung 7-6). Die laufenden Kosten können damit jedoch nicht abgedeckt werden.

Für die Berechnung der Erlöse wurden folgende monetäre Werte für die Reinnährstoffe angenommen:

Stickstoff	0,69 €/kg N
Phosphor	1,28 €/kg P

Anzeige der Jahreskosten inkl. investiver Anteil: NEIN

Technologie	Produkt	Menge [kg/d]	N-Abtrennung in % des Zulaufes	Erlöse [€/a]	Netto-Jahreskosten [€/a]
N-Membrandestillation Trübwasser	ASL	274	10%	5.513	39.400
-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-

Abbildung 7-6: Case Study – Szenario 2: Mögliche Erlöse aus der N-Wertstoffrückgewinnung

7.1.3 Szenarienvergleich

Im Szenarienvergleich in der Abbildung 7-7 ist zu sehen, dass im Szenario 2 die zu denitrifizierende Nitratmenge und das notwendige Denitrifikationsvolumen durch die Implementierung einer N-Rückgewinnung verringert werden.

Szenarienvergleich			
Name der Anlage:		Case Study	
Vergleich von		Szenario 1	und Szenario 2
		Status Quo	N-Rückgewinnung
1 - Stickstoff	Denitrifikation		
	Nitrat für Denitrifikation [kg NO ₃ -N/d]	156	133
	Denitrifikationsanteil V_D/V_{BB} [-]	0,60	0,52
	Denitrifikationsvolumen [m ³]	4.040	2.950
	Rückbelastung - Trübwasser		
	Ammonium-Konz. [mg NH ₄ -N/l]	550	111
	N-Fracht [kg N/d]	27	5
	Wertstoffrückgewinnung		
	Stickstoff rückgewonnen [kg N/d]	0	22
	Ammoniumsulfatlösung [kg/d]	0	274
MAP [kg/d]	0	0	

Abbildung 7-7: Case Study – Szenarienvergleich 1 und 2: Stickstoff

In der nachfolgenden Abbildung 7-8 ist der Szenarienvergleich für den Bereich Energie dargestellt. Durch die Reduzierung der N-Fracht ergibt sich eine Einsparung bei der Belüftungsenergie, aber für den Betrieb der Membrandestillation wird zusätzliche elektrische Energie benötigt. Insgesamt ergibt das eine geringe Reduzierung des elektrischen Energiebedarfes.

3 - Energie	Gesamtenergiebedarf		
	elektrisch [kWh/d]	1.670	1.630
	thermisch [kWh/d]	1.970	2.360
	Energiebedarf Belüftung [kWh/d]	920	877
	...aus C-Elimination [kWh/d]	261	299
	% des Gesamtenergiebedarf	16%	18%
	...aus N-Elimination [kWh/d]	660	578
	% des Gesamtenergiebedarf	39%	35%
	Gesamtenergieerzeugung		
	elektrisch [kWh/d]	280	290
	thermisch [kWh/d]	2.270	2.320
	Eigenversorgungsgrad		
	elektrisch	17%	18%
	thermisch	115%	98%

Abbildung 7-8: Case Study – Szenarienvergleich 1 und 2: Energie

Der thermische Energiebedarf erhöht sich aufgrund der notwendigen Erwärmung des Prozesswassers für die Membrandestillation. Eine zusätzliche Biogasproduktion von etwa 30 Nm³ pro Tag durch die Verringerung des Überschussschlammalters ergibt eine erhöhte Gesamtenergieerzeugung. Der elektrische Eigenversorgungsgrad wird daher fast nicht verändert und der thermische verringert.

8 Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick

Motivation und Ausgangslage

Stickstoff ist ein lebensnotwendiger Nährstoff für Pflanzen und Tiere. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts werden mit dem Haber-Bosch-Verfahren bedeutende Mengen an Ammoniak als Grundlage für stickstoffhaltige Düngemittel für die Landwirtschaft produziert. Dieses Verfahren benötigt mehr als 1 % des weltweiten Energieverbrauches und verursacht mehr als 300 Mio. Tonnen an CO₂-Emissionen pro Jahr. 11 g Stickstoff gelangen pro Einwohner und Tag im Durchschnitt in das kommunale Abwasser. Auch in anderen Stoffströmen, wie zum Beispiel in Wirtschaftsdüngern und industriellen Abwässern, finden sich große Mengen an Stickstoff. Dieser kann in der Umwelt auch Probleme verursachen. Unter anderem ist eine hohe Nitratbelastung im Grundwasser gesundheitsschädlich und Ammoniak in Oberflächengewässern ist fischtoxisch und kann zur Eutrophierung beitragen. Folglich muss der Nährstoff aus den Abwässern entfernt werden. Dies geschieht meist durch die mikrobiologischen Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation, bei denen der gebundene Stickstoff aus dem Abwasser in Luftstickstoff umgewandelt wird. Für die Nitrifikation von Stickstoff wird Sauerstoff benötigt, welcher unter hohem Energieaufwand dem Belebungsbecken einer Abwasserreinigungsanlage (ARA) zugeführt werden muss.

Stickstoff wird also unter Einsatz von Energie aus dem Abwasser entfernt und in Luftstickstoff überführt. Auf der anderen Seite wird dieser Luftstickstoff dann wieder mithilfe des energieintensiven Haber-Bosch-Verfahrens gebunden und an die Umwelt in Form von pflanzenverfügbaren Düngemitteln abgegeben. Unter dem Aspekt der Kreislaufwirtschaft und der Ressourcenschonung erscheinen eine Rückgewinnung von Stickstoff und die direkte Nutzung ohne die zwischenzeitige Umwandlung in Luftstickstoff sinnvoll.

Im Rahmen des Projektes „AR-HES-B“ wurden neue Kläranlagenkonzepte der Zukunft entwickelt. Ziel ist es, die kommunale ARA vom hohen Energieverbraucher zum hybriden Energieerzeuger, Energiespeicher und Wertstoffbereitsteller zu transformieren. Dabei sind auch die Stickstoff-Rückgewinnung und die Bereitstellung von Produkten auf Stickstoff-Basis wichtige Teilaspekte. In einer vorangegangenen Diplomarbeit zum Projekt wurde ein Decision Support Tool (DEST) entwickelt, um verschiedene Technologievariationen und Zukunftsszenarien für eine ARA darstellen, bewerten und vergleichen zu können. Das Ergebnis soll zur Unterstützung für Entscheidungsfindungen über den Einsatz von konventionellen und neuartigen Technologien beziehungsweise Technologievariationen sowie über die Nutzungsmöglichkeiten der Energie am Standort der ARA dienen.

Zielsetzung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, eine Übersicht und Bewertung über Abwasserstoffströme mit relevantem Stickstoffanteil, Technologien zur Stickstoff-Rückgewinnung und Produkte auf Stickstoff-Basis zu geben. Zusätzlich sollte das DEST mit diesen Technologien erweitert und auch eine umfassende ökonomische und ökologische Bewertung ermöglicht werden, um die Auswirkung einer Stickstoff-Rückgewinnung auf die gesamte ARA darstellen und bewerten zu können.

Bewertung der Stoffströme

Die Arbeit betrachtet Abwasserstoffströme mit relevantem Stickstoffanteil für die Anwendung von Verfahren zur Stickstoff-Rückgewinnung. Der Schwerpunkt lag dabei bei der kommunalen Abwasserreinigung. Die Umsetzung der recherchierten und derzeit möglichen Technologien ist vorwiegend auf Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung, welche in Österreich nur in begrenzter Zahl betrieben werden, zielführend.

Aufgrund der hohen Ammonium-Konzentrationen und des niedrigen Feststoffanteils ist das Prozesswasser aus der Schlammbehandlung einer ARA für die Stickstoff-Rückgewinnung im Teilstrom besser geeignet als das zufließende Abwasser im Hauptstrom oder der Faulschlamm. Ein weiteres großes Potenzial stellen auch flüssige Wirtschaftsdünger wie Gülle und Jauche dar. Hier kann jedoch der hohe Feststoffanteil problematisch werden und sollte vor einer Stickstoff-Rückgewinnung entfernt werden. Die Auseinandersetzung mit der Stickstoff-Rückgewinnung aus landwirtschaftlichen Stoffströmen wird in Zukunft aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft und der Nitratbelastungen des Grundwassers noch mehr an Bedeutung gewinnen. Dieser Aspekt wird zum Beispiel in der Steiermark im Rahmen des „Grundwasserschutzprogrammes Graz bis Bad Radkersburg“ (LGBl. Nr. 39/2015, 2015) behandelt.

Die Betriebsparameter und der Ressourcenaufwand für die Technologien sind sehr stark von dem jeweiligen Stoffstrom abhängig. Vor der Implementierung einer neuen Anlage zur Stickstoff-Rückgewinnung ist es von großer Bedeutung, Vorversuche und Analysen zu der Zusammensetzung und zum Verhalten des Stoffstroms, beispielweise bei Änderung des pH-Wertes, durchzuführen.

Technologische Bewertung

Die zurzeit großtechnisch umgesetzten Technologien zur Nährstoffrückgewinnung sind die Luftstrippung, die Magnesium-Ammonium-Phosphat-Fällung (MAP-Fällung) und die Membrandestillation. Wobei das primäre Ziel der MAP-Fällung eigentlich die Phosphor-Rückgewinnung ist. Ionenaustauscher werden in Form von Pilotanlagen und gemeinsam mit anderen Verfahren zur Behandlung von diversen Stoffströmen eingesetzt. Weiters werden neuartige Technologien zur Aufkonzentrierung und zur Rückgewinnung der Nährstoffe Stickstoff und

Phosphor aktuell in verschiedenen Verfahrenskombinationen untersucht und in Pilotprojekten umgesetzt.

Für die technologische Bewertung in der Masterarbeit wurden mögliche Bewertungskriterien definiert, welche für die Entscheidung über den Einsatz von Technologien richtungsweisend sein können.

Von großer Bedeutung für eine Bewertung und nachfolgende Entscheidung sind die Quantität und die Qualität der verfügbaren Informationen und Daten. Da die Luftstrippung und die MAP-Fällung schon mehrfach großtechnisch umgesetzt wurden, gibt es für beide mittlerweile eine hohe Anzahl an verfügbaren Quellen und Erfahrungsberichten. Eine umfassende Literaturrecherche zeigte, dass es allerdings erst eine Demonstrationsanlage zur Membrandestillation auf einer kommunalen ARA gibt. Daher gibt es zu den Bewertungskriterien Wartungsaufwand und spezifischer Ressourcenbedarf bei dieser Technologie nur sehr wenige Informationen.

Zur technologischen Bewertung wurden die Kriterien Stand der Umsetzung, Komplexität, Implementierung, Wartungsaufwand, Ressourcenbedarf und der Abtrenngrad der Technologie herangezogen.

Die Komplexität wurde über die Anzahl der Prozessschritte bewertet. Sie kann Einfluss auf die Personal-Anforderungen für die Betreiber sowie auf den Wartungsaufwand haben. Es ist jedoch schwierig, die einzelnen wiederum unterschiedlich komplexen Prozessschritte auch untereinander zu vergleichen. Eine Änderung des pH-Wertes ist zum Beispiel einfacher durchzuführen als die saure Wäsche bei der Luftstrippung.

Ein großer Einflussfaktor ist weiters, ob bestehende Prozesse auf der ARA beim Einbau einer Anlage zur Stickstoff-Rückgewinnung adaptiert werden müssen. Zusätzlich sind auch die gegebenen Standortbedingungen wie Platzangebot im Vergleich zum Platzbedarf und vorhandene Infrastruktur bei der Implementierung einer Technologie entscheidend.

Die Art und Menge der eingesetzten Ressourcen beeinflussen die laufenden Kosten und auch die emittierten Treibhausgase (THG). Der Ressourcenbedarf ist wiederum stark von der Konfiguration der Verfahren (Temperaturniveau, Nutzung von Abwärmequellen, etc.), der eingesetzten Module und dem Anlagenaufbau abhängig. Bei der Membrandestillation zum Beispiel könnten bereits vorhandene Abwärmequellen genutzt werden und somit die Ressource „thermische Energie“ vernachlässigt werden. Auch bei der MAP-Fällung gibt es zahlreiche Verfahren, die sich hinsichtlich Energie- und Chemikalienbedarf unterscheiden.

Bei allen Technologien können Probleme durch Ausfällungen und Fouling auftreten und somit einen höheren Wartungsaufwand verursachen. Dies ist aber sehr stark vom behandelten Stoffstrom und dessen Eigenschaften abhängig. Strategien zu deren Minimierung müssen für jede Anlage individuell erarbeitet und angepasst werden.

Der Vorteil der MAP-Fällung liegt in der reduzierten Komplexität mit meist nur zwei Prozessschritten – der pH-Wert Anpassung und der Fällung. Wird jedoch als primäres Ziel die reine Stickstoff-Rückgewinnung angestrebt, so ist die Technologie nicht geeignet. Die Luftstrippung und die Membrandestillation sind durch einen hohen Laugenbedarf und durch einen Betrieb auf einem erhöhten Temperaturniveau gekennzeichnet. Durch den Einsatz eines vorgeschalteten CO₂-Strippers könnte allerdings der Laugenbedarf reduziert werden. Wird das Verfahren außerdem im untersten Bereich des notwendigen Temperaturniveaus betrieben, kann der thermische Energiebedarf minimiert werden. Die Membrandestillation hat gegenüber der Luftstrippung den Vorteil eines niedrigeren elektrischen Energiebedarfs.

Aus der technologischen Bewertung lässt sich ableiten, dass jedes Verfahren Stärken und Schwächen besitzt. Die Vor- und Nachteile, sowie die Anwendbarkeit sind stark von der Konfiguration des Verfahrens und den Standortbedingungen am Betrieb abhängig.

Zahlreiche Technologien und Technologiekombinationen zur Wert- und Nährstoffrückgewinnung werden derzeit erforscht. Auch Verfahren aus Laborversuchen und vor allem auch die möglichen Technologiekombinationen sollten noch genauer untersucht und bei einer weitergehenden Betrachtung mitberücksichtigt werden. Diese wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht bewertet.

Ökonomische Bewertung

Für die ökonomische und ökologische Bewertung wurde eine Referenz-ARA in der Größenklasse von 100.000 EW₆₀ definiert und ein Einsatz der untersuchten Technologien im Prozesswasserstrom betrachtet. Bei der MAP-Fällung wurden beispielhaft nur das PRISA Verfahren und das PEARL® Verfahren genauer betrachtet.

Zuerst wurden dafür die möglichen Erlöse für die Abwasserreinigungsanlage abgeschätzt. Diese setzen sich aus einem möglichen Verkauf der gewonnenen Produkte, Einsparungen bei der Belüftung für die N-Entfernung im Belebungsbecken und der Reduktion von Fällungsmitteln für die P-Entfernung bei Anwendung einer MAP-Fällung zusammen. Wird für die THG-Emissionen ein Preis angesetzt, so kann auch die Reduktion direkter N₂O-Emissionen aus dem Belebungsbecken mitberücksichtigt werden.

Werden die erforderlichen Investitionskosten über Nutzungsdauern in Jahreskosten umgerechnet und dann auf die Menge an rückgewonnenem Stickstoff bezogen, so sind diese für die MAP-Fällung am höchsten. Der Grund dafür ist, dass im Prozesswasser keine ausreichende Phosphor-Konzentration vorhanden ist, um die größtmögliche Menge an Stickstoff rückzugewinnen zu können. Einen weiteren wesentlichen ökonomischen Aspekt stellen die laufenden Kosten dar. Der höchste Anteil der laufenden Kosten wird bei der Luftstrippung und Membrandestillation durch den erforderlichen Laugeneinsatz verursacht. Bei der MAP-Fällung sind beim PRISA Verfahren der elektrische Energieaufwand und beim PEARL® Verfahren der $MgCl_2$ -Verbrauch ausschlaggebend für die Höhe der laufenden Kosten.

Der Laugenbedarf für die Anpassung des pH-Werts und der Bedarf an thermischer Energie sind dabei nicht von der entfernten Nährstoffmenge sondern vom Durchfluss abhängig. Dadurch steigen die laufenden Kosten bei geringen Konzentrationen der Nährstoffe. Für die Größe der Anlage und somit die Investitionskosten ist ebenfalls die zu behandelnde Menge entscheidend. Höhere Konzentrationen würden somit die Kosten pro kg an rückgewonnenem Nährstoff senken. Dies ist vor allem für die Phosphatkonzentration bei der MAP-Fällung von Bedeutung. Bei Anwendung des Verfahrens sollten Maßnahmen für die Rücklösung von gebundenem Phosphor zu Phosphat (PO_4) getroffen werden. Beispiele dafür sind eine Adaptierung des Nacheindickers oder die Zugabe von Essigsäure.

Werden die Technologien isoliert betrachtet, dann können bei keinem der untersuchten Verfahren derzeit die laufenden Kosten durch die erzielbaren Erlöse bei der Erzeugung von Düngemittel abgedeckt werden. Um den Break-Even-Point zu erreichen, müssten auf der einen Seite der monetäre Wert für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor deutlich gesteigert beziehungsweise auf der anderen Seite auch der Laugenbedarf und der Energieeinsatz reduziert werden.

Bei der Integration der Stickstoff-Rückgewinnung in neue Kläranlagenkonzepte ergeben sich jedoch auch andere Vorteile und Erlösmöglichkeiten, welche ebenfalls mitberücksichtigt werden sollten. Ein Beispiel ist die Steigerung des Biogasertrages, welche mit der herkömmlichen Stickstoff-Entfernung nicht möglich ist. Außerdem kann die Nutzung von Abwärme oder der Einsatz einer Wärmepumpe die thermische Energiebilanz von Technologien, wie etwa der Membrandestillation, positiv in Richtung Wirtschaftlichkeit beeinflussen. Neben der Produktion von Düngemitteln können weitere Verwertungswege in Betracht gezogen werden, wie die Verwendung von Ammoniakwasser zur Abgasreinigung oder Methananreicherung oder die energetische Verwertung von Ammoniak in einer Brennstoffzelle (derzeitiges Forschungsprojekt von AEE INTEC „Ammonia-to-Power“). Damit könnte die ökonomische Bewertung ebenfalls verbessert werden.

Ökologische Bewertung

Der Chemikalieneinsatz, NaOH für die Luftstrippung und die Membrandestillation, sowie Mg-Fällungsmittel bei der MAP-Fällung, verursacht den größten Anteil an THG-Emissionen. Gesamt betrachtet liegen die Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz und Energieverbrauch für die Membrandestillation mit 5,6 kg CO₂-e/kg N am niedrigsten und für das PEARL® Verfahren mit 17,8 kg CO₂-e/kg N am höchsten.

Der teilweise sehr hohe Einsatz an Ressourcen (v.a. thermische Energie, Laugen- und Fällungsmittelbedarf) ist ökologisch betrachtet problematisch. Alternativen für die pH-Wert Anpassung, wie zum Beispiel die Verwendung eines CO₂-Strippers, sollten daher in Betracht gezogen und auch in der Forschung noch weiter forciert werden. Damit würde der ökologische Fußabdruck verringert und auch die Kosten gesenkt werden.

Für eine umfassende Betrachtung sollte eine vollständige Lebenszyklusanalyse der Technologien durchgeführt werden. Damit könnten weitere Verbesserungsmaßnahmen entlang allen Stadien des Lebensweges aufgezeigt werden.

Verwertung der Produkte

Um die erzeugten Produkte auf einer Abwasserreinigungsanlage oder Biogasanlage bestmöglich verwerten zu können, müssen individuelle, an die lokale Situation angepasste Konzepte entwickelt werden. Möglich wären die direkte Ausbringung der erzeugten Düngemittel, Ammoniumsulfat-Lösung oder Magnesium-Ammonium-Phosphat, auf eigenen landwirtschaftlichen Flächen oder Abnahmeverträge mit Landwirten aus der direkten Umgebung. Damit könnten Zwischenhändler und auch hohe Transportkosten vermieden werden. Wird auf einer ARA Biogas verkauft und muss dazu Methan angereichert werden, so könnte direkt auf der ARA produziertes Ammoniakwasser zur CO₂-Entfernung aus dem Biogas verwendet werden.

Projekt „AR-HES-B“

Im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit und in Zusammenarbeit mit einer parallel laufenden Masterarbeit, den Mitarbeitern von AEE INTEC und dem Projektkonsortium vom Projekt „AR-HES-B“ wurden die Ergebnisse der für diese Arbeit durchgeführten Recherchen zur Nährstoffrückgewinnung in das DEST und den Leitfaden „ARA der Zukunft“ eingearbeitet und das DEST auch erweitert, um eine möglichst vollständige Betrachtung und Bewertung zu ermöglichen.

Decision Support Tool

Das Ergebnis ist ein gut funktionierendes, komplexes Tool, welches viele Spezifikationen einer ARA berücksichtigt und eine umfassende Bewertung sowie auch einen Szenarienvergleich möglich macht. Die Auswertungen und der Vergleich umfassen die Themenbereiche Stickstoff, Kohlenstoff, Energie, Biogas, ökonomische und ökologische Bewertung. Das Tool ist strukturiert aufgebaut und kann jederzeit mit neuen Technologien erweitert werden.

Die Berechnungen im DEST basieren auf allgemein gültigen Erfahrungswerten und Daten aus Regelblättern, Leitfäden und Richtlinien. Daher kann nicht jede individuelle ARA vollständig korrekt mit dem Tool abgebildet werden. Vor allem bei der Interpretation der Ergebnisse ist dies zu berücksichtigen. Um die Ergebnisse auf ihre Plausibilität zu überprüfen, soll immer zuerst der Status Quo auf einer ARA abgebildet werden. Je mehr Daten zur aktuellen Situation auf einer ARA bekannt und vorhanden sind, desto besser können das Tool angepasst und die Ergebnisse interpretiert werden. Des Weiteren können damit entwickelte Szenarien auch besser eingeschätzt werden.

Besonders bei der Interpretation der ökonomischen und ökologischen Bewertung soll der Schwerpunkt auf dem Vergleich verschiedener Szenarien liegen und die Ergebnisse nicht als absolut angesehen werden.

Für verschiedene Bereiche einer ARA könnten in einer nächsten Version noch weitere alternative Technologien in das Tool integriert werden. Einige Beispiele dafür wären:

- Vorreinigung: Mikrofiltration, Ultrafiltration, Niederdruckumkehrosiose
- Hauptreinigung: Sequencing-Batch-Reactor-Verfahren, Membranbelebungsverfahren, AnMBR – anaerober Membranreaktor
- Prozesswasser-Behandlung: Verschiedene biologische Verfahren wie Nitrifikation/Denitrifikation, Nitration/Denitration, Anaerobe Ammonium-Oxidation (Anammox)
- Schlammbehandlung: Verbrennung, Vergasung
- Wertstoffrückgewinnung: P-Extraktion aus der Asche
- Nachbehandlung und Spurenstoffelimination: Membranverfahren, Advanced Oxidation Processes, Reactive Extraction

In der derzeitigen Version des Tools ist auch die Darstellung und Bewertung von Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung (ohne Faulbehälter) nicht möglich. Um die Zielgruppe des Tools zu erweitern, sollte daher auch die aerobe Schlammstabilisierung zukünftig integriert werden.

Bei der ökonomischen Bewertung werden derzeit die Personalkosten noch nicht berücksichtigt, welche allerdings einen großen Teil der laufenden Kosten verursachen. Daher werden auch die Personalkosten in einer zukünftigen Version des Tools eingearbeitet werden. Bei der ökologischen Bewertung sollen zusätzlich die Infrastruktur-Emissionen noch integriert werden.

Planungsleitfaden „Energie und Wertstoffe aus Abwasser“

Die Ergebnisse und die gemeinsam in Expertengesprächen erarbeiteten „Szenarien der Zukunft“ wurden in Form eines Leitfadens zusammengefasst. Der Leitfaden steht verschiedenen Zielgruppen, wie Kläranlagenbetreibern, kommunalpolitischen Verantwortungsträgern, Netzbetreibern und Technologieanbietern, zur Verfügung. Die darin vorgestellten Szenarien sollen als Anregung für zukünftige Kläranlagenkonzepte dienen.

In einem Szenario A wurde dabei eine Biogasmaximierung mithilfe von neuen Technologien und Sichtweisen angestrebt. Durch den Einsatz einer Technologie zur Stickstoff-Rückgewinnung ist es möglich mehr Kohlenstoff in der Vorreinigung abzutrennen, wodurch der Biogasertrag im Faulbehälter gesteigert werden kann. Bei ausreichender Kapazität könnten Co-Substrate zur weiteren Erhöhung des Gasertrages im Faulbehälter mitbehandelt werden. Das erzeugte Biogas könnte verkauft, ins Erdgasnetz eingespeist oder auch im eigenen Blockheizkraftwerk in elektrische und thermische Energie umgewandelt werden. Die zusätzlich gewonnene Energie könnte für eine Klärschlamm-trocknung oder auch für eine zukünftige 4. Reinigungsstufe eingesetzt werden.

Ein Szenario B beschäftigte sich mit dem Verkauf von Biogas und ein Szenario C untersuchte die Implementierung der Technologie „Power to Gas“ zur Energiespeicherung.

Diese Szenarien der Zukunft mit neuartigen Technologien sind allerdings nur für ARAs mit anaerober Schlammbehandlung anwendbar, da der Schwerpunkt der untersuchten Konzepte auf der Gewinnung von Biogas und Wertstoffrückgewinnung aus dem Prozesswasser der anaeroben Schlammbehandlung lag. Die kommunalen Abwasserreinigungsanlagen besitzen aber zumeist erst ab einer Größe von 20.000 EW einen Faulurm. In Österreich verfügen nur 164 von insgesamt 1.840 Abwasserreinigungsanlagen über eine anaerobe Schlammbehandlung (ÖWAV, 2015). Der Anwendbarkeit der in dem Projekt untersuchten Konzepte sind daher in Österreich Grenzen gesetzt und eine Betrachtung dieser auf europäischer Ebene sollte daher auch ins Auge gefasst werden.

Case Study

In der in dieser Arbeit dargestellten Case Study mit dem DEST wurde gezeigt, dass das Tool gut geeignet ist, den Status Quo auf einer ARA darzustellen. In einem zweiten Szenario wurden die Auswirkungen einer Stickstoff-Rückgewinnung auf die gesamte Abwasserreinigungsanlage durch die Integration einer

Membrandestillation in den Prozesswasserstrom dargestellt. Die Stickstoff-Rückbelastung und damit einhergehend die zu denitrifizierende Nitratmenge und der Anteil des Denitrifikationsvolumens im Belebungsbecken würden damit reduziert werden. Der elektrische Energiebedarf für die gesamte ARA würde sich damit leicht verringern, da die Einsparungen bei der Belüftung den Verbrauch für den Betrieb der Membrandestillation übersteigen. Durch die notwendige Erwärmung des Prozesswasserstroms würde jedoch der thermische Energiebedarf steigen. Auf der anderen Seite könnte damit etwas mehr Energie produziert werden, da durch die Verringerung des Überschussschlammalters eine Erhöhung der Biogasproduktion erzielt werden könnte.

Eine Gesamtbetrachtung zeigte, dass es durch eine Stickstoff-Rückgewinnung möglich wäre, die Vorreinigung zu erweitern und mehr Kohlenstoff im Primärschlamm abzutrennen. Dies würde wiederum zu einer Steigerung des Biogasertrages und der Energieerzeugung führen.

Der Einsatz von Technologien zur Entfernung von Stickstoff im Prozesswasser ist vor allem für Anlagen interessant, in welchen die Denitrifikation an den oberen Kapazitätsgrenzen der Belebungsanlage ist und daher eine Stickstoff-Entlastung der Belebung Vorteile bringen würde. Für die Implementierung solcher Technologien ist ein stabiler und zuverlässiger Betrieb von großer Bedeutung.

Ausblick

Die Weltbevölkerung wächst exponentiell und damit auch die Anforderungen an die Ernährungssicherheit. Für die Produktion von Lebensmitteln ist der für Pflanzen lebensnotwendige Stickstoff von großer Bedeutung und wird in Form von verschiedensten Düngemitteln appliziert. Für den Bedarf an Ammoniak als Basis für stickstoffhaltige Düngemittel wird ein weiterer Anstieg prognostiziert.

Auf der anderen Seite werden durch die weiter anwachsende Weltbevölkerung, vor allem im urbanen Raum, größere Mengen an Abwasser produziert werden, welche einen steten Ausbau der Abwasserreinigungsanlagen notwendig machen.

Zusätzlich kommen in Zeiten des Klimawandels der Reduzierung des Energieverbrauches und allgemein der Treibhausgas-Emissionen immer größere Bedeutung zu. Die direkten Emissionen auf einer Abwasserreinigungsanlage aus dem Belebungsbecken und dem Faulbehälter sind zurzeit noch schwer quantifizierbar, tragen aber vermutlich maßgebend zum Emissionshaushalt einer ARA bei. Durch den Einsatz von Technologien zur Stickstoff-Rückgewinnung können Lachgas-Emissionen aus dem Belebungsbecken reduziert werden.

Die 4. Reinigungsstufe zur weitergehenden Entfernung von Mikroverunreinigungen findet in Zentraleuropa zunehmende Verbreitung. Der dafür erforderliche zusätzliche elektrische Energieverbrauch könnte durch eine Biogasmaximierung, wie in den Szenarien des Planungsleitfadens dargestellt, ausgeglichen werden.

Phosphor ist eine endliche Ressource und seine globalen Vorräte auf der Erde sind beschränkt. Im Sinne der Nachhaltigkeit, steigt auch das Interesse verschiedener Vertreter von Wissenschaft, Wirtschaft und Politik die enthaltenen Nährstoffe aus dem Abwasser oder Klärschlamm rückzugewinnen. In absehbarer Zukunft sind gesetzliche Vorschriften diesbezüglich sehr wahrscheinlich und die in dieser Arbeit aufgezeigten Technologien wie die MAP-Fällung können zur Rückgewinnung von Phosphor eingesetzt werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich die Rahmenbedingungen für die Abwasserreinigung in der Zukunft ändern und alternative Kläranlagenkonzepte zu der bisher gut funktionierenden konventionellen aerob-biologischen Reinigung sicherlich hinzukommen werden.

Das mit dieser Masterarbeit weiterentwickelte Decision Support Tool (DEST) kann dafür eingesetzt werden und Stakeholdern zur Unterstützung für Entscheidungsfindungen dienen. Technologien zur Stickstoff-Rückgewinnung sind bereits großtechnisch einsetzbar und verfügbar, auch wenn sie in einigen Punkten noch Optimierungspotenzial besitzen. Sie tragen wesentlich zu den im Projekt „AR-HES-B“ entwickelten, neuen Kläranlagenkonzepten der Zukunft bei, um die herkömmliche End-of-Pipe Abwasserreinigungsanlage hin zum integralen Bestandteil für Energie- und Wertstoffrückgewinnung weiterzuentwickeln.

Literaturverzeichnis

- 91/271/EWG (1991). *Richtlinie des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser*,
- 91/676/EWG (1991). *Richtlinie des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen*,
- 2000/60/EG (2000). *Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*,
- Abouelenien F., Fujiwara W., Namba Y., Kosseva M., Nishio N., & Nakashimada Y. (2010). Improved methane fermentation of chicken manure via ammonia removal by biogas recycle. *Bioresource Technology*, **101**(16), 6368–6373.
- Abouelenien F., Nakashimada Y., & Nishio N. (2009). Dry mesophilic fermentation of chicken manure for production of methane by repeated batch culture. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **107**(3), 293–295.
- AEE INTEC, TU Graz, EnviCare, ROTREAT Abwasserreinigung GmbH, & Fraunhofer ISE (2016). *En-RecoTreat „Innovative Membrandestillation zur Wertstoff- und Energierückgewinnung in der kommunalen Abwasserbehandlung“*,
- AGRANA Stärke GmbH (2017). AGRANA Stärke. [online] <http://www.agrana.at/ueber-uns/agrana-staerke-gmbh/> (Zugegriffen 3. November 2017).
- Alkudhiri A., Darwish N., & Hilal N. (2012). Membrane distillation: A comprehensive review. *Desalination*, **287**, 2–18.
- ALPHA Wassertechnik (2016). Yverdon Stripping (VD). [online] <http://www.alphawt.ch/de/projekte/abwasser/176-yverdons> (Zugegriffen 29. Juni 2017).
- Altınbaş M., Yangin C., & Ozturk I. (2002). Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters. *Water Science and Technology*, **46**(9), 271–278.
- Amlinger F., Peyr S., & Dreher P. (2003). *Kenntnisstand zur Frage des Stickstoffaustrags in Kompost-Düngungssystemen*, Lebensministerium, Wien, Österreich.
- Appl M. (1999). *Ammonia: Principles and Industrial Practice*, Wiley-VCH, Weinheim.
- Ashrafizadeh S. N. & Khorasani Z. (2010). Ammonia removal from aqueous solutions using hollow-fiber membrane contactors. *Chemical Engineering Journal*, **162**(1), 242–249.

- ATEMIS GmbH (2017). Ingenieurbüro ATEMIS - Referenzen. [online] <http://www.atemis.net/html/referenzliste1.html> (Zugegriffen 4. April 2017).
- ATV-DVWK-M 776 (2002). *ATV-DVWK-M 776, Abwasser der Stärke-Industrie*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef, Deutschland.
- Auerbach S. M., Carrado K. A., & Dutta P. K. (2003). „Ion Exchange“ in Handbook of Zeolite Science and Technology. CRC Press.
- Bauer F., Persson T., Hulteberg C., & Tamm D. (2013). Biogas upgrading–technology overview, comparison and perspectives for the future. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, **7**(5), 499–511.
- Bauer K., Haselberger W., Priller H., Raganitsch G., & Raith F. (2009). *Spezielle Nutztierhaltung*, Leopold Stocker Verlag, Graz.
- Bauermeister U. (2018). Interview zum Thema „Vermarktung generierter Produkte bei der N-Strippung“.
- Beckmann M. (2011). *Beschreibung unterschiedlicher Techniken und deren Entwicklungspotentiale zur Minderung von Stickstoffoxiden im Abgas von Abfallverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoff-Kraftwerken hinsichtlich Leistungsfähigkeit, Kosten und Energieverbrauch*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Beler-Baykal B., Bayram S., Akkaymak E., & Cinar S. (2004). Removal of ammonium from human urine through ion exchange with clinoptilolite and its recovery for further reuse. *Water Science and Technology*, **50**(6), 149–156.
- Berliner Wasserbetriebe (2013). Rohstoff-Recycling, Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm zur Düngemittelproduktion. [online] http://www.bwb.de/content/language1/downloads/Produktblatt_MAP_web_2013.pdf (Zugegriffen 17. Dezember 2017).
- Bertau M., Müller A., Fröhlich P., & Katzberg M. (2013). „Mineralische Dünger“ in Industrielle Anorganische Chemie. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co., Weinheim.
- BGBl. II Nr. 96/2006 (2006). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer*,
- BGBl. II Nr. 98/2010 (2010). *Verordnung des Bundesministers für Land - und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers*,
- BGBl. II Nr. 99/2010 (2010). *Verordnung des Bundesministers für Land - und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer*,

- BGBl. II Nr. 100/2004 (2004). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Düngemittelgesetzes 1994 erlassen werden*,
- BGBl. II Nr. 304/2001 (2001). *Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch*, [online] http://s3.amazonaws.com/zanran_storage/www.wau.boku.ac.at/ContentPages/914783278.pdf (Zugegriffen 21. März 2017).
- BGBl. Nr. 186/1996 (1996). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)*,
- BGBl. Nr. 210/1996 (1996). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete*,
- BGBl. Nr. 215/1959 (1959). *Wasserrechtsgesetz 1959 - WRG 1959*,
- BGBl. Nr. 513/1994 (1994). *Bundesgesetz über den Verkehr mit Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln*,
- Binnewies M., Jäckel M., Willner H., & Rayner-Canham G. (2011). „Ammoniak und Ammoniumsalze“ in Allgemeine und Anorganische Chemie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- BioEcoSIM (2012). BioEcoSIM. [online] <http://www.bioecosim.eu/index.html> (Zugegriffen 23. Mai 2017).
- BMLFUW (2017a). *Bundes-Abfall-Wirtschaftsplan 2017 - Teil 1, Entwurf*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW (2014a). Düngemittelrecht. [online] <https://www.bmlfuw.gv.at/land/produktion-maerkte/betriebsmittel-rechtsinfo/Duengemittel.html> (Zugegriffen 5. Mai 2017).
- BMLFUW (2015). Kommunale Abwasserrichtlinie (91/271/EWG). [online] https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-eu-international/eu_wasserrecht/KommunaleAW-RL.html (Zugegriffen 2. November 2017).
- BMLFUW (2016a). *Kommunales Abwasser - Österreichischer Bericht 2016*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW (2017b). *Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland - Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft, 7. Auflage*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

- BMLFUW (2016b). *Wassergüte in Österreich - Jahresbericht 2015*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW (2014b). Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG). [online] https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-eu-international/eu_wasserrecht/Wasserrahmen-RL.html (Zugegriffen 2. November 2017).
- Boehler M. A., Fleiner J., Gruber W., Seyfried A., Luning L., & Traksel D. (2016). *WP4: Nitrogen management in side stream, D4.2: Planning and Design of a full-scale membrane ammonia stripping*, Powerstep.
- Boehler M. A., Heisele A., Seyfried A., Grömping M., & Siegrist H. (2015). (NH₄)₂SO₄ recovery from liquid side streams. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**(10), 7295–7305.
- Bonmati A. & Flotats X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, **23**, 261–272.
- Booker N. A., Cooney E. L., & Priestley A. J. (1996). Ammonia Removal from Sewage using Natural Australian Zeolite. *Water Science & Technology*, **34**(9), 17–24.
- Budzianowski W. M. (2012). Benefits of biogas upgrading to biomethane by high-pressure reactive solvent scrubbing. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, **6**(1), 12–20.
- Calli B., Mertoglu B., Inanc B., & Yenigun O. (2005). Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry*, **40**(3–4), 1285–1292.
- Camargo J. A. & Alonso Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, **32**(6), 831–849.
- CELEX Nr. 391L0676 (2012). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2012 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen*,
- Chen Y., Cheng J. J., & Creamer K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, **99**(10), 4044–4064.
- Cherkasov N., Ibhaddon A. O., & Fitzpatrick P. (2015). A review of the existing and alternative methods for greener nitrogen fixation. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, **90**, 24–33.
- Cielejewski H., Ludger L., & Leuer S. (2014). Überschüssige Gülle separieren? *top agrar*, 14–23.
- Colsen Group (2017). Colsen - Products. [online] <https://colsen.nl/products> (Zugegriffen 27. Juni 2017).

- Darestani M., Haigh V., Couperthwaite S. J., Millar G. J., & Nghiem L. D. (2017). Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **5**(2), 1349–1359.
- Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH (2017). Marktpreise Stickstoffdünger. [online] <https://markt.agrarheute.com/duengemittel-4/stickstoffduenger-20> (Zugegriffen 15. Dezember 2017).
- Dong X. & Tollner E. W. (2003). Evaluation of Anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. *Bioresource Technology*, **86**(2), 139–145.
- Doorn M. R. J., Towprayoon S., Manso Vieira S. M., Irving W., Palmer C., Pipatti R., & Wang C. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5 - Waste, Chapter 6 - Wastewater Treatment and Discharge*, [online] http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf.
- Doyle J. D. & Parsons S. A. (2002). Struvite formation, control and recovery. *Water Research*, **36**, 3925–3940.
- Dube P. J., Vanotti M. B., Szogi A. A., & García-González M. C. (2016). Enhancing recovery of ammonia from swine manure anaerobic digester effluent using gas-permeable membrane technology. *Waste Management*, **49**, 372–377.
- DWA (2012). *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien)*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef, Deutschland.
- DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2000). *Rückbelastung aus der Schlammbehandlung - Menge und Beschaffenheit der Rückläufe*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef.
- DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004). *Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef. [online] http://araconsult.at/download/literature/atv_jardin_wurrzburg.pdf (Zugegriffen 30. März 2017).
- DWA Leitfaden Nr. 2-14 (2011). *Betrieb von Abwasseranlagen; Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) - Landesverband Bayern, München.
- DWA-A 131 (2016). *Arbeitsblatt DWA-A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef.
- Ebner H. (2017). Interview zum Thema „Ammoniak-Strippping in der VARA Spittal/Drau“.

- E-Control Austria (2017). *Ökostrombericht 2017*, Energie-Control Austria, Wien.
- Eekert M. H. A. van, Weijma J., Verdoes N., Buisonje F. E. de, Reitsma B. A. H., & Bulk J. V. den (2012). *Explorative Research on Innovative Nitrogen Recovery*, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. [online] <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/437971> (Zugegriffen 26. Juni 2017).
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014a). *Endbericht - Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014b). *Teilbericht - Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse AirPrex®*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014c). *Teilbericht - Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse DHV Crystalactor®*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014d). *Teilbericht - Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse, OSTARA®, PEARL® Prozess*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014e). *Teilbericht - Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse PRISA*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014f). *Teilbericht - Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse REM-NUT®*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014g). *Teilbericht - Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse Stuttgarter Verfahren*, BMLFUW, Wien. [online] <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-reycling/>.
- El Diwani G., El Rafie S., El Ibiari N. N., & El-Aila H. I. (2007). Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as struvite slow releasing fertilizer. *Desalination*, **214**(1–3), 200–214.
- El-Bourawi M. S., Ding Z., Ma R., & Khayet M. (2006). A framework for better understanding membrane distillation separation process. *Journal of Membrane Science*, **285**(1–2), 4–29.

- EL-Bourawi M. S., Khayet M., Ma R., Ding Z., Li Z., & Zhang X. (2007). Application of vacuum membrane distillation for ammonia removal. *Journal of Membrane Science*, **301**(1–2), 200–209.
- Ender V. (2015). „Wasseraufbereitung“ in *Praktikum Physikalische Chemie*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 101–153. [online] http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-45470-1_3 (Zugegriffen 7. Juni 2017).
- Entwurf DWA-M 767 (2017). *Entwurf Merkblatt DWA-M 767, Abwasser aus Schlacht- und Fleischverarbeitungsbetrieben*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef, Deutschland.
- Erisman J. W., Galloway J., Seitzinger S., Bleeker A., & Butterbach-Bahl K. (2011). Reactive nitrogen in the environment and its effect on climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **3**(5), 281–290.
- European Commission (2016). Technology Readiness Level (TRL). [online] <https://ec.europa.eu/research/participants/portal/desktop/en/support/faqs/faq-2890.html> (Zugegriffen 9. Mai 2017).
- European Energy Exchange AG (2017). European Emission Allowances Auction (EUA). [online] <https://www.eex.com/de/marktdaten/umweltprodukte/auktionsmarkt/european-emission-allowances-auction#!/2017/12/15> (Zugegriffen 27. Juli 2017).
- European Union (2010). *Making sustainable consumption and production a reality: A guide for business and policy makers to Life Cycle Thinking and Assessment*, Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.) (2013). *Leitfaden Biogas: von der Gewinnung zur Nutzung; Bioenergie*, Gülzow-Prüzen.
- Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (2007). *Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker- und Grünland*, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Wien.
- FAO (2017). FAOSTAT. [online] <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Zugegriffen 3. Mai 2017).
- FAO (2016). *World fertilizer trends and outlook to 2019*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.
- Farkaš A., Rožić M., & Barbarić-Mikočević ž. (2005). Ammonium exchange in leakage waters of waste dumps using natural zeolite from the Krapina region, Croatia. *Journal of Hazardous Materials*, **117**(1), 25–33.
- Farm Futures (2017). Weekly Fertilizer Review. [online] <http://www.farmfutures.com/story-weekly-fertilizer-review-0-30765> (Zugegriffen 14. August 2017).

- Fewtrell L. (2004). Drinking-Water Nitrate, Methemoglobinemia, and Global Burden of Disease: A Discussion. *Environmental Health Perspectives*, **112**(14), 1371–1374.
- Flotats X., Foged H. L., Bonmatí Blasi A., Palatsi J., Magrí A., & Schelde K. M. (2011). *Technical Report No. II concerning „Manure Processing Activities in Europe“ to the European Commission, Directorate-General Environment*, [online] http://agro-technology-atlas.eu/docs/21010_technical_report_II_manure_processing_technologies.pdf (Zugegriffen 8. August 2017).
- Förstner U. (2012). *Umweltschutztechnik*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-22973-2> (Zugegriffen 28. März 2017).
- Förtsch G. & Meinholz H. (2014). *Handbuch Betrieblicher Gewässerschutz*, Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-658-03324-8> (Zugegriffen 5. April 2017).
- Fricke K. (2009). *Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Galloway J. N., Aber J. D., Erisman J. W., Seitzinger S. P., Howarth R. W., Cowling E. B., & Cosby B. J. (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, **53**(4), 341–356.
- Galloway J. N., Dentener F. J., Capone D. G., Boyer E. W., Howarth R. W., Seitzinger S. P., Asner G. P., Cleveland C. C., Green P. A., Holland E. A., Karl D. M., Michaels A. F., Porter J. H., Townsend A. R., & Vöosmarty C. J. (2004). Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*, **70**(2), 153–226.
- Galloway J. N., Townsend A. R., Erisman J. W., Bekunda M., Cai Z., Freney J. R., Martinelli L. A., Seitzinger S. P., & Sutton M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, **320**(5878), 889–892.
- García-González M. C. & Vanotti M. B. (2015). Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH. *Waste Management*, **38**, 455–461.
- García-González M. C., Vanotti M. B., & Szogi A. A. (2015). Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of aeration. *Journal of Environmental Management*, **152**, 19–26.
- Gebel J., Frye A., Kollbach J. S., & Dahm W. (1994). Ammoniakrecycling aus den Prozesswässern der Schlammwässerung - ein Beitrag zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit kommunaler Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser*, **41**(4), 576–584.
- GEMIS (2012). *Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme*, IINAS - Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalyse und -strategien.

- Gesellschaft für nachhaltige Stoffnutzung mbH (2017). GNS-Verfahren. [online] <http://www.gns-halle.de/gaerrestaubbereitung.html> (Zugegriffen 28. Juni 2017).
- GESTIS Stoffdatenbank GESTIS Stoffdatenbank. IFA - Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. [online] [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/001750.xml?f=templates\\$fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/001750.xml?f=templates$fn=default.htm$3.0) (Zugegriffen 11. Jänner 2018).
- Gotvajn A. Ž., Tišler T., & Zagorc-Končan J. (2009). Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, **162**(2–3), 1446–1456.
- Guaya D., Valderrama C., Farran A., & Cortina J. L. (2017). Simultaneous nutrients (N,P) removal by using a hybrid inorganic sorbent impregnated with hydrated manganese oxide. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **5**(2), 1516–1525.
- Gujer W. (2007). *Siedlungswasserwirtschaft*, Springer, Berlin.
- Güngör-Demirci G. & Demirer G. N. (2004). Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. *Bioresource Technology*, **93**(2), 109–117.
- van Haandel A. & van der Lubbe J. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment: Second Edition*, IWA Publishing.
- Hasanoğlu A., Romero J., Pérez B., & Plaza A. (2010). Ammonia removal from wastewater streams through membrane contactors: Experimental and theoretical analysis of operation parameters and configuration. *Chemical Engineering Journal*, **160**(2), 530–537.
- Hedbrant J. & Sörme L. (2001). Data vagueness and uncertainties in urban heavy-metal data collection. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, **1**(3), 43–53.
- Hedström A. (2001). Ion exchange of ammonium in zeolites: a literature review. *Journal of environmental engineering*, **127**(8), 673–681.
- Hlavay J., Vigh G., Olaszi V., & Inczedy J. (1982). Investigations on natural Hungarian zeolite for ammonia removal. *Water Research*, **16**(4), 417–420.
- Höhndorf M. (2003). Stickstoffrückbelastung und chemisch physikalische Prozesswasserbehandlung.
- IFA (2017). Production & International Trade. International Fertilizer Association. [online] http://www.fertilizer.org//En/Statistics/PIT_Excel_Files.aspx (Zugegriffen 13. März 2017).
- IFA (2007). *Sustainable management of the nitrogen cycle in agriculture and mitigation of reactive nitrogen side effects*, International Fertilizer Industry Association, Paris.

- INCOPA (2014). *Life Cycle Analysis of Leading Coagulants: Executive Summary*, Prof. Erhard Hoffmann, Karlsruher Institut für Technologie. [online] http://incopa.org/images/Documents/INCOPA_LCA_Executive_Summary_web.pdf (Zugegriffen 27. Juli 2017).
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Ippersiel D., Mondor M., Lamarche F., Tremblay F., Dubreuil J., & Masse L. (2012). Nitrogen potential recovery and concentration of ammonia from swine manure using electro dialysis coupled with air stripping. *Journal of Environmental Management*, **95**, S165–S169.
- Jaffer Y., Clark T. A., Pearce P., & Parsons S. A. (2002). Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Research*, **36**(7), 1834–1842.
- Jahn L., Haslinger J., Krampe J., Walder C., Prösl A., & Lahnsteiner J. (2017). Mikrosiebung als innovative Technologie für die energetische Nutzung des Abwassers. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, **69**(9–10), 369–377.
- Kabdaslı I., Tünay O., Öztürk I., Yılmaz S., & Arıkan O. (2000). Ammonia removal from young landfill leachate by magnesium ammonium phosphate precipitation and air stripping. *Water science and technology*, **41**(1), 237–240.
- Kainz H., Kauch E. P., & Renner H. (2002). *Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft*, Manz Verlag Schulbuch GmbH, Wien.
- Kaltschmitt M., Hartmann H., & Hofbauer H. (Hrsg.) (2009). *Energie aus Biomasse*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-85095-3> (Zugegriffen 6. Jänner 2018).
- Kaminsky W. (1983). Verfahren zur Entschwefelung von Rauchgas. *Chemie Ingenieur Technik*, **55**(9), 667–679.
- Kautter C. T. & Leitenberger W. (1953). Großtechnische Herstellung von Cyanwasserstoff nach Andrussow. *Chemie Ingenieur Technik*, **25**(12), 697–768.
- Klein D. (2015). *Bewertung von Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung im Gesamtsystem aus Abwasserreinigung und Landwirtschaft*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Braunschweig, D.
- Konstantin P. (2013). *Praxisbuch Energiewirtschaft*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-37265-0> (Zugegriffen 12. Jänner 2018).

- Kraus F. & Kabbe C. (2017). Phosphorrückgewinnung in der Praxis - so funktioniert es in den Niederlanden. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, **64**(2), 96–98.
- Krois C. (2016). Entwicklung eines Tools zur Bewertung konventioneller und neuartiger Technologien auf kommunalen Abwasserreinigungsanlagen.
- Kumar R. & Pal P. (2015). Assessing the feasibility of N and P recovery by struvite precipitation from nutrient-rich wastewater: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**(22), 17453–17464.
- Kunst W. (2013). Einsatz von Membrankontaktoren zur direkten Ammonium-Rückgewinnung aus Zentratwasser.
- Kurpjuweit H. (2011). Grundlagen der Stickstoffdüngung. *Lohnunternehmen*, (12/2011), 40–44.
- Latscha H. P. & Kazmaier U. (2016). *Chemie für Biologen*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-47784-7> (Zugegriffen 24. April 2017).
- Lauterböck B., Ortner M., Haider R., & Fuchs W. (2012). Counteracting ammonia inhibition in anaerobic digestion by removal with a hollow fiber membrane contactor. *Water Research*, **46**(15), 4861–4869.
- Leakovic S., Mijatovic I., Cerjan-Stefanovic S., & Hodzic E. (2000). Nitrogen Removal from Fertilizer Wastewater by Ion Exchange. *Water Research*, **34**(1), 185–190.
- LFZ Raumberg-Gumpenstein (2011). *Emissionen - Gülleausbringung, -lager*, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Raumberg.
- LGBl. Nr. 39/2015 (2015). *Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 20. Mai 2015, mit der ein Regionalprogramm zum Schutz der Grundwasserkörper Grazer Feld, Leibnitzer Feld und Unteres Murtal erlassen und Schongebiete bestimmt werden*,
- Liberti L., Limoni N., Lopez A., Passino R., & Boari G. (1986). The 10 m³ h⁻¹ RIM-NUT demonstration plant at West Bari for removing and recovering N and P from wastewater. *Water Research*, **20**(6), 735–739.
- Liebi C. (2014). Stickstoff aus Abwasser liefert wertvollen Handelsdünger. *KA-Betriebs-Info*, Informationen für das Betriebspersonal von Abwasseranlagen, **44**, 2184–2187.
- Lind B.-B., Ban Z., & Bydén S. (2000). Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite. *Bioresource Technology*, **73**(2), 169–174.
- LK Nordrhein-Westfalen (2015). Stickstoffdüngemittel. [online] <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/n-duengemittel-pdf.pdf>.

- LTZ (2008). *Inhaltsstoffe in Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung*, Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ), Karlsruhe, Deutschland.
- Mackinnon I. D. R., Barr K., Miller E., Hunter S., & Pinel T. (2003). Nutrient removal from wastewaters using high performance materials. *Water Science and Technology*, **47**(11), 101–107.
- Mani F., Peruzzini M., & Stoppioni P. (2006). CO₂ absorption by aqueous NH₃ solutions: speciation of ammonium carbamate, bicarbonate and carbonate by a ¹³C NMR study. *Green Chemistry*, **8**(11), 995.
- ManureEcoMine (2017). ManureEcoMine. [online] <http://www.manureecomine.ugent.be/> (Zugegriffen 23. Mai 2017).
- Marañón E., Ulmanu M., Fernández Y., Anger I., & Castrillón L. (2006). Removal of ammonium from aqueous solutions with volcanic tuff. *Journal of Hazardous Materials*, **137**(3), 1402–1409.
- McLeod A., Jefferson B., & McAdam E. J. (2014). Biogas upgrading by chemical absorption using ammonia rich absorbents derived from wastewater. *Water Research*, **67**, 175–186.
- Melin T. & Rautenbach R. (2007). *Membranverfahren - Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Milán Z., Sánchez E., Weiland P., Borja R., Martín A., & Ilangovan K. (2001). Influence of different natural zeolite concentrations on the anaerobic digestion of piggery waste. *Bioresource Technology*, **80**, 37–43.
- Montag D. (2008). Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunalen Kläranlagen.
- Morck T. (2011). *Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse*, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe.
- Norddahl B., Horn V. G., Larsson M., du Preez J. H., & Christensen K. (2006). A membrane contactor for ammonia stripping, pilot scale experience and modeling. *Desalination*, **199**(1–3), 172–174.
- Nowak O. (2000). Bilanzierung in der Abwasserreinigung.
- Nowak O. (2017). Interview zum Thema „Flotation“.
- Ortwein B. (2016). AirPrex(R) - ein Verfahren zur Schlammoptimierung mit der Option der Phosphat-Rückgewinnung. [online] http://www.thermolyphos.de/wp-content/uploads/2016/11/2-4-AirPrex_Thermolyphos.pdf (Zugegriffen 10. Oktober 2017).

- Ostara Nutrient Recovery Technologies, Inc. (2017). Crystal Green(R). [online] http://ostara.com/wp-content/uploads/2017/04/EU_Ostara_CrystalGreen_Handout_170405.pdf (Zugegriffen 10. Juli 2017).
- Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc. (2017). Ostara - Nutrient Management Solutions. [online] <http://ostara.com/nutrient-management-solutions/> (Zugegriffen 20. Juni 2017).
- Ouki S. K. & Kavannagh M. (1997). Performance of natural zeolites for the treatment of mixed metal-contaminated effluents. *Waste Management & Research*, **15**(4), 383–394.
- ÖWAV (2015). *Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft 2016*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich.
- Parravicini V. & Svardal K. (2015). Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung. *Wiener Mitteilungen*, **232**, 183–204.
- Pell Frischmann Consultants Ltd (2012). *Enhancement and treatment of digestates from anaerobic digestion*, Waste & Resources Action Programme (WRAP), UK. [online] http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Digestates%20from%20Anaerobic%20Digestion%20A%20review%20of%20enhancement%20techniques%20and%20novel%20digestate%20products_0.pdf (Zugegriffen 11. Juli 2017).
- Persson M., Jönsson O., & Wellinger A. (2006). „Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection“ in IEA Bioenergy task., 1–34.
- Peter Briner AG (2012). Annerkennungspreis erhalten. 10 min, (2012). [online] http://www.pe-briner.ch/dateien/downloads/PDF%20DOWNLOADS/10_MIN_2012.pdf.
- PFI, ISAH Leibniz Universität Hannover, & ISW TU Braunschweig (2012). *Wissenschaftliche Begleitung der großtechnischen Anwendung der Seaborne-Technologie auf der Kläranlage Gifhorn - Abschlussbericht*, Hannover, Deutschland.
- Qtaishat M. R. & Banat F. (2013). Desalination by solar powered membrane distillation systems. *Desalination*, **308**, 186–197.
- Randall D. J. & Tsui T. K. N. (2002). Ammonia toxicity in fish. *Marine pollution bulletin*, **45**(1), 17–23.
- Rautenbach R., Gebel J., Frye A., Kollbach J. S., & Dahm W. (1995). Bilanzierung einer Ammoniak-Strippkolonne unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammoniak/Ammonium. *Korrespondenz Abwasser*, **42**(1), 48–55.
- Remy C. (2017). Präsentation „Full scale demonstration of energy positive sewage treatment plant concepts towards market penetration“; POWERSTEP Summer School.

- Ritz J., Fuchs H., Kieczka H., & Moran W. C. (2012). „Caprolactam“ in Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co., Weinheim.
- Rolink D. (2013). Gärreste vermarkten: Separieren reicht nicht. *top agrar*, 114–118.
- Rosenwinkel K.-H., Kroiss H., Dichtl N., Seyfried C.-F., & Weiland P. (Hrsg.) (2015). *Anaerobtechnik*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-24895-5> (Zugegriffen 3. April 2017).
- RVT Process Equipment GmbH (2015). Ammonia Recovery Plants. [online] <http://www.rvtpe.com/ammonia-recovery-plants/?lang=en> (Zugegriffen 28. Juni 2017).
- Sagoe I. (2009). Möglichkeiten der Nährstoffrückgewinnung und Düngerproduktion aus Abwasser.
- Sancho I., Licon E., Valderrama C., de Arespacochaga N., López-Palau S., & Cortina J. L. (2017). Recovery of ammonia from domestic wastewater effluents as liquid fertilizers by integration of natural zeolites and hollow fibre membrane contactors. *Science of The Total Environment*, **584–585**, 244–251.
- Sarioglu M. (2005). Removal of ammonium from municipal wastewater using natural Turkish (Dogantepe) zeolite. *Separation and Purification Technology*, **41**(1), 1–11.
- Schlesinger W. H. & Bernhardt E. S. (2013). „The Global Cycles of Nitrogen and Phosphorus“ in *Biogeochemistry - An Analysis of Global Change*. Elsevier Inc., Oxford, UK, 445–467.
- Schröpel R. & Henkelmann G. (2006). Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Präparate auf Rindergülle.
- Schumann U. & Huntrieser H. (2007). The global lightning-induced nitrogen oxides source. *Athmospheric Chemistry and Physics*, **7**, 3823–3907.
- Siegrist H. (2017). Präsentation „Recovery of Nitrogen from Wastewater by Membrane Stripping at WWTPs and Production of a marketable Nitrogen Fertilizer Product“; POWERSTEP Summer School.
- Smil V. (2001). *Enriching the Earth - Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- Smil V. (1999). Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles*, **13**(2), 647–662.

- Sprynskyy M., Lebedynets M., Terzyk A. P., Kowalczyk P., Namieśnik J., & Buszewski B. (2005a). Ammonium sorption from aqueous solutions by the natural zeolite Transcarpathian clinoptilolite studied under dynamic conditions. *Journal of Colloid and Interface Science*, **284**(2), 408–415.
- Sprynskyy M., Lebedynets M., Zbytniewski R., Namiesnik J., & Buszewski B. (2005b). Ammonium removal from aqueous solution by natural zeolite, Transcarpathian mordenite, kinetics, equilibrium and column tests. *Separation and Purification Technology*, **46**(3), 155–160.
- StadtLABOR Graz (2014). Projektbeschreibung und Förderungsansuchen „ARHES-B“.
- STATISTIK AUSTRIA (2017). Statistik - Preise. [online] https://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/preise/index.html (Zugegriffen 15. Dezember 2017).
- Stewart W. M. & Roberts T. L. (2012). Food Security and the Role of Fertilizer in Supporting it. *Procedia Engineering*, **46**, 76–82.
- Sun Y. & Cheng J. (2002). Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review. *Bioresource technology*, **83**(1), 1–11.
- SYSTEMIC Project (2018). SYSTEMIC - Circular solutions for biowaste. [online] <https://systemicproject.eu/> (Zugegriffen 26. Jänner 2018).
- Tada C., Yang Y., Hanaoka T., Sonoda A., Ooi K., & Sawayama S. (2005). Effect of natural zeolite on methane production for anaerobic digestion of ammonium rich organic sludge. *Bioresource Technology*, **96**(4), 459–464.
- Tampio E., Marttinen S., & Rintala J. (2016). Liquid fertilizer products from anaerobic digestion of food waste: mass, nutrient and energy balance of four digestate liquid treatment systems. *Journal of Cleaner Production*, **125**, 22–32.
- Tan X., Tan S. P., Teo W. K., & Li K. (2006). Polyvinylidene fluoride (PVDF) hollow fibre membranes for ammonia removal from water. *Journal of Membrane Science*, **271**(1–2), 59–68.
- Tanabe Y. & Nishibayashi Y. (2013). Developing more sustainable processes for ammonia synthesis. *Coordination Chemistry Reviews*, **257**(17–18), 2551–2564.
- Thornton A., Pearce P., & Parsons S. A. (2007a). Ammonium removal from digested sludge liquors using ion exchange. *Water Research*, **41**(2), 433–439.
- Thornton A., Pearce P., & Parsons S. A. (2007b). Ammonium removal from solution using ion exchange on to MesoLite, an equilibrium study. *Journal of Hazardous Materials*, **147**(3), 883–889.

- TRG Cyclamin GmbH (2017). Sicherheitsdatenblatt Schwefelsäure. [online] <http://www.trg-cyclamin.de/pdf/sdb%20sre%2070.pdf> (Zugegriffen 29. Juni 2017).
- UBC, Kommission für Umwelt (2012). *Bewährte Verfahren in der Schlammbehandlung*, Union der Ostseestädte (UBC), Kommission für Umwelt, Turku, Finnland.
- Ulbricht M., Schneider J., Stasiak M., & Sengupta A. (2013). Ammonia Recovery from Industrial Wastewater by TransMembraneChemiSorption. *Chemie Ingenieur Technik*, **85**(8), 1259–1262.
- Uludag-Demirer S., Demirer G. N., & Chen S. (2005). Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochemistry*, **40**(12), 3667–3674.
- UNEP & WHRC (2007). *Reactive Nitrogen in the Environment: Too Much or Too Little of a Good Thing*, United Nations Environment Programme, Paris.
- U.S. Geological Survey (2015). USGS Minerals Information. [online] <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/historical-statistics/#nitrogen> (Zugegriffen 10. März 2017).
- Uysal A., Demir S., Sayilgan E., Eraslan F., & Kucukyumuk Z. (2014). Optimization of struvite fertilizer formation from baker's yeast wastewater: growth and nutrition of maize and tomato plants. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**(5), 3264–3274.
- Vallei en Veluwe (2016). *Dutch Waterboard Opens Europe's first Nutrient Recovery Facility Recovering Nutrients from Wastewater to Produce a High-Value Fertiliser*, Amersfoort, NL; Vancouver, British Columbia, CA. [online] http://ostara.com/wp-content/uploads/2016/06/OstaraEliquo_NRF_FinalNewsRelease.pdf (Zugegriffen 10. Juli 2017).
- Vaneeckhaute C., Lebuf V., Michels E., Belia E., Vanrolleghem P. A., Tack F. M. G., & Meers E. (2017). Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste and Biomass Valorization*, **8**(1), 21–40.
- Vanotti M. B., Dube P. J., Szogi A. A., & García-González M. C. (2017). Recovery of ammonia and phosphate minerals from swine wastewater using gas-permeable membranes. *Water Research*, **112**, 137–146.
- Verband der deutschen Getreideverarbeiter und Stärkehersteller - VDGS e.V. (2017). Zahlen & Daten zur deutschen Stärke-Industrie. [online] <http://www.staerkeverband.de/html/zahlen.html> (Zugegriffen 3. November 2017).
- Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 (2003). *Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel*,

- Verstraete W., Van de Caveye P., & Diamantis V. (2009). Maximum use of resources present in domestic "used water". *Bioresource Technology*, **100**(23), 5537–5545.
- Vinnolit GmbH & Co. KG (2011). Produktinformation Natronlauge NaOH 50%. [online] [https://www.vinnolit.com/vproducts.nsf/allPages/AB-FAEBE370FB677AC12573B1004F02C6/\\$file/Produkt-datenblatt%20NaOH50-de_02.02.2011.pdf?open](https://www.vinnolit.com/vproducts.nsf/allPages/AB-FAEBE370FB677AC12573B1004F02C6/$file/Produkt-datenblatt%20NaOH50-de_02.02.2011.pdf?open) (Zugegriffen 29. Juni 2017).
- Vitousek P. M., John Aber, Robert W. Howarth, Likens G. E., Pamela A. Matson, Schindler D. W., Schlesinger W. H., & Tilman G. D. (1997). Human Alterations of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences. *Ecological Applications*, **7**(3), 737–750.
- Wagner S. C. (2011). Biological Nitrogen Fixation. *Nature Education Knowledge*, **3**(10). [online] <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/biological-nitrogen-fixation-23570419> (Zugegriffen 24. April 2017).
- Wang J., Xin D., Hou X., Wu J., Fan X., Li K., & Zhang J. (2016). Structural properties and hydrolysabilities of Chinese Pennisetum and Hybrid Pennisetum: Effect of aqueous ammonia pretreatment. *Bioresource Technology*, **199**, 211–219.
- Wang X., Zhang X., Wang Y., Du Y., Feng H., & Xu T. (2015). Simultaneous recovery of ammonium and phosphorus via the integration of electrodialysis with struvite reactor. *Journal of Membrane Science*, **490**, 65–71.
- Wang Y.-F., Lin F., & Pang W.-Q. (2007). Ammonium exchange in aqueous solution using Chinese natural clinoptilolite and modified zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, **142**(1–2), 160–164.
- Weatherley L. R. & Miladinovic N. D. (2004). Comparison of the ion exchange uptake of ammonium ion onto New Zealand clinoptilolite and mordenite. *Water Research*, **38**(20), 4305–4312.
- Wendland M., Demmel M., & Nesper S. (2014). „Pflanzenernährung und Düngung“ in Landwirtschaftlicher Pflanzenbau. BLV Buchverlag GmbH & Co. KG, München.
- Wenger K. (2011). Recycling-Dünger aus der Kläranlage. *Tages-Anzeiger*. [online] <https://www.tagesanzeiger.ch/zuerich/RecyclingDuenger-aus-der-Klaeranlage/story/11605189> (Zugegriffen 15. Dezember 2017).
- WHO (2011). *Nitrate and Nitrite in Drinking-Water*, World Health Organization. [online] http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitratenitrite2ndadd.pdf (Zugegriffen 23. März 2017).
- Wirthensohn T., Waeger F., Jelinek L., & Fuchs W. (2009). Ammonium removal from anaerobic digester effluent by ion exchange. *Water Science & Technology*, **60**(1), 201.
- Yara (2014). *Yara Fertilizer Industry Handbook*, Oslo, Norwegen.

- Zhang D., Chen Y., Jilani G., Wu W., Liu W., & Han Z. (2012). Optimization of struvite crystallization protocol for pretreating the swine wastewater and its impact on subsequent anaerobic biodegradation of pollutants. *Biore-source Technology*, **116**, 386–395.
- Zhang L. & Jahng D. (2010). Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *Journal of Hazardous Materials*, **182**(1–3), 536–543.
- Zhuang Q., Clements B., & Li Y. (2012). From ammonium bicarbonate fertilizer production process to power plant CO₂ capture. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, **10**, 56–63.

Anhang

Anhang A – Stickstofffixierung	A-ii
Anhang B – Methodik Technologische Bewertung	A-iii
Anhang C – Daten Technologien der N-Rückgewinnung	A-v
C.1 – Luftstrippung	A-v
C.2 – Membrandestillation	A-vi
C.3 – MAP-Fällung	A-vii
Anhang D – Technologische Bewertung	A-ix
Anhang E – Daten Ökonomische Bewertung	A-xv
E.1 – Grundlagen	A-xv
E.2 – Erlöse	A-xvi
E.3 – Investitionskosten	A-xviii
E.4 – Laufende Kosten	A-xxxvii
E.5 – Analyse	A-xxxviii
Anhang F – Daten Ökologische Bewertung	A-xli

Anhang A – Stickstofffixierung

In Tabelle A-1 sind die Mengen für natürlich und anthropogen fixierten Stickstoff und die dazugehörigen Quellen angegeben.

Tabelle A-1: Mengen und zugehörige Quellen an natürlich und anthropogen fixiertem Stickstoff

Natürlich fixierter Stickstoff					
Art	1860	1995	2014	2050	Quelle
Blitzschlag	5	5	5	5	Schumann & Huntrieser (2007)
BNF-terrestrisch	120	107	104 ^{*)}	98	Galloway et al. (2004)
BNF-aquatisch	121	121	121	121	Galloway et al. (2004)
Summe	246	233	230	224	
Anthropogen fixierter Stickstoff					
Art	1860	1995	2014	2050	Quelle
Ammoniak-Synthese	0 ¹⁾	100 ²⁾	145 ²⁾	165 ¹⁾	¹⁾ Galloway et al. (2004) ²⁾ U.S. Geological Survey (2015)
BNF-Anbau	15 ¹⁾	33 ²⁾	41 ^{*)}	50 ¹⁾	¹⁾ Galloway et al. (2004) ²⁾ Smil (1999)
Verbrennung fossiler Rohstoffe	0,3	24,5	30,0 ^{*)}	52,2	Galloway et al. (2004)
Summe	15	158	218	267	

^{*)} interpoliert aus vorhandenen Daten

Anhang B – Methodik der technologischen Bewertung

Tabelle B-1 gibt eine detaillierte Beschreibung der technologischen Bewertung von Technologien.

Tabelle B-1: Beschreibung der Kriterien für die technologische Bewertung

Stand der Umsetzung	
Großtechnische Anlage	Anlage, die so weit optimiert ist und schon mehrfach umgesetzt wurde, dass über einen langen Zeitraum kontrolliert Nährstoffe rückgewonnen werden.
Demonstrationsanlage	Anlage, die erstmalig in einer Größe umgesetzt wird, dass ein gesamter Stoffstrom behandelt werden kann.
Pilotanlage	Ein Verfahren wird im kleinen Maßstab umgesetzt, um Erkenntnisse aus dem Labormaßstab z.B. direkt auf der ARA und im Dauerbetrieb sowie in Teilströmen zu gewinnen. Ziel ist ein kontinuierlicher und kontrollierter Betrieb sowie die Optimierung der Prozesse.
Labormaßstab	Versuche werden im Labor mit geringen Mengen durchgeführt, erste Erkenntnisse über die Prozessabläufe
Komplexität	
<i>Wie viele Prozessschritte sind notwendig?</i>	
3	1 – 2 Prozessschritte
2	3 – 5 Prozessschritte
1	> 5 Prozessschritte
Implementierung	
<i>Sind Veränderungen, der Neubau von Anlagenteilen in bestehenden Prozessen notwendig? Wie hoch ist der Platzbedarf? Müssen die Mitarbeiter bestimmte Qualifikationen aufweisen?</i>	
3	Keine Modifikation notwendig, geringer Platzbedarf
2	Geringfügige Modifikationen notwendig oder keine Modifikation und mittlerer Platzbedarf
1	Maßgebliche Eingriffe in die bestehende Prozessstruktur notwendig
Wartungsaufwand	
<i>Ist regelmäßig ein manuelles Eingreifen notwendig? Wie oft sind Revisionsarbeiten durchzuführen? Wie hoch ist der Personalaufwand?</i>	
3	Automatisierter Betrieb mit geringem Personalaufwand
2	Regelmäßiges manuelles Eingreifen mit geringem Zeitaufwand
1	Wartungsintensive Prozessschritte

Anhang B – Methodik der technologischen Bewertung

Ressourcenbedarf	
<i>Welche Ressourcen sind erforderlich? – ausgenommen sind Ressourcen, die im Endprodukt verarbeitet sind; berücksichtigt werden z.B. Chemikalien zur pH-Wert Anpassung und Reinigung, Reinwasser, thermische und elektrische Energie</i>	
3	1 – 2 Ressourcen
2	3 – 4 Ressourcen
1	> 4 Ressourcen
Abtrenngrad Technologie	
Abtrennung des Stickstoffs aus dem Stoffstrom in Prozent vom Zulauf bei dem Verfahren	

Anhang C – Betriebsdaten für die N-Rückgewinnung

In diesem Abschnitt sind die im Rahmen der Literaturrecherche erhobenen Betriebsdaten für die unterschiedlichen Technologien der N-Rückgewinnung angeführt.

C.1 – Luftstrippung

Tabelle C-1: Luftstrippung – Daten Betriebsparameter

Anlage/Hersteller	Anpassung pH-Wert	pH-Wert	Temperatur [°C]	Q _G /Q _L	Quelle
ARA Spittal/Drau (Ö)	NaOH	8,0-8,2	52-55	880	Ebner (2017)
ARA Kloten/Opfikon (CH)	CO ₂ -Stripper, NaOH	9,3-9,5	60	700	Boehler et al. (2015)
AMFER, Fa. Colsen (NL)	?	?	60-70	?	Eekert et al., (2012); Colsen Group (2017)
ARA Gifhorn (D)	NaOH	10	55	?	PFI et al. (2012)
ARA Cuxhaven (D)	NaOH	?	70	1000	Sageo (2009)
Bereich		8-10	50-70	700-1000	

Tabelle C-2: Luftstrippung – Daten NaOH

NaOH 50%			
Annahme: 0,9 kg N können per m ³ zurückgewonnen werden			
Dichte NaOH 50%: 1,5 kg/L (Vinnolit GmbH & Co. KG, 2011)			
	Menge	Einheit	Quelle, ursprüngliche Einheit
VARA Spittal/Drau (Ö)	5,3 - 5,9	[kg/m ³]	Ebner (2017), [L/m ³]
ARA Kloten/Opfikon (CH)	7,4 - 8,4	[kg/m ³]	Boehler et al. (2015), [L/kg N _{rück}]
Klärwerk Steinhof/Braunschweig (Auslegung)	5,0 - 6,0	[kg/m ³]	Klein (2015), [kg/m ³]
DWA Arbeitsbericht	3,2 - 4,1	[kg/m ³]	DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004), [kg/kg N _{rück}]
Bereich	3,2 - 8,4	[kg/m³]	

Anhang C – Betriebsdaten für die N-Rückgewinnung

Tabelle C-3: Luftstrippung – Daten H₂SO₄

H₂SO₄ 70%			
Annahme: 0,9 kg N können per m ³ zurückgewonnen werden			
Dichte H ₂ SO ₄ 70%: 1,61 kg/L (TRG Cyclamin GmbH, 2017)			
Dichte H ₂ SO ₄ 96%: 1,84 kg/L (BMLFUW, 2014b)			
	Menge	Einheit	Quelle, ursprüngliche Einheit, Konzentration
VARA Spittal/Drau (Ö)	5,2	[kg/kg N _{rück}]	Ebner (2017), [L/m ³], 70%
KW Steinhof/Braunschweig (Auslegung)	4,9	[kg/kg N _{rück}]	Klein (2015), [L/kg N _{rück}], 96%
Stöchiometrischer Bedarf (S:N = 1:2)	5,0	[kg/kg N _{rück}]	Eigene Berechnungen
Bereich	5,0 - 5,2	[kg/kg N_{rück}]	

Tabelle C-4: Luftstrippung – Daten Energie

Anlage/Hersteller	Energie – elektrisch [kWh/m³]	Energie – thermisch [kWh/m³]	Quelle
VARA Spittal/Drau (Ö)	2,5	6,5	Ebner (2017)
KW Steinhof/Braunschweig (D) – Auslegung	2,0	6,0-10,0	Klein (2015)
	1,5 - 1,8	8,0-10,0	DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004)
Bereich	1,5 - 2,5	6,0-10,0	

C.2 – Membrandestillation

Tabelle C-5: Membrandestillation – Daten Betriebsparameter

Anlage/Hersteller	Anpassung pH-Wert	pH-Wert	Temperatur [°C]	Quelle
ARA Yverdon (CH)	CO ₂ -Stripper, NaOH	9,4-9,5	45	Siegrist (2017)
ARA Neugut (CH), Pilotanlage	NaOH	10,2	42	Boehler et al. (2015)
Projekt „EnRecoTreat“	NaOH	10-11	60	AEE INTEC et al. (2016)
Bereich		9-11	40-60	

Tabelle C-6: Membrandestillation - Daten Energie

Anlage/Hersteller	Energie - elektrisch [kWh/m ³]	Energie - thermisch [kWh/m ³]	Quelle
Projekt „EnRecoTreat“	0,12	11,7 (80 °C)	AEE INTEC et al. (2016)
„Transit“ – Kunst Technology	0,15-0,20	5,4	Kunst (2013)
Luftstrippung (ähnliche Temperaturen)		6,0-10,0	
Bereich	0,12-0,20	6,0-10,0	

C.3 – MAP-Fällung

Tabelle C-7: MAP-Fällung – Daten Betriebsparameter

Verfahren/Hersteller	Vorbehandlung	pH-Wert	Mg:P	Aufenthaltszeit	Mg-Quelle
PEARL® Verfahren, Ostara® (CA)	-	7,3-7,6	1,05:1-1,1:1	8-12 d	MgCl ₂
PRISA Verfahren ¹⁾	-	9,5	1,3:1-1,5:1	0,5-1 h	MgO
DHV Crystalactor®, DHV Water B.V. (Procorp LLC Enterprise)	Phostrip, H ₂ SO ₄ -Kaskade	8	Ca:P 2:1-3:1	?	CaCO ₃ , Ca(OH) ₂
AirPrex® Verfahren, Berliner Wasserbetriebe (P.C.S. GmbH)	Luftstrippung	7,8-8,2	1,1:1-1,3:1	6 – 10 h	MgCl ₂
Stuttgarter Verfahren, ISWA Universität Stuttgart	Nasschem. Rücklösung (H ₂ SO ₄), Komplex. Störionen	8,0	1,5:1	1,5 – 2 h	MgO
Bereich		7,3-9,5	1,05:1-1,5:1	variabel	

¹⁾ Daten aus Montag (2008); alle anderen Daten aus den Einzelberichten zu Egle et al. (2014a)

Anhang C – Betriebsdaten für die N-Rückgewinnung

Tabelle C-8: MAP-Fällung – Daten Energie und NaOH

Verfahren/Hersteller	Energie - elektrisch		NaOH 100%	
	[kWh/m ³]	[kWh/kg P]	[kg/m ³]	[kg/kg P]
PEARL® Verfahren, Ostara® (CA)	0,5 – 1,3	6 – 15	0,02 – 0,05	0,2 – 0,6
PRISA Verfahren ¹⁾	0,2	2,6	0,04 – 0,05	0,4 – 0,5
DHV Crystalactor®, DHV Water B.V. (Procorp LLC Enterprise)	0,5	5,1	0,1	0,9
AirPrex® Verfahren, Berlin ner Wasserbetriebe (P.C.S. GmbH)	0,7	7,5	-	-
Stuttgarter Verfahren, ISWA Universität Stuttgart	0,6	6,2	?	6,7
Bereich	0,2-1,3	2,6-15	0,02-0,1	0,2-6,7

¹⁾ Daten aus Montag (2008); alle anderen Daten aus den Einzelberichten zu Egle et al. (2014a)

Anhang D – Technologische Bewertung

In den folgenden Tabellen ist die detaillierte technologische Bewertung der ausgewählten Technologien dargestellt. In der zweiten Spalte „DGL“ wird die Qualität der Datengrundlage (DGL) für die einzelnen Quellen bewertet (vgl. Kapitel 3.4.1.1) und in der dritten Spalte „DGL ges.“ wird eine Gesamtbewertung der Qualität der DGL für die jeweilige Kategorie abgegeben.

Tabelle D-1: Technologische Bewertung – Luftstrippung

Quellen	DGL	DGL ges.	Informationen	Bewertung
Stand der Umsetzung				
(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++	++	Großtechnische Anlage auf der ARA Kloten/Opfikon	Großtechnische Anlage
(Ebner, 2017) – Persönliche Korrespondenz	+		Großtechnische Anlage auf der VARA Spittal/Drau	
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++		Zusammenstellung div. großtechnischer Anlagen	
Komplexität				
(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++	++	Filter – Erwärmung – pH-Wert Anpassung (Chemikalien-Dosierung + evt. CO ₂ -Strippung) – Strippung – Wäsche – Aufbereitung Endprodukt → 6 Prozessschritte	1
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++			
(Rosenwinkel et al., 2015) – Fachbuch	++			
Implementierung				
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++	++	Einbau in die Rückführung des Prozesswassers, keine Veränderungen der bestehenden Prozesse, geringer Platzbedarf für die Kolonnen	3
(Rosenwinkel et al., 2015) – Fachbuch	++			
(UBC, Kommission für Umwelt, 2012) - Projektbericht	++			
(Ebner, 2017) – Persönliche Korrespondenz	+			
(UBC, Kommission für Umwelt, 2012) - Projektbericht	++		Umfangreiches chemisches Wissen erforderlich	

Anhang D – Technologische Bewertung

Wartungsaufwand				
(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++	++	(Tägliche) Reinigung mit Säure um Verkrustungen, Ablagerungen zu entfernen Personalaufwand: 80 % einer Vollzeitstelle	2
(Ebner, 2017) – Persönliche Korrespondenz	+			
(Klein, 2015) – Schriftenreihe TU Braunschweig	++			
Ressourcenbedarf				
(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++	++	Lauge zur pH-Wert Anpassung, elektrische Energie, thermische Energie, Säure zur Reinigung → 4	2
(Ebner, 2017) – Persönliche Korrespondenz	+			
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++			
Abtrenngrad Technologie				
Vgl. Tabelle 4-18: Anwendungsbeispiele für die Luftstrippung	++	++		85 – 95 %
Wesentliche Vor- und Nachteile				
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++	++	Hohe Prozessstabilität	2
Siehe unter <i>Ressourcenbedarf</i> und <i>Komplexität</i>	++		Nachteile: hoher Ressourcenaufwand, komplexes Verfahren	

Tabelle D-2: Technologische Bewertung – Membrandestillation

Quellen	DGL	DGL ges.	Informationen	Bewertung
Stand der Umsetzung				
(Siegrist, 2017) – Präsentation Projekt „Powerstep“	++	++	Großtechnische Anlage auf der ARA Yverdon	Demonstrationsanlage
(Boehler et al., 2016; Siegrist, 2017) – Projekt „Powerstep“	++		Großtechnische Anlage in Bau auf der ARA Altenrhein	

(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++		Pilotanlage für Versuche im Vorfeld zur ARA Yverdon	
Platzer et al. (2016) – Projektbericht „En-RecoTreat“	+		Pilotanlage auf der ARA Gleisdorf	
Komplexität				
(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++	++	Filter – Erwärmung – pH-Wert Anpassung (Chemikalien-Dosierung + evt. CO ₂ -Strippung) – Membrandestillation – Aufbereitung Endprodukt → 5 Prozessschritte	2
(Boehler et al., 2016) – D4.2 Projekt „Powerstep“	++			
(Darestani et al., 2017) - Internat. Publikation	++			
Implementierung				
(Boehler et al., 2016) – D4.2 Projekt „Powerstep“	++	+	Einbau in die Rückführung des Prozesswassers, keine Veränderungen der bestehenden Prozesse; Platzbedarf abhängig von der Modulkonfiguration	3
(Ulbricht et al., 2013) – Internat. Publikation	++			
Platzer et al. (2016) – Projektbericht „En-RecoTreat“	+			
(Ebner, 2017) – Persönliche Korrespondenz	+			
(UBC, Kommission für Umwelt, 2012) - Projektbericht	+		Umfangreiches chemisches Wissen erforderlich	
Wartungsaufwand				
Keine Literatur	o	o		k.A.
Ressourcenbedarf				
(Boehler et al., 2015) – Internat. Publikation	++	++	Lauge zur pH-Wert Anpassung, elektrische Energie, thermische Energie → 3	2
(AEE INTEC et al., 2016) – Projektbericht „En-RecoTreat“	+			
Abtrenngrad Technologie				
Vgl. Tabelle 4-21: Anwendungsbeispiele für die Membrandestillation	++	++		90 – 95 %

Anhang D – Technologische Bewertung

Wesentliche Vor- und Nachteile				
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++	++	Hohe Prozessstabilität	2
(AEE INTEC et al., 2016) – Projektbericht „En-RecoTreat“	+		Geringer elektrischer Energiebedarf	
Siehe unter <i>Ressourcenbedarf</i> und <i>Komplexität</i>	++		Nachteile: hoher Ressourcenaufwand	

Tabelle D-3: Technologische Bewertung – MAP-Fällung

Quellen	DGL	DGL ges.	Informationen	Bewertung
Stand der Umsetzung				
(Egle et al., 2014a) – Studie TU Wien/BMLFUW	++	++	Diverse großtechnisch implementierte Verfahren	Großtechnische Anlage
(Kraus & Kabbe, 2017) – Korrespondenz Abwasser	++		Großtechnische Anlage auf der VARA Spittal/Drau	
Komplexität				
(Egle et al., 2014a) – Studie TU Wien/BMLFUW	++	++	(Evt. Vorbehandlung) – Filter – pH-Wert Anpassung – Fällung und Kristallisation – Aufbereitung Endprodukt → 4 Prozessschritte	2
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++			
(Kumar & Pal, 2015) – Internat. Publikation	++			
Implementierung				
(Egle et al., 2014a) – Studie TU Wien/BMLFUW	++	++	Einbau in die Rückführung des Prozesswassers, keine Veränderungen der bestehenden Prozesse, mittlerer Platzbedarf	2
(Ostara Nutrient Recovery Technologies Inc., 2017) – Technologie-Handout	+			

Wartungsaufwand				
(Egle et al., 2014a) – Studie TU Wien/BMLFUW	++	++	Gering bis mittel, abhängig vom Verfahren	2
Ressourcenbedarf				
(Egle et al., 2014a) – Studie TU Wien/BMLFUW	++	++	Lauge zur pH-Wert Anpassung, elektrische Energie → 2	3
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++			
(Rosenwinkel et al., 2015) – Fachbuch	++			
Abtrenngrad Technologie				
Vgl. Tabelle 4-24: Technologien MAP-Fällung, bezogen auf P	++	++		> 90 %
Wesentliche Vor- und Nachteile				
(DWA Arbeitsbericht AK 1.3, 2004) – DWA Publikation	++	++	Hohe Prozessstabilität	3
(Egle et al., 2014a) – Studie TU Wien/BMLFUW	++		Viele bereits großtechnisch umgesetzte Verfahren inkl. Vermarktung des Endproduktes	
Siehe unter <i>Komplexität</i>	++		Nachteile: komplexes Verfahren (abhängig von der Technologievariante)	

Tabelle D-4: Technologische Bewertung – Ionenaustauscher

Quellen	DGL	DGL ges.	Informationen	Bewertung
Stand der Umsetzung				
Thornton et al. (2007) – Internat. Publikation	++	++	Pilotanlage, Didcot WwTW, UK	Pilotanlage
(Mackinnon et al., 2003) – Internat. Publikation	++		Pilotanlage, Oxley Creek WWTP, Australia	

Anhang D – Technologische Bewertung

Komplexität				
Thornton et al. (2007) – Internat. Publikation	++	++	Filter – Beladung – Regeneration – Abtrennung Nährstoff aus Regenerationslösung → 4 Prozessschritte	2
(Mackinnon et al., 2003) – Internat. Publikation	++			
(Wirthensohn et al., 2009) – Internat. Publikation	++			
Implementierung				
(Thornton et al., 2007a) – Internat. Publikation	++	++	Einbau in die Rückführung des Prozesswassers, keine Veränderungen der bestehenden Prozesse, geringer Platzbedarf für Säulen selbst	2
(Mackinnon et al., 2003) – Internat. Publikation	++			
(Vaneekhaute et al., 2017) – Internat. Publikation	++		Zusätzliches Verfahren zur Wiedergewinnung von Ammonium notwendig → erhöhter Platz	
Wartungsaufwand				
(Pell Frischmann Consultants Ltd, 2012) – Studie	++	++	Abhängig vom Ausmaß des Fouling, wiederum abhängig von der Zusammensetzung des Stoffstroms	2
Ressourcenbedarf				
Thornton et al. (2007) – Internat. Publikation	++	++	Elektrische Energie, Sorbens-Material, Regenerationslösung → 3	2
(Mackinnon et al., 2003) – Internat. Publikation	++			
(Liberti et al., 1986) – Internat. Publikation	++			
(Sancho et al., 2017) – Internat. Publikation	++			
Abtrenngrad Technologie				
Vgl. Tabelle 4-30: Anwendungsbeispiele für den Ionenaustauscher	++	++		> 95 %
Wesentliche Vor- und Nachteile				
Siehe <i>Komplexität</i>	++	++	Mittlere Komplexität	1
(Pell Frischmann Consultants Ltd, 2012) – Studie	++		Wesentliche Nachteile: Fouling am Material, Erhalten der Kapazität	

Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung

Anhang E enthält alle zur ökonomischen Bewertung verwendeten Daten und Berechnungen.

E.1 – Grundlagen

Tabelle E-1: Preisindex, Quelle: STATISTIK AUSTRIA (2017)

Jahr	Hochbau	Technische Chemikalien	Düngemittel	Elektrische Ausrüstung	Maschinen	Mix aus elektr. Ausrüstung und Maschinen
2000	100,0	100,0	100,0			
2001	101,8	99,3	109,1			
2002	103,2	99,2	104,1			
2003	104,7	111,8	109,1			
2004	107,9	120,6	113,5			
2005	110,9	136,8	119,5	100,0	100,0	100,0
2006	114,1	137,0	125,5	103,3	101,9	102,6
2007	119,0	141,0	133,9	106,9	103,9	105,4
2008	124,7	150,5	218,5	107,7	106,3	107,0
2009	127,4	141,7	186,2	107,4	106,9	107,1
2010	129,6	138,9	152,8	108,5	108,1	108,3
2011	133,2	155,9	186,5	111,5	111,1	111,3
2012	136,7	156,1	188,7	112,2	113,2	112,7
2013	140,2	160,2	183,9	112,2	114,4	113,3
2014	143,6	156,6	174,3	111,4	115,5	113,4

Jahr	Hochbau	Technische Chemikalien	Düngemittel	Elektrische Ausrüstung	Maschinen	Mix aus elektr. Ausrüstung und Maschinen
2015	146,2	152,6	177,1	112,0	116,1	114,0
2016	149,0	145,6	158,5	112,3	117,3	114,8
2017	151,3	144,9	151,0	112,8	118,0	115,4

E.2 – Erlöse

Wert der gewonnenen Produkte

In den folgenden Tabellen sind Daten zu möglichen Erlösen aus dem Verkauf der in den Verfahren gewonnenen Produkte mit deren Quellen dargestellt. Für die Berechnung wurden jeweils der minimale, der maximale und der durchschnittliche Wert aus den grün markierten Daten verwendet.

Tabelle E-2: Erlöse – Produkt ASL

Produkt	[€/t ASL x%]	[€/kg ASL x%]	Jahr	[€/kg] _{Basisjahr}	[€/kg ASL 100%]	[€/kg N]	Quelle
ASL 40%	10	0,01	2012	0,01	0,02	0,09	PFI et al. (2012)
ASL 40%, min. (Abgabe an Industrie)	25	0,03	2015	0,02	0,05	0,25	Klein (2015)
ASL 40%, max. (Substitutionswert)	49	0,05	2013	0,04	0,10	0,47	Klein (2015)
ASL 35%	75	0,075	2012	0,06	0,17	0,81	Eekert et al. (2012)
ASL 100%	800	0,80	2016	0,76	0,76	3,60	AEE INTEC et al. (2016)

Tabelle E-3: Erlöse – Produkt MAP

Produkt	[€/t]	[€/kg]	Jahr	[€/kg] _{Basisjahr}	[€/kg P]	[€/kg N]	Quelle
MAP	40	0,04	2012	0,03	0,14	0,31	PFI et al. (2012)
MAP, min. (Abgabe an Industrie)	80	0,08	2015	0,07	0,30	0,67	Klein (2015)
MAP, max. (Substitutionswert)	290	0,29	2013	0,24	1,05	2,34	Klein (2015)
MAP, PRISA Verfahren	291	0,29	2014	0,25	1,12	2,47	Egle et al. (2014e)
MAP, Stuttgarter Verfahren	341	0,34	2014	0,30	1,31	2,90	Egle et al. (2014g)
Crystal Green®, PEARL®, Ostara	372	0,37	2014	0,32	1,43	3,16	Egle et al. (2014d)
MAP (Iowa Fertilizer Prices)	417	0,42	2017	0,42	1,85	4,09	Farm Futures (2017)

Tabelle E-4: Erlöse – Reinnährstoffe

Produkt	[€/t]	[€/kg]	Jahr	[€/kg] _{Basisjahr}	Quelle
Stickstoff	215	0,22	2009	0,17	Verstraete et al. (2009)
Stickstoff (Ammonium) fixiert	427	0,43	2014	0,37	U.S. Geological Survey (2015)
Stickstoff in ASL (externes Marketing), € pro kg N	600	0,60	2017	0,60	Siegrist (2017)
Stickstoff	1.100	1,10	2011	0,89	Egle et al. (2014a)
Stickstoff in ASL (direktes Marketing), € pro kg N	1.730	1,73	2017	1,73	Siegrist (2017)
Phosphor	700	0,70	2009	0,57	Verstraete et al. (2009)
Phosphor	2.300	2,30	2011	1,86	Egle et al. (2014a)

E.3 – Investitionskosten

Der investive Anteil der Jahreskosten wird gemäß den KVR-Leitlinien (vgl. Kapitel 0) berechnet. Es wird angenommen, dass die Anlage 360 Tage pro Jahr und 20 Stunden pro Tag in Betrieb ist. Wenn in der Literatur keine Nutzungsdauer angegeben ist, so wird diese den KVR-Leitlinien entnommen.

Luftstrippung

Tabelle E-5: Kenndaten – VARA Spittal/Drau

Anlage	VARA Spittal/Drau
Quellen	Kosten – Ebner (2017), Kenndaten – (Höhndorf, 2003)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	102.500
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	1.300 ¹⁾
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	1.170 ¹⁾
Abtrennung [kg N/d]	293
Abtrennung [kg N/a]	105.300
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	250 ¹⁾
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	100.000 ¹⁾

¹⁾ Auslegung der Anlage

Tabelle E-6: Berechnungen IK – VARA Spittal/Drau

		IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
Hallenbau, Infrastruktur	Bauchtechnik	962.000	2007	1.223.114	30,0	0,05102	62.402	0,6	0,6
Prozesswasseranlage	Maschinen, EMSR	960.000	2007	1.051.305	12,5	0,09712	102.098	1,0	1,0
	Gesamt	1.922.000		2.274.419			164.501	1,6	1,6

Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung

Tabelle E-7: Kenndaten – Klärwerk Steinhof/Braunschweig

Anlage	Klärwerk Steinhof/Braunschweig
Quelle	Auslegung – Klein (2015)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	350.000
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	1.000
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	900
Abtrennung [kg N/d]	552
Abtrennung [kg N/a]	198.612
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	613
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	220.680

Tabelle E-8: Berechnungen IK – Klärwerk Steinhof/Braunschweig

		IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
	Bautechnik	833.000	2015	862.058	25,0	0,05743	49.506	0,2	0,2
	Maschinen, EMSR	1.667.00	2015	1.686.776	12,5	0,09712	163.812	0,7	0,8
Speicher ASL	Bautechnik	232.00	2015	240.093	25,0	0,05743	13.788	0,1	0,1
	Gesamt	2.500.000		2.548.843			213.319	1,0	1,1

Tabelle E-9: Kenndaten – KA Cuxhaven

Anlage	KA Cuxhaven
Quelle	Sagoe (2009)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	400.000
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	1.100
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	990
Abtrennung [kg N/d]	366
Abtrennung [kg N/a]	131.700
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	369
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	133.000

Tabelle E-10: Berechnungen IK – KA Cuxhaven

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
Bautechnik	421.600	2009	500.691	20,0	0,06722	33.654	0,3	0,3
Maschinentechnik	837.300	2009	924.492	12,0	0,10046	92.876	0,7	0,7
EMSR	321.800	2009	338.084	12,0	0,10046	33.965	0,3	0,3
Nebenkosten ¹⁾	237.100	2009	281.580	16,0	0,07961	22.417	0,2	0,2
Gesamt	1.817.800		2.044.847			126.531	1,0	1,0

¹⁾ 50 % Bautechnik, 25 % Maschinentechnik, 25 % EMSR

Tabelle E-11: Kenndaten – ARA Kloten/Opfikon

Anlage	ARA Kloten/Opfikon
Quellen	Liebi (2014)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	80.000
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	800
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	720
Abtrennung [kg N/d]	720
Abtrennung [kg N/a]	25.920
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	100
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	36.000

Tabelle E-12: Umrechnung CHF-€ - ARA Kloten/Opfikon

Investitionskosten 2011 [CHF]	1.145.000
Kurs Frühjahr 2011 [CHF/€]	1,25
Investitionskosten 2011 [€]	916.000

Tabelle E-13: Berechnungen IK – ARA Kloten/Opfikon

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	302.280	2011	343.356	25,0	0,05743	19.718	0,5	0,8
Maschinen, EMSR (67 %)	613.720	2011	636.473	12,5	0,09712	61.812	1,7	2,4
Gesamt	916.000		979.829			81.530	2,3	3,1

Tabelle E-14: Kenndaten – Eekert et al. (2012)

Anlage	
Quelle	Eekert et al. (2012)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	k.A.
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	2.160
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	Ca. 1.900
Abtrennung [kg N/d]	877
Abtrennung [kg N/a]	315.720
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	340
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	122.400

Tabelle E-15: Berechnungen IK – Eekert et al. (2012)

		IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
Ammonium-Stripper	Maschinentechnik	480.000	2012	500.126	12,5	0,09712	48.570	0,4	0,2
Chemikalienspeicher	Bautechnik	150.000	2012	166.020	25,0	0,05743	9.534	0,1	0,0
Andere Arbeiten	Bautechnik	300.000	2012	332.041	25,0	0,05743	19.068	0,2	0,1
	EMSR	651.000	2012	654.450	12,5	0,09712	63.557	0,5	0,2
	Gesamt	1.581.000 €		1.652.637			140.730	1,1	0,4

Tabelle E-16: Übersicht Investitionskosten Luftstrippung

		[m³/h]	[m³/a]	[kg N/a]	IK [€]	JK [€/a]	[€/m³]	[€/kg N]
1	ARA Kloten/Opfikon	5	36.000	25.920	979.829	81.530	2,3	3,1
2	VARA Spittal/Drau	13	100.000	105.300	2.274.419	164.501	1,6	1,6
3	Eekert et al. (2012)	17	122.400	315.720	1.652.637	140.730	1,1	0,4
4	KA Cuxhaven	18	133.000	131.700	2.044.847	126.531	1,0	1,0
5	Klärwerk Steinhof/Braunschweig	31	220.680	198.612	2.548.834	213.319	1,0	1,1

Membrandestillation

Tabelle E-17: Kenndaten – ARA Altenrhein, min

Anlage	ARA Altenrhein, min
Quellen	Siegrist (2017)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	85.000
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	700
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	630
Abtrennung [kg N/d]	131
Abtrennung [kg N/a]	47.250
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	208
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	75.000

Tabelle E-18: Umrechnung CHF-€ – ARA Altenrhein, min

Investitionskosten 2017 [CHF]	1.300.000
Kurs 05.07.2017 [€/CHF]	0,91
Investitionskosten 2017 [€]	1.186.770

Tabelle E-19: Berechnungen IK – ARA Altenrhein, min

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	391.634	2017	391.634	25,0	0,05743	22.491	0,3	0,5
Maschinen, EMSR (67 %)	795.136	2017	795.136	12,5	0,09712	77.220	1,0	1,6
Gesamt	1.186.770		1.186.770			99.711	1,3	2,1

Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung

Tabelle E-20: Kenndaten – ARA Altenrhein, max

Anlage	ARA Altenrhein, max
Quellen	Siegrist (2017)
Kenndaten	
Einwohnerwerte [EW]	85.000
NH ₄ -N Konz. Prozesswasser [mg NH ₄ -N/L]	700
Abtrennung bei 90 % Abtrenngrad [mg NH ₄ -N/L]	630
Abtrennung [kg N/d]	131
Abtrennung [kg N/a]	47.250
Prozesswasseranfall [m ³ /d]	208
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	75.000

Tabelle E-21: Umrechnung CHF-€ – ARA Altenrhein, max

Investitionskosten 2017 [CHF]	2.000.000
Kurs 05.07.2017 [€/CHF]	0,91
Investitionskosten 2017 [€]	1.825.800

Tabelle E-22: Berechnungen IK – ARA Altenrhein, max

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	602.514	2017	602.514	25,0	0,05743	34.601	0,5	0,7
Maschinen, EMSR (67 %)	1.223.286	2017	1.223.286	12,5	0,09712	118.800	1,6	2,5
Gesamt	1.825.800		1.825.800			153.401	2,0	3,2

Tabelle E-23: Übersicht Investitionskosten Membrandestillation und Upscaling

		Faktor Menge	Faktor IK	[m³/h]	[m³/a]	[kg N/a]	IK [€]	JK [€/m³]	JK [€/kg N]
1	ARA Altenrhein, min			10,4	75.000	47.250	1.186.770	1,3	2,1
2	ARA Altenrhein, max			10,4	75.000	47.250	1.825.800	2,0	3,2
3	ARA Altenrhein, mittel	1	1	10,4	75.000	47.250	1.506.285	1,7	2,7
4	Upscaling 1	2	1,2	20,8	150.000	94.500	1.807.542	1,0	1,6
5	Upscaling 2	5	1,6	52,1	375.000	236.250	2.410.056	0,6	1,0

MAP-Fällung

Bei der MAP-Fällung wurden die Investitionskosten für das PRISA Verfahren aus Egle et al. (2014e) und für das PEARL® Verfahren aus Egle et al. (2014d) entnommen, wo sie bezogen auf EW-Werte angegeben sind. Für die Berechnungen werden folgende Annahmen getroffen.

Tabelle E-24: Trübwasser-Mengen; Quelle: Berechnungen im DEST

Trübwasser aus Nacheindickung & Entwässerung				
	Min	Mittel	Max	
Schneckenpresse	1,3	1,9	1,8	L/(EW x d)
Siebbandpresse	1,3	1,5	1,8	L/(EW x d)
Zentrifuge	1,3	1,6	1,9	L/(EW x d)
Kammerfilterpresse	1,4	1,6	1,9	L/(EW x d)
Durchschnitt	1,3	1,6	1,9	L/(EW x d)
Durchschnitt	0,47	0,59	0,70	m³/(EW x a)

Tabelle E-25: Abtrennung P und N bei MAP-Fällung

Phosphor	31	g/mol
Stickstoff	14	g/mol
Verhältnis MAP-Fällung	1 : 1	
Abtrennung Stickstoff bezogen auf Phosphor	0,45	kg N/kg P_{abgetrennt}

Für die MAP-Fällung wird ein Abtrenngrad von 90 % angenommen.

Tabelle E-26: Kenndaten – PRISA 100.000 EW

Anlage	PRISA Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	100.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	15
Abtrennung [kg P/a]	5.271
Abtrennung [kg N/d]	7
Abtrennung [kg N/a]	2.380
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	8
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	58.567
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-27: Berechnungen IK – PRISA 100.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	528.000	2014	556.312	25,0	0,05743	31.948	0,5	6,1	13,4
Maschinen, EMSR (67 %)	1.072.000	2014	1.090.594	12,5	0,09712	105.914	1,8	20,1	44,5
Gesamt	1.600.000		1.646.906			137.862	2,4	26,2	57,9

Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung

Tabelle E-28: Kenndaten – PRISA 200.000 EW

Anlage	PRISA Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	200.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	29
Abtrennung [kg P/a]	10.542
Abtrennung [kg N/d]	13
Abtrennung [kg N/a]	4.761
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	16
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	117.135
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-29: Berechnungen IK – PRISA 200.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	564.300	2014	594.558	25,0	0,05743	34.144	0,3	3,2	7,2
Maschinen, EMSR (67 %)	1.145.700	2014	1.165.573	12,5	0,09712	113.195	1,0	10,7	23,8
Gesamt	1.710.000		1.760.131			147.340	1,3	14,0	30,9

Tabelle E-30: Kenndaten – PRISA 500.000 EW

Anlage	PRISA Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	500.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	73
Abtrennung [kg P/a]	26.355
Abtrennung [kg N/d]	33
Abtrennung [kg N/a]	11.902
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	41
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	292.836
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-31: Berechnungen IK – PRISA 500.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	808.500	2014	851.853	25,0	0,05743	48.920	0,2	1,9	4,1
Maschinen, EMSR (67 %)	1.641.500	2014	1.669.973	12,5	0,09712	162.181	0,6	6,2	13,6
Gesamt	2.450.000		2.521.825			211.101	0,7	8,0	17,7

Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung

Tabelle E-32: Kenndaten – PRISA 1.000.000 EW

Anlage	PRISA Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	1.000.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	146
Abtrennung [kg P/a]	52.711
Abtrennung [kg N/d]	66
Abtrennung [kg N/a]	23.805
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	81
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	585.673
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-33: Berechnungen IK – PRISA 1.000.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	1.613.700	2014	1.700.228	25,0	0,05743	97.641	0,2	1,9	4,1
Maschinen, EMSR (67 %)	3.276.300	2014	3.333.129	12,5	0,09712	323.699	0,6	6,1	13,6
Gesamt	4.890.000		5.033.358			421.340	0,7	8,0	17,7

Tabelle E-34: Kenndaten – PEARL® 200.000 EW

Anlage	PEARL® Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	200.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	29
Abtrennung [kg P/a]	10.542
Abtrennung [kg N/d]	13
Abtrennung [kg N/a]	4.761
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	16
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	117.135
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-35: Berechnungen IK – PEARL® 200.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	445.500	2014	469.388	25,0	0,05743	26.956	0,2	2,6	5,7
Maschinen, EMSR (67 %)	904.500	2014	920.189	12,5	0,09712	89.365	0,8	8,5	18,8
Gesamt	1.350.000		1.389.577			116.321	1,0	11,0	24,4

Anhang E – Daten für die ökonomische Bewertung

Tabelle E-36: Kenndaten – PEARL® 500.000 EW

Anlage	PEARL® Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	500.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	73
Abtrennung [kg P/a]	26.355
Abtrennung [kg N/d]	33
Abtrennung [kg N/a]	11.902
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	41
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	292.836
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-37: Berechnungen IK – PEARL® 500.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	544.500	2014	573.697	25,0	0,05743	32.946	0,1	1,3	2,8
Maschinen, EMSR (67 %)	1.105.500	2014	1.124.675	12,5	0,09712	109.224	0,4	4,1	9,2
Gesamt	1.650.000		1.698.372			142.170	0,5	5,4	11,9

Tabelle E-38: Kenndaten – PEARL® 1.000.000 EW

Anlage	PEARL® Verfahren
Einwohnerwerte [EW]	1.000.000
PO ₄ -P Konz. Prozesswasser [mg PO ₄ -P/L]	100
Abtrennung [kg P/d]	146
Abtrennung [kg P/a]	52.711
Abtrennung [kg N/d]	66
Abtrennung [kg N/a]	23.805
Prozesswasseranfall [m ³ /h]	81
Prozesswasseranfall [m ³ /a]	585.673
Prozesswasseranfall [m ³ /(EW x a)]	0,59

Tabelle E-39: Berechnungen IK – PEARL® 1.000.000 EW

	IK [€]	Jahr	IK _{Basisjahr} [€]	ND	KFAKR	JK [€/a]	[€/m ³]	[€/kg P]	[€/kg N]
Bauchtechnik (33 %)	1.089.000	2014	1.147.393	25,0	0,05743	65.892	0,1	1,3	2,8
Maschinen, EMSR (67 %)	2.211.000	2014	2.249.351	12,5	0,09712	218.447	0,4	4,1	9,2
Gesamt	3.300.000		3.396.744			284.340	0,5	5,4	11,9

Tabelle E-40: Übersicht Investitionskosten MAP-Fällung

	Ausbaugröße	m³/h	m³/a	kg P/a	kg N/a	IK gesamt	JK gesamt	[€/m³]	[€/kg P]	[€/kg N]
PRISA 1	100.000 EW	8	58.567	5.271	2.380	1.646.906	137.862	2,4	26,2	57,9
PRISA 2	200.000 EW	16	117.135	10.542	4.761	1.760.131	147.340	1,3	14,0	30,9
PRISA 3	500.000 EW	41	292.836	26.355	11.902	2.521.825	211.101	0,7	8,0	17,7
PRISA 4	1.000.000 EW	81	585.673	52.711	23.805	5.033.358	421.340	0,7	8,0	17,7
PEARL® 1	200.000 EW	16	117.135	10.542	4.761	1.389.577	116.321	1,0	11,0	24,4
PEARL® 2	500.000 EW	41	292.836	26.355	11.902	1.698.372	142.170	0,5	5,4	11,9
PEARL® 3	1.000.000 EW	81	585.673	52.711	23.805	3.396.744	284.340	0,5	5,4	11,9

E.4 – Laufende Kosten

Tabelle E-41: LK – Betriebs- und Hilfsmittel

Chemikalien	[€/t]	[€/kg]	Jahr	[€/kg] Basisjahr	Quelle
NaOH 100%	330	0,33	2014	0,31	Egle et al. (2014a)
NaOH 50%	300	0,30	2010	0,31	Ebner (2017)
NaOH 40%	170	0,17	2012	0,16	Klein (2015)
H ₂ SO ₄ 96%	140	0,14	2012	0,13	Klein (2015)
H ₂ SO ₄ 98%	150	0,15	2014	0,14	Egle et al. (2014a)
H ₂ SO ₄ 70%	75	0,08	2010	0,08	Ebner (2017)
HCl 30%	100	0,10	2014	0,09	Egle et al. (2014a)
H ₃ PO ₄ 100%	820	0,82	2014	0,76	Egle et al. (2014a)
MgCl ₂ *6 H ₂ O 46%	110	0,11	2014	0,10	Egle et al. (2014a)
MgCl ₂ 100%	400	0,40	2012	0,37	Klein (2015)
MgCl ₂ 100%	240	0,24	2014	0,22	Egle et al. (2014a)
MgO	350	0,35	2014	0,32	Egle et al. (2014a)
Mg(OH) ₂	230	0,23	2014	0,21	Egle et al. (2014a)
CaCO ₃	120	0,12	2014	0,11	Egle et al. (2014a)
Ca(OH) ₂	140	0,14	2014	0,13	Egle et al. (2014a)

Tabelle E-42: LK – Wartung und Instandhaltung

Wartung und Instandhaltung	% der IK	Quelle
Bautechnik	0,50%	Klein (2015)
Maschinen, EMSR	1,50%	Klein (2015)
Gesamt	1,00%	Egle et al. (2014a)

Tabelle E-43: LK – Energie

Energie	[€/kWh]
Strom	0,12
Gas	0,07
Wirkungsgrad	84 %
Gas neu	0,08 ¹⁾

¹⁾ Gaspreis: 0,07 €/84 % = 0,08 €

E.5 – Analyse

Sensitivitätsanalyse

In diesem Abschnitt sind die Daten für die Diagramme der Sensitivitätsanalyse von Kapitel 5.2.3 angeführt.

Luftstrippung:

Tabelle E-44: Sensitivitätsanalyse Luftstrippung

	Eingangsparameter			Abweichung in % vom Mittelwert		
Eingangskonz. [kg NH ₄ -N/m ³]	1,20	1,00	0,80	-20%	0%	20%
Energie elektrisch [kWh/m ³]	1,5	2,0	2,5	-25%	0%	25%
Energie thermisch [kWh/m ³]	6,0	8,0	10,0	-25%	0%	25%
NaOH-Verbrauch [kg/m ³]	4,4	5,8	7,3	-25%	0%	25%
	Kosten			Abweichung in % vom Mittelwert		
Alle Parameter variiert [€/kg N]	2,3	3,4	5,1	-33%	0%	50%
Kein Parameter variiert [€/kg N]	3,4	3,4	3,4	0%	0%	0%
Eingangskonzentration [€/kg N]	2,9	3,4	4,2	-15%	0%	22%
Energie elektrisch [€/kg N]	3,3	3,4	3,5	-2%	0%	2%
Energie thermisch [€/kg N]	3,2	3,4	3,6	-5%	0%	5%
NaOH-Verbrauch [€/kg N]	2,9	3,4	3,9	-15%	0%	15%

Membrandestillation:

Tabelle E-45: Sensitivitätsanalyse Membrandestillation

	Eingangsparameter			Abweichung in % vom Mittelwert		
Eingangskonz. [kg NH ₄ -N/m ³]	1,20	1,00	0,80	-20%	0%	20%
Energie elektrisch [kWh/m ³]	0,12	0,16	0,20	-25%	0%	25%
Energie thermisch [kWh/m ³]	6,0	8,0	10,0	-25%	0%	25%
NaOH-Verbrauch [kg/m ³]	4,4	5,8	7,3	-25%	0%	25%
	Kosten			Abweichung in % vom Mittelwert		
Alle Parameter variiert [€/kg N]	2,1	3,2	4,7	-33%	0%	49%
Kein Parameter variiert [€/kg N]	3,2	3,2	3,2	0%	0%	0%
Eingangskonzentration [€/kg N]	2,7	3,2	3,9	-15%	0%	22%
Energie elektrisch [€/kg N]	3,2	3,2	3,2	0%	0%	0%
Energie thermisch [€/kg N]	3,0	3,2	3,4	-6%	0%	6%
NaOH-Verbrauch [€/kg N]	2,7	3,2	3,9	-16%	0%	16%

MAP-Fällung PRISA Verfahren:

Tabelle E-46: Sensitivitätsanalyse PRISA Verfahren

	Eingangsparameter			Abweichung in % vom Mittelwert		
	Eingangskonz. [kg PO ₄ -P/m ³]	0,10	0,09	0,08	-11%	0%
Energie elektrisch [kWh/m ³]	0,6	0,8	1,0	-19%	0%	19%
NaOH-Verbrauch [kg/kg P]	0,43	0,47	0,50	-8%	0%	8%
MgO-Verbrauch [kg/kg P]	1,7	1,8	2,0	-8%	0%	8%
	Kosten			Abweichung in % vom Mittelwert		
Alle Parameter variiert [€/kg P]	1,6	2,0	2,4	-19%	0%	24%
Kein Parameter variiert [€/kg P]	2,0	2,0	2,0	0%	0%	0%
Eingangskonzentration [€/kg P]	1,8	2,0	2,2	-8%	0%	10%
Energie elektrisch [€/kg P]	1,6	2,0	2,4	-17%	0%	21%
NaOH-Verbrauch [€/kg P]	2,0	2,0	2,0	-1%	0%	1%
MgO-Verbrauch [€/kg P]	1,9	2,0	2,0	-2%	0%	2%

MAP-Fällung PEARL® Verfahren:

Tabelle E-47: Sensitivitätsanalyse PEARL® Verfahren

	Eingangsparameter			Abweichung in % vom Mittelwert		
	Eingangskonz. [kg PO ₄ -P/m ³]	0,10	0,09	0,08	-11%	0%
Energie elektrisch [kWh/kg P]	5,0	5,8	6,5	-13%	0%	13%
NaOH-Verbrauch [kg/kg P]	0,43	0,47	0,50	-8%	0%	8%
MgCl ₂ -Verbrauch [kg/kg P]	3,2	3,3	3,4	-8%	0%	8%
	Kosten			Abweichung in % vom Mittelwert		
Alle Parameter variiert [€/kg P]	1,9	2,0	2,1	-7%	0%	7%
Kein Parameter variiert [€/kg P]	2,0	2,0	2,0	0%	0%	0%
Eingangskonzentration [€/kg P]	2,0	2,0	2,0	-2%	0%	2%
Energie elektrisch [€/kg P]	1,9	2,0	2,1	-5%	0%	5%
NaOH-Verbrauch [€/kg P]	2,0	2,0	2,0	-1%	0%	1%
MgCl ₂ -Verbrauch [€/kg P]	2,0	2,0	2,0	-2%	0%	2%

Vergleich der laufenden Kosten

Tabelle E-48 zeigt die Daten für den Vergleich der laufenden Kosten in Abbildung 5-19.

Tabelle E-48: Daten für Abbildung 5-19: Vergleich der laufenden Kosten zwischen den einzelnen Verfahren

[€/kg N]	Luftstrippung	Membran-destillation	PEARL® Verfahren	PRISA Verfahren
Daten Fall B				
Energie elektr.	0,27	0,02	1,53	2,63
Energie therm.	0,74	0,74	-	-
NaOH-Verbrauch	2,00	2,00	0,32	0,32
H ₂ SO ₄ -Verbrauch	0,41	0,41	-	-
MgCl ₂ -Verbrauch	-	-	2,56	-
MgO-Verbrauch	-	-	-	1,41
Instandhaltung	0,24	0,23	4,36	9,55
Summe				
Fall A	2,46	2,29	7,37	10,78
Fall B	3,66	3,40	8,77	13,91
Fall C	5,45	5,08	10,87	18,66

Anhang F – Daten für die ökologische Bewertung

Tabelle F-1 zeigt das „Global Warming Potential“ für verschiedene Treibhausgase (THG) zur Umrechnung in CO₂-Äquivalente. Die spezifischen Emissionen für verschiedene Ressourcen sind in Tabelle F-2 angegeben.

Tabelle F-1: Global Warming Potential – GWP 100

Global Warming Potential - Cumulative forcing over 100 years (GWP100) – CO₂-äquivalent	
CO ₂	1
CH ₄	28
N ₂ O	265

Quelle: IPCC (2014)

Tabelle F-2: Spezifische THG-Emissionen

	CO ₂ -äquivalent	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Quelle
	[g/kWh]				
Strom	234,9	218,45	0,4512	0,0110	GEMIS (2012) - Netz-el-AT-2010-lokal
Gas	292,5	265,06	0,8914	0,0269	GEMIS (2012) - Gas-Heizung-AT-2010
	[g/kg]				
FeCl ₃ (Eisenerz u. Salzsäure)	395,00				INCOPA (2014)
FeCl ₃ (Beizsäure u. Chlorgas)	135,00				INCOPA (2014)
FeCl ₃ – Mittelwert	265,00				
Fe ₂ (SO ₄) ₃	29,00				INCOPA (2014)
PAC (Al ₂ Cl(OH) ₅)	537,00				INCOPA (2014)
Al ₂ (SO ₄) ₃ 8,25% Al ₂ O ₃ (flüssig)	148,00				INCOPA (2014)
Org. Polymer 1	2.620,00				Parravicini & Svardal (2015)
Org. Polymer 2	1.180,00				Parravicini & Svardal (2015)
Org. Polymer – Mittelwert	1.900,00				

Anhang F – Daten für die ökologische Bewertung

NaOH (Amalgamverfahren)	459,30	435,21	0,586	0,024	GEMIS (2012) - Chem-Anorg/NaOH 50% (Amal.)-DE-2010
NaOH (Diaphragmaverfahren)	480,48	450,39	0,791	0,024	GEMIS (2012) - Chem-Anorg/NaOH 50% (Diaph.)-DE-2010
NaOH (Membranverfahren)	383,88	362,89	0,520	0,020	GEMIS (2012) - Chem-Anorg/NaOH 50% (Memb.)-DE-2010
NaOH - Mittelwert	441,22	416,16	0,633	0,023	
H ₂ SO ₄	31,90	30,29	0,039	0,002	GEMIS (2012) - Chem-Anorg/Schwefelsäure-2010
MgCl ₂	1.960,00	1.930,00	0,588	0,046	Gemis (2011) in Egle et al. (2014a)
MgO	1.960,00	1.930,00	0,588	0,046	Werte wie MgCl ₂
Mg(OH) ₂	2.095,67				Gemis (2011) in Egle et al. (2014a)
HCl	892,50	84,20	1,580	0,037	Gemis (2011) in Egle et al. (2014a)
P-Dünger (1 kg P)	1.253,00	1.195,00	1,601	0,058	Gemis (2011) in Egle et al. (2014a)
N-Dünger (1 kg N)	7.575,00	2.917,00	6,016	1,152	Gemis (2011) in Egle et al. (2014a)

Tabelle F-3: Daten für die Abbildung 5-21: THG-Emissionen für Betriebsmittel- & Energieverbrauch

[kg CO ₂ -e/kg N]	Luftstrippung	Membran-destillation	PEARL® Verfahren	PRISA Verfahren
Daten Fall B				
Energie elektr.	0,52	0,04	3,02	5,14
Energie therm.	2,60	2,60		
NaOH-Verbrauch	2,84	2,84	0,46	0,46
H ₂ SO ₄ -Verbrauch	0,16	0,16		
MgCl ₂ -Verbrauch			14,32	
MgO-Verbrauch				7,90
Summe				
Fall A	3,89	3,59	17,04	11,22
Fall B	6,13	5,64	17,80	13,50
Fall C	9,48	8,73	18,63	16,18