

# 85

*Daniel Klein*

Bewertung der Stickstoff- und Phosphor-  
rückgewinnung im Gesamtsystem aus  
Abwasserreinigung und Landwirtschaft



85

Daniel Klein

Bewertung der Stickstoff- und Phosphor-  
rückgewinnung im Gesamtsystem aus  
Abwasserreinigung und Landwirtschaft

Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft  
der Technischen Universität Braunschweig

**ISSN 0934-9731**

**DOI 10.24355/dbbs.084-202103230746-0**

**Herausgeber:**

Gesellschaft zur Förderung des Institutes  
für Siedlungswasserwirtschaft an der  
Technischen Universität Braunschweig e. V.



**Technische  
Universität  
Braunschweig**

**Braunschweig 2015**



## **Vorwort**

Ein Hauptziel der herkömmlichen kommunalen Abwasserreinigung besteht in der Elimination der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor, die gleichzeitig beide essentiell für das Pflanzenwachstum sind und somit in großen Mengen in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt werden. Während Phosphor als bergbaulich gewonnene Ressource endlich ist und aufgrund dessen unter ressourcenökonomischen sowie strategischen Gesichtspunkten ein großer Bedarf besteht, zukünftig einen Teil des importierten Phosphats durch zurückgewonnene Phosphate aus dem Abwassersektor zu substituieren, liegt die Bedeutung der Stickstoffrückgewinnung eher auf der Verbesserung der Gesamtenergieeffizienz bei der energieintensiven Düngemittelproduktion sowie der aufwendigen Stickstoff-Elimination in Kläranlagen.

Obgleich die o.a. Relevanz des Nährstoffrecyclings bereits seit geraumer Zeit offensichtlich und bekannt ist, gibt es bisher nur vereinzelte Kläranlagen, die über entsprechende Rückgewinnungstechnologien verfügen. Darüber hinaus stehen in den besagten Fällen mehrheitlich betriebliche Gründe zur Entfrachtung von internen Prozesswasserströmen im Vordergrund denn die Produktion eines verwert- bzw. vermarktbareren Düngers. Insofern ist es auch nicht verwunderlich, dass bei der Verfahrensauswahl in der Regel vornehmlich technisch-ökonomische Aspekte mit Relevanz für den Kläranlagenbetrieb im Vordergrund stehen und die Belange der Landwirtschaft mehrheitlich keine Beachtung finden.

Vor eben diesem Hintergrund befasst sich Herr Klein im Rahmen seiner Dissertationsarbeit mit dem Thema des Nährstoffrecyclings auf Kläranlagen. Ziel ist es hierbei erstmals eine durchgängige Betrachtung der Stoffflüsse aber auch der Anforderungen und Restriktionen entlang der gesamten Prozesskette bestehend aus Abwasserreinigung, Nährstoffrückgewinnung und der Landwirtschaft vorzunehmen.

Als Fallstudie für die Betrachtung wählt Herr Klein in seiner Arbeit den Standort Braunschweig, da hier historisch gewachsen über die Institution des Abwasserverbandes eine enge Verzahnung zwischen Kläranlage und Landwirtschaft bereits besteht, wobei entsprechend der gängigen Praxis das gereinigte Abwasser sowie der ausgefaulte Klärschlamm in der Landwirtschaft verregnet werden. Zukünftig wird es am Kläranlagenstandort Braunschweig auch Verfahrensstufen zur Rückgewinnung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor geben, die sich derzeit in der Planungsphase befinden. Insofern war es Herrn Klein dankenswerter Weise möglich, seine Betrachtungen auf konkrete Daten und Fakten sowohl aus dem Klärwerksbetrieb, als auch der landwirtschaftlichen Nutzflächen des Verregnungsgebietes sowie der in Planung befindlichen Recyclingverfahren zu stützen.

Eine aus abwassertechnischer Sicht maßgebliche Innovation der Arbeit von Herrn Klein besteht darin, die bestehende Praxis der landwirtschaftlichen Abwasserverwertung und Düngepraxis im Verbandsgebiet fundiert aufzubereiten und

mit den verfügbaren Stoffströmen und realisierbaren Recyclingtechnologien am Kläranlagenstandort im Sinne eines optimierten Stoffstrommanagements in Einklang zu bringen. Hierzu hat Herr Klein u.a. über die Auswertung und Aufbereitung von Daten aus den Schlagkarteien für unterschiedliche Feldfrüchte die jahreszeitliche Dynamik des landwirtschaftlichen Nährstoffbedarfs klar herausgearbeitet. Dieser Ansatz wurde im Kontext der abwasserseitigen Nährstoffrückgewinnung erstmals gewählt und es zeigt sich hierbei bereits, dass die gängige Praxis der Verregnung nur bedingt geeignet ist, den vorhandenen und vor allem sehr punktuell auftretenden Nährstoffbedarf der Landwirtschaft überhaupt zu decken. Hieraus lässt sich folgerichtig schlussfolgern, dass es zur verbesserten Ausnutzung der vorhandenen Nährstoffströme aus dem Klärwerksbetrieb zukünftig erforderlich ist, eine Entkopplung von Wassermengen und Nährstoffen vorzunehmen, was sich letztlich durch entsprechende Rückgewinnungsverfahren realisieren lässt, bei denen die Nährstoffe dann in konzentrierter Form quasi zwischengespeichert werden und entsprechend dem Nährstoffbedarf der Pflanzen gezielt punktuell appliziert werden können.

Da die beiden von Herrn Klein im Rahmen seiner Arbeit auf der Kläranlage konzeptionell erzeugten Sekundärrohstoffdünger (Struvit sowie Di-Ammoniumsulfat) in der bisherigen Düngepraxis am Standort noch nicht zum Einsatz kommen, erarbeitet Herr Klein ein entsprechendes und neuartiges Substitutionskonzept für die zukünftige Düngepraxis. Dieses ist für das Gesamtkonzept seiner Arbeit und die Durchgängigkeit des Nährstofftransfers insofern äußerst bedeutsam, als einerseits die erforderlichen Nährstoffzusammensetzungen und Düngerqualitäten zu berücksichtigen sind und andererseits bisherige Ansätze daran krankten, dass für die erzeugten Sekundärrohstoffdünger mangels eines vorhandenen Marktumfelds nur äußerst geringe Verkaufserlöse zu erzielen sind, die weit unter dem faktischen ökonomischen Ressourcenpotenzial liegen. Dieser Umstand führt in der Praxis immer wieder zu der Aussage, dass Verfahren zum Nährstoffrecycling nicht kostendeckend zu realisieren seien. In dem Moment jedoch, wo die erzeugten Düngeprodukte im Verbandsgebiet konventionelle Düngemittel substituieren, tragen sie entsprechend deren Marktpreis stark zur Verbesserung der gesamten Kostenstruktur bei und sind somit als maßgeblicher Treiber einer Technikumstellung einzustufen.

Insofern als der ökonomischen Gesamtsystembetrachtung bei der Implementierung von Nährstoffrecyclingverfahren eine äußerst gewichtige Rolle zukommt, befasst sich Herr Klein in seiner Arbeit ebenfalls intensiv mit der Betrachtung der ökonomischen Zusammenhänge und Interaktionen innerhalb des Gesamtsystems. Hier stellen neben den eigentlichen Verfahrenskosten sowie einer adäquaten ressourcenökonomischen Bewertung der erzeugten Produkte insbesondere auch die im Klärwerksbetrieb durch ein Nährstoffrecycling vermiedenen konventionellen Behandlungskosten eine ganz entscheidende Stellgröße im Hinblick auf die erreichbare Gesamtwirtschaftlichkeit dar. In diesem Kontext sind auch die

durchgeführten umfassenden Sensitivitätsuntersuchungen sowie Break-Even-Analysen des Gesamtsystems hervorzuheben, anhand derer Herr Klein klar identifizieren konnte, welches einerseits die maßgeblichen (ökonomischen) Stellgrößen im System sind und inwiefern andererseits die zukünftige Veränderung einzelner ökonomischer Randbedingungen einen möglichen signifikanten Einfluss auf die Gesamtwirtschaftlichkeit im Sinne einer Lenkungswirkung ausüben kann.

Als Bindeglied zwischen Abwassersektor und Landwirtschaft und insbesondere unter Berücksichtigung der ökonomischen Interaktionen innerhalb des Gesamtsystems sollte der integrierte Ansatz dieser Arbeit somit einen wichtigen Beitrag für die zukünftige Implementierung von Recyclingtechnologien auf kommunalen Kläranlagen leisten.

Braunschweig, im Dezember 2014

Prof. Dr.-Ing. Thomas Dockhorn





## Zusammenfassung

Der Ansatz, Abwasser und seine Inhaltsstoffe als Ressource zu betrachten, hat mittlerweile eine weite Verbreitung gefunden. Zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen und somit zur Sicherung der Lebensgrundlage der Weltbevölkerung steht global betrachtet sicherlich das Wasser selbst im Fokus des Interesses. Gleichwohl sind auch die Inhaltsstoffe Stickstoff und Phosphor essentielle Nährstoffe für die Landwirtschaft, deren Rückgewinnung aus Ressourcenschutzgründen grundsätzlich als sinnvoll anzusehen bzw. im Falle des endlichen Rohstoffes Phosphor mittelfristig zwingend notwendig ist. Da beide Stoffe bei der Abwasserreinigung mit großem technischen und finanziellem Aufwand entfernt werden müssen, sind die Ausgangsbedingungen für eine Nährstoffrückgewinnung – und somit eine Inwertsetzung der Schmutzstoffe – insgesamt günstig. Es ist insofern etwas überraschend, dass die Nährstoffrückgewinnung noch keine großtechnische Verbreitung gefunden hat.

In der vorliegenden Arbeit konnte im Rahmen einer eingehenden Literaturanalyse gezeigt werden, dass die geringe Verbreitung auf Defizite in Konzeption und Bewertung der Rückgewinnungsverfahren zurückzuführen ist, die sich negativ auf die Wirtschaftlichkeit (und somit den wesentlichen Faktor einer Verfahrensumsetzung) auswirken. Hierunter sind insbesondere die fehlende gesamtsystemische Betrachtung und Bewertung sowie die fehlende Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Belange zu nennen. Basierend auf diesen Erkenntnissen wurde die Hypothese aufgestellt, dass ein Beheben der Defizite zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung führen kann.

Zur Untersuchung der Hypothese wurde eine MAP-Fällung zu P-Rückgewinnung sowie eine Ammoniakstripping zur Stickstoffrückgewinnung für den Zentratwasserstrom einer kommunale Kläranlage der Größenklasse 5 konzipiert. Beide Verfahren wurden im Sinne einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise explizit auch als Reinigungsverfahren angesprochen und bewertet. Die Rückgewinnungsprodukte Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) und Diammoniumsulfat (DAS) sind zum direkten Einsatz als Düngemittel geeignet.

Zur Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Belange wurde der Düngemittelbedarf feldfrucht- und zeitspezifisch erfasst und mit dem MAP- und DAS-Angebot der Kläranlage abgeglichen. Für das untersuchte Fallbeispiel konnte hierdurch ein Großteil der bisher eingesetzten Stickstoff- und Phosphordünger durch kläranlagenbürtige Sekundärrohstoffdünger substituiert werden. Für die Substitutionskonzepte konnte ferner der Wert der Sekundärrohstoffdünger ermittelt und letztlich ein Preis festgelegt werden, der für beide beteiligten Akteure von Vorteil ist.

Für das dargestellte Konzept wurde eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung durchgeführt, in der die Erlöse aus der Düngemittelvermarktung als Gutschrift angerechnet wurden.

Im Sinne einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise wurde die Reinigungswirkung der Rückgewinnungsverfahren ebenfalls als Erlös angerechnet, da die hierdurch entfernten N- und P-Frachten nicht mehr als Rückbelastung wirksam werden und demgemäß keine Kosten (mehr) in der konventionellen Reinigung verursachen. Im Hinblick auf die Kosten der Rückgewinnungsverfahren sind insbesondere die Betriebskosten – und hierunter vor allem die Kosten der Betriebsmittel – zu nennen, die die Kapitalkosten deutlich übersteigen.

In Summe ergeben sich Jahreskosten von rund 1,19 Mio. € und Erlöse von etwa 1,03 Mio. €. Letztere sind insbesondere auf die Anrechnung der Reinigungswirkung und somit die gesamtsystemische Betrachtungsweise zurückzuführen. Mit rund 150.000 €/a sind die Erlöse aus der landwirtschaftlichen Düngemittelvermarktung im Vergleich deutlich geringer; da diese jedoch in der gleichen Größenordnung wie die verbleibenden Netto-Kosten von 160.000 €/a liegen, sind diese ebenso wie die Anrechnung der Reinigungswirkung von zentraler Bedeutung für die Verfahrenskonzeption und -bewertung.

Aufgrund der resultierenden Netto-Kosten konnte die aufgestellte Hypothese für das untersuchte Fallbeispiel und die gegebenen Rahmenbedingungen jedoch nicht vollständig bestätigt werden. Im Rahmen von Break-Even-Analysen konnte jedoch gezeigt werden, dass Stellgrößen wie der Betriebsmitteleinsatz so optimiert werden können, dass eine wirtschaftliche Verfahrensumsetzung möglich sein kann. Auch vom Fallbeispiel abweichende, günstigere Rahmenbedingungen wie bspw. geänderte Nährstofffrachten können im jeweiligen Einzelfall zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung führen.

Über die Ökonomie hinausgehend, sollten auch nicht-monetäre Aspekte in die Verfahrensbewertung mit einfließen, die deutlich für den Einsatz der Rückgewinnungsverfahren sprechen. Hierunter sind insbesondere der Ressourcenschutz, betriebliche Vorteile und Flexibilität auf der Kläranlage sowie die lokale, vom Weltmarkt unabhängige Bereitstellung von Düngemitteln zu nennen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte somit gezeigt werden, dass eine MAP-Fällung sowie eine  $\text{NH}_3$ -Strippung zur Behandlung des Zentratwassers – verbunden mit der landwirtschaftlichen Verwertung der Rückgewinnungsprodukte – grundsätzlich in Erwägung gezogen werden sollten.

## Abstract

In the wastewater sector, it is widely accepted to consider wastewater and its components as valuable resources. On a global scale, reusing treated wastewater in agriculture is certainly the most important aspect. In addition, the nutrients nitrogen and phosphorus contained in wastewater are also essential for agriculture. With regard to resource protection, the recovery of these components is, without doubt, reasonable. Since phosphorus is a limited, fossil element, recovery will even be an urgent global need. As to wastewater treatment, both elements have to be treated by cost-expensive processes; thus, the basic conditions of nutrient recovery – i.e. commercialising the ‘pollutants’ N and P – seem to be favourable. Given this context, it is slightly surprising that full-scale recovery systems are not yet common.

Based on a literature review, it could be shown that this situation is related to ‘deficits’ related to the setup and the evaluation of recovery techniques. Those deficits negatively affect the economy and thus, the main parameter when deciding whether a new system should be implemented or not. Major deficits identified during the review are the lack of an integrated approach, as well as the missing integration of the needs and requirements of agriculture. Based on this, the hypothesis of this work was that nutrient recovery can be economically advantageous if the deficits are resolved.

To evaluate the hypothesis, a nutrient recovery system, consisting of a MAP-precipitation (to recover P) and an ammonia stripping (to recover N) has conceptually been designed for the treatment of the sludge liquor of a large municipal wastewater treatment plant (wwtp). Within an integrated approach, both the wastewater treatment- and the recovery aspects have been evaluated and accounted for. The recovery products – magnesium-ammonium-phosphate (MAP or ‘struvite’) and di-ammonium-sulphate (DAS) – can directly be used as fertilisers.

To consider the requirements of agriculture, the demand of mineral fertilisers has been analysed for specific crops and has subsequently been matched with the DAS and MAP-production provided by the wastewater treatment plant. In this case study, mineral fertilisers could be substituted by recovered fertilisers to a large extent. For each substitution concept, value and price of the recovered fertilisers could be determined, ensuring a win-win-situation for both the wwtp and the farmers.

Within the economic feasibility study of the whole system, selling the recovered fertilisers has been considered as revenue. By removing substantial amounts of N- and P, the load of the wwtp is reduced. The ‘treatment effect’ of the recovery systems has also been considered as revenue. With regard to the costs, the most notable expenses are the operating costs – above all, the costs of supplies such as acids and precipitants – considerably exceeding capital expenditures.

Given annual costs of approximately 1,19 Mio. € and revenues of approximately 1,03 Mio. €, the net annual costs amount to 160.000 €. Revenues are mainly related to the

consideration of the treatment effect and thus, the integrated approach of this work. With 150.000 €/a, the revenues generated by vending the fertilisers MAP and DAS are considerably lower; but since those revenues are in the same dimension of the net costs, they are, as well as the consideration of the treatment effect, essential for the implementation and evaluation of a treatment- and recovery system.

For the case study and its framework, the hypothesis could not be confirmed completely. Within the break-even-analysis performed additionally, it could be proved that key parameters (such as the costs of supplies) could realistically be optimised to achieve long-term cost effectiveness. Favourable framework conditions (such as higher P- and N-loads in the sludge liquor, compared to the case study) could lead to cost effectiveness as well.

Besides economic questions, non-monetary aspects such as resource protection, operational benefits and flexibility on the wwtp and the local, market-independent provision of fertilisers, should also be considered when planning and implementing a comparable wastewater treatment- and nutrient recovery system.

To conclude, it could be demonstrated that a MAP-precipitation and a NH<sub>3</sub>-stripping, implemented to treat sludge liquor of a common municipal wwtp and combined with the use of the recovered fertilisers in agriculture, can be cost-effective. The system should therefore be considered as an alternative to other technical options in any case.

## Inhalt

1	Einleitung.....	1
2	Ressourcenökonomische Grundlagen.....	4
2.1	Globaler Kontext.....	4
2.2	Nährstoffbedarf und Nährstoffverfügbarkeit in der Landwirtschaft.....	7
2.3	Preisentwicklung von Düngern und Düngemittelrohstoffen .....	10
2.4	Kläranlagen als Nährstoffquelle.....	11
2.5	Zusammenfassung und Fazit .....	13
3	Aktueller Stand von Forschung und Technik.....	15
3.1	Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen.....	15
3.2	Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft.....	30
3.3	Aktueller Stand von Forschung und Technik: Zusammenfassung.....	48
4	Zielsetzung und Inhalte der Arbeit.....	50
4.1	Forschungsbedarf und Zielsetzung .....	50
4.2	Vorgehensweise .....	52
4.3	Inhalt und Aufbau der Arbeit.....	52
4.4	Abgrenzung der Arbeit.....	53
5	Anforderungen der Landwirtschaft .....	54
5.1	Vorgehensweise und Methodik zur Erfassung des Nährstoffbedarfs .....	55
5.2	Ergebnisse .....	59
5.3	Schlussfolgerungen: Anforderungen der Landwirtschaft am Fallbeispiel Braunschweig .....	69
5.4	Übertragbarkeit der Ergebnisse.....	70
6	Grundlagendaten zum Klärwerk Steinhof/Braunschweig.....	71
6.1	Geschichtliche Entwicklung der Abwasserreinigung.....	71
6.2	Verfahrensschema .....	71
6.3	Bemessungsrelevante Daten für die Nährstoffrückgewinnung .....	72
7	Nährstoffrückgewinnung auf dem Klärwerk Steinhof.....	80
7.1	Konzeption der Phosphorfällung.....	80
7.2	Konzeption der Stickstoffrückgewinnung.....	86
7.3	Düngemittelaufbereitung und Speicherung .....	92

7.4	Zusammenfassung: Nährstoffrückgewinnung am Fallbeispiel Braunschweig .....	94
8	Einsatz der Sekundärrohstoffdünger und Substitutionskonzepte .....	96
8.1	Substitution eines Phosphordüngers durch MAP .....	96
8.2	Substitution eines Stickstoffdüngers durch Diammoniumsulfat .....	102
8.3	Übertragbarkeit der dargestellten Substitutionsansätze .....	109
8.4	Zusammenfassung der Substitutionskonzepte .....	114
9	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung des Fallbeispiels .....	116
9.1	Investitionen .....	116
9.2	Betriebskosten .....	117
9.3	Kosten der Düngemittelaufbereitung und Speicherung .....	119
9.4	Bewertung des Reinigungseffektes der Rückgewinnungsverfahren .....	120
9.5	Erlöse der Düngemittelvermarktung .....	126
9.6	Zusammenfassung der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung .....	128
10	Ganzjähriger Betrieb der Rückgewinnungsverfahren .....	131
10.1	Extrapolation des Fallbeispiels auf einen ganzjährigen Betrieb .....	131
10.2	Verfahrensspezifische Kosten bei einem Jahresbetrieb .....	133
10.3	Ökonomische Bewertung der Synergieeffekte .....	134
10.4	Spezifische Produktionskosten .....	136
10.5	Zusammenfassende Bewertung der Nährstoffrückgewinnung .....	138
11	Sensitivitätsanalysen .....	140
11.1	Einfluss der Kapitalzinsen .....	140
11.2	Einfluss der Abschreibungszeiträume .....	141
11.3	Einfluss der Betriebskosten .....	142
11.4	Zusammenfassung der Sensitivitätsanalysen .....	147
12	Break-Even-Analysen .....	148
12.1	Betriebsmittel .....	149
12.2	Nährstoffkonzentrationen .....	151
12.3	Anlagendimensionierung .....	152
12.4	Düngemittelerlöse .....	155
12.5	Zusammenfassung der Break-Even-Analysen .....	158
13	Weitergehende Aspekte der Nährstoffrückgewinnungsverfahren .....	159

13.1	Einsatz neuartiger Sanitärsysteme.....	159
13.2	Schlammbehandlung und Schlammaufschluss.....	163
13.3	Nicht-monetäre Aspekte.....	164
13.4	Zusammenfassung der weitergehenden Aspekte .....	168
14	Zusammenfassung und Ausblick .....	169
15	Literatur und Quellen .....	176
	Abkürzungen und Begriffe .....	195
	Abbildungsverzeichnis.....	198
	Tabellenverzeichnis.....	201





# 1 Einleitung

Die Erkenntnis, dass Abwasser wertvolle Ressourcen enthält, die zurückgewonnen oder verwertet werden können, ist nicht neu. Dennoch wurde die Abwasserwirtschaft in den letzten Jahrzehnten von dem Leitgedanken geprägt, die enthaltenen Stoffe – in diesem Sinne also *Schadstoffe* – Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor aus dem Abwasser zu entfernen. Es hat jedoch in den letzten Jahren ein Umdenkprozess eingesetzt, der zu Recht als „Paradigmenwechsel“ bezeichnet werden kann. Statt mit einem großen finanziellen und energetischen Aufwand die Inhaltstoffe zu eliminieren, wird zunehmend deren Wert als Ressource und somit die Rückgewinnung und Nutzung in den Mittelpunkt der Abwasserbehandlung gestellt.

Katalysator und Fokus dieses Wechsels ist – abgesehen von der Wiedernutzung des Wassers selbst – das Element Phosphor, was in Anbetracht der globalen Situation dieser Ressource auch plausibel ist. Phosphor wird primär als Dünger in der Landwirtschaft verwendet, die die Nahrungsgrundlage für eine stetig wachsende Weltbevölkerung bereitstellt. Auf Bedarfsseite ist daher eine kontinuierliche Steigerung zu beobachten und weiterhin zu erwarten. Auf Angebotsseite ist hingegen langfristig eine Verknappung abzusehen, da das Element aus fossilen Lagerstätten mit limitierter Reichweite gewonnen wird. Die zunehmende Verknappung bei einem stetig steigenden Bedarf spiegelt sich bereits heute in einem volatilen Markt, steigenden Preisen und abnehmenden Phosphatqualitäten wider. Dementsprechend ist eine Rückgewinnung nicht nur aus Ressourcenschutzgründen, sondern auch im Hinblick auf eine (preis-)stabile Düngemittelversorgung sinnvoll und notwendig.

Die für die industrialisierte Landwirtschaft ebenfalls essentielle Ressource Stickstoff ist hingegen unendlich verfügbar. Es besteht somit kein direkter Zwang, Stickstoff aus dem Abwasserstrom zurückzugewinnen. Unter Ressourcenschutzaspekten ist es jedoch wenig sinnvoll, Luftstickstoff ( $N_2$ ) zuerst mit großem energetischem Aufwand in eine landwirtschaftlich verwertbare Form umzuwandeln, um ihn danach mit ähnlich großem Aufwand bei der Abwasserreinigung wieder als inertes  $N_2$  in die Atmosphäre abzugeben. Aufgrund der engen Verzahnung mit dem Markt für Energierohstoffe und des steigenden landwirtschaftlichen Bedarfs ist der Markt für Stickstoffdünger ähnlich volatil wie der Phosphormarkt. Es sind somit sowohl für N, als auch für P teilweise die gleichen Gründe, die die Notwendigkeit eines Paradigmenwechsels begründen.

In Bezug auf die Ressource Phosphor ist dieses Umdenken ohne Zweifel in Forschung und Praxis angekommen. Die Frage, wie Phosphor grundsätzlich aus Abwasserströmen zurückgewonnen werden kann, kann für viele Ansatzpunkte und Zielsetzungen als weitgehend beantwortet angesehen werden. Dementsprechend verschiebt sich der Fokus zusehends auf die anwendungs- und umsetzungsorientierte Forschung. Verfahren, die Stickstoff in einer prinzipiell nutzbaren Form aus dem Abwasserstrom entfernen, werden bereits seit Jahrzehnten für bestimmte Fragestellungen in großtechnischem Maßstab eingesetzt.

In Anbetracht der vorhandenen technischen Möglichkeiten und der günstigen Rahmenbedingungen – sofern globale Zwänge als „günstig“ bezeichnet werden können – stellt sich die Frage, warum die Rückgewinnung von N und P nur sehr zögerliche Verbreitung findet. Für die Stickstoffrückgewinnung ist die Antwort einfach: Der Zwang, einer mittelfristig unvermeidbaren Ressourcenverknappung entgegenzuwirken, fehlt. Demgemäß werden „rückgewinnende“ Verfahren primär als Alternative zu konventionellen Reinigungsverfahren aufgefasst und meist aufgrund betrieblicher Vorteile implementiert. Rückgewinnungs- bzw. Verwertungsaspekte sind hierbei kaum von Belang.

Im Falle der Phosphorrückgewinnung sind es hingegen wirtschaftliche Gründe, die einer weitergehenden Verbreitung bisher entgegenstehen. Ein wesentlicher Grund für die fehlende Wirtschaftlichkeit ist sicherlich, dass die Verfahren häufig ausschließlich als Rückgewinnungsverfahren aufgefasst bzw. eingesetzt werden und den möglichen positiven Begleiteffekten im Bereich der Abwasserbehandlung und des Anlagenbetriebs oftmals wenig Beachtung geschenkt wird. Zur fehlenden Wirtschaftlichkeit trägt ebenfalls bei, dass der Betrachtungsrahmen der Rückgewinnung vor der Produktverwertung endet und die weitere Wertschöpfungskette nicht berücksichtigt wird.

In Summe findet somit die Tatsache, dass beide Nährstoffe behandelt/entfernt werden *müssen* und zudem zurückgewonnen/genutzt werden *können*, bei der Verfahrensbewertung nur unzureichende Beachtung. Basierend auf den bisherigen Erfahrungen zur N- und P-Rückgewinnung ist im Umkehrschluss anzunehmen, dass bei Berücksichtigung der Reinigungs- und Rückgewinnungsaspekte, der Optimierung der Rahmenbedingungen sowie der Nutzung der Rückgewinnungsprodukte in der Landwirtschaft beide Verfahren wirtschaftlich implementiert werden können.

Zentraler Ansatz der vorliegenden Arbeit ist es, diese Annahme auf ihre Gültigkeit zu überprüfen. In der *gemeinsamen* Betrachtung von N- und P-Rückgewinnung geht die Arbeit über die in aller Regel auf ein Element fokussierte Forschung und Praxis hinaus. Weiterhin liegen noch wenige Erfahrungen vor, wie die Rückgewinnungsprodukte (direkt) als Dünger in der Landwirtschaft verwendet werden können. Ein weiterer Schwerpunkt dieser Arbeit liegt daher darin, den Betrachtungsrahmen zu erweitern, detailliert auf die Belange der Landwirtschaft einzugehen und die Lücke zwischen Nährstoffrecycling und Nährstoffnutzung zu schließen.

Die Untersuchung dieses Ansatzes erfolgt anhand einer bestehenden Kläranlage der Größenklasse 5. Für diese wird eine MAP-Fällung sowie eine NH<sub>3</sub>-Strippung für den Einsatz im Zentratwasserstrom konzipiert, wodurch die Rückgewinnung unmittelbar mit einem Effekt in der Abwassereinigung verbunden ist. Der landwirtschaftliche Nährstoff- und Düngemittelbedarf wird anhand von Schlagkarteien und somit ebenfalls für ein konkretes Fallbeispiel ermittelt. Hierauf basierend werden Konzepte erstellt, wie die zurückgewonnenen Produkte zur Substitution mineralischer Düngemittel eingesetzt werden können und welche Effekte hierbei zu beachten sind.

Aufgrund der großen Bedeutung der Wirtschaftlichkeit wird für das Gesamtsystem aus Kläranlage – Reinigung/Rückgewinnung – landwirtschaftliche Nutzung eine ausführliche Kostenbetrachtung durchgeführt. In Sensitivitäts- und Break-Even-Analysen werden die wesentlichen Einflussfaktoren sowie die zentralen Stellgrößen der Wirtschaftlichkeit untersucht.

Es steht außer Frage, dass der Ökonomie bei der Bewertung und Implementierung von Verfahren eine zentrale Rolle zukommt bzw. zukommen muss. Es ist jedoch nicht das abschließende Ziel dieser Arbeit, eine bestimmte Vorgehensweise hinsichtlich ihrer Ökonomie zu bewerten. Vielmehr soll anhand eines konkreten Fallbeispiels das generelle Potential der hier vorgestellten, gesamtsystemischen Betrachtungsweise dargestellt und – hierauf basierend – die weitere Verbreitung dieses Ansatzes katalysiert werden. Insbesondere für die dezentrale Implementierung ist es zwingend notwendig, übertragbare Referenzanlagen und Anwendungsbeispiele zur Nährstoffrückgewinnung zu schaffen, die *auch* eine konkrete Funktion innerhalb der Abwasserreinigung erfüllen – denn das ist nachwievor die wichtigste Aufgabe einer Kläranlage.

Letztlich soll diese Arbeit Optionen aufzeigen und das Spektrum der möglichen Behandlungs- und Rückgewinnungsverfahren um eine breit einsetzbare Variante ergänzen. Weiterhin soll sie das Augenmerk auf Aspekte richten, die in der bisherigen Betrachtung des Themenfeldes „Nährstoffrückgewinnung“ nur eine untergeordnete Rolle spielen – wie der Rückgewinnung von Stickstoff oder der Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Belange. Durch ihren dezentralen Ansatz soll sie einen Beitrag dazu leisten, Ressourcenschutzaspekte stärker in die kommunale Abwasserreinigung zu integrieren.

## 2 Ressourcenökonomische Grundlagen

### 2.1 Globaler Kontext

#### 2.1.1 Phosphor

Das Element Phosphor (P) ist Bestandteil aller lebenden Zellen und somit ein essentieller Nährstoff für alle Organismen. Der Phosphorbedarf des Menschen wird über pflanzliche und tierische Produkte gedeckt, die letztlich ihren Ursprung in der landwirtschaftlichen Produktion verschiedener Nutz- bzw. Futterpflanzen haben. Dementsprechend ist es naheliegend, dass aktuell etwa 90% der jährlichen Phosphorproduktion bzw. Rohphosphatförderung zu Düngemitteln verarbeitet werden (SARTORIUS & VON HORN 2011). Dieser prozentuale Anteil entsprach im Jahre 2005 einer absoluten Menge von etwa 40 Mio. t Phosphordünger (angegeben als  $P_2O_5$ ; WAGNER 2005). Aufgrund der wachsenden Weltbevölkerung ist eine stetige Zunahme des Phosphorbedarfs festzustellen (vgl. Abschnitt 2.2.2).

Die für die Düngemittelproduktion benötigten Rohphosphate werden fast ausschließlich bergbaulich aus sedimentären bzw. magmatischen Gesteinen gewonnen. Phosphor liegt hier als Apatit ( $Ca_5[F,Cl,OH/PO_4]_3$ ) bzw. in der Variante Phosphorit vor. Die Lagerstätten sind global sehr ungleich verteilt; jeweils über 30% der Reserven befinden sich Marokko bzw. China (ELSNER 2008). Abbildung 1 gibt hierzu eine Übersicht. In Abhängigkeit von Datenquelle, Bezugsjahr und der Definition des Begriffes „Reserve“ werden die prozentualen Anteile teilweise unterschiedlich angegeben (z.B. in SARTORIUS & VON HORN 2011; RÖHLING 2007).

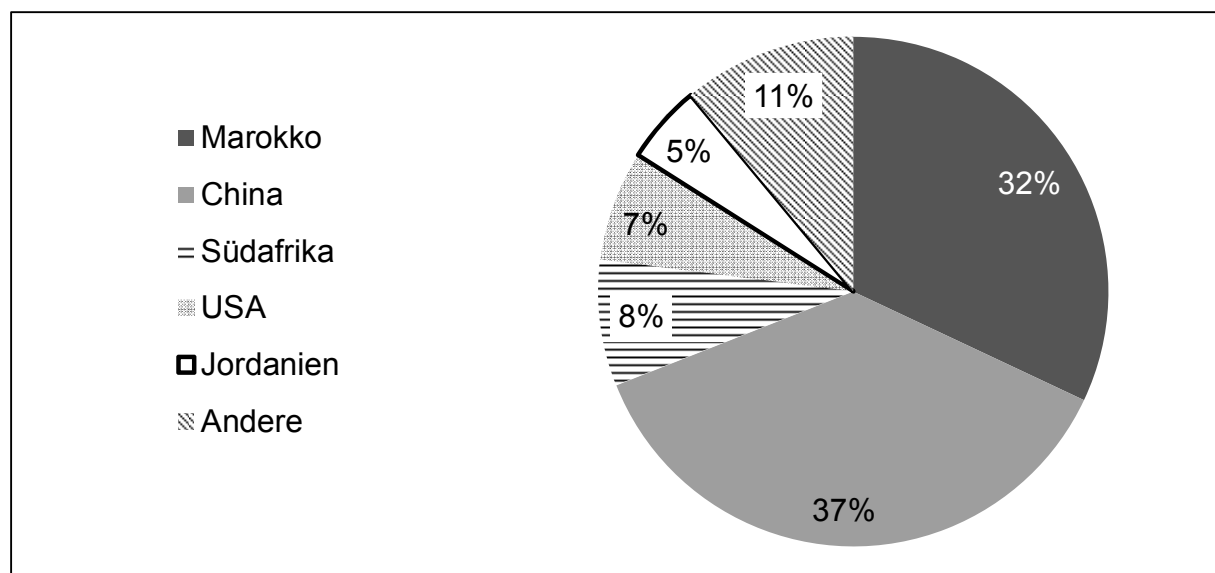


Abbildung 1: Globale Verteilung der Phosphatreserven (eigene Darstellung nach Daten des BGR; in ELSNER 2008)

Die Konzentration von Lagerstätten auf einige wenige Länder, die somit ein Oligopol bilden, birgt grundsätzliche Risiken für den globalen Markt, unter anderem hinsichtlich der Preisentwicklung und der Versorgungssicherheit. In Bezug auf den Rohstoff „Rohphosphat“ ist zusätzlich zu erwähnen, dass insgesamt über 70% der Lagerstätten auf Länder entfallen, die als politisch instabil einzustufen sind (Marokko) bzw. selbst einen großen Eigenbedarf an Phosphaten aufweisen, wie China und die USA (UBA 2012).

Die globale Phosphorförderung konzentriert sich ebenfalls auf wenige Länder; größter Produzent sind die USA mit 30% Anteil (WAGNER 2005). Parallel zum steigenden Phosphorbedarf steigt die globale Fördermenge, wodurch – insbesondere in Bezug auf hohe Cadmiumgehalte – zunehmend qualitativ schlechtere Rohphosphatlagerstätten herangezogen werden müssen (UBA 2012).

#### *Reichweite der Phosphorvorräte*

Die „statische Reichweite“ der Phosphor- bzw. Phosphatvorräte wird aus dem Quotienten aus bekannten, wirtschaftlich abbauwürdigen Phosphatlagerstätten („reserve“) und der aktuellen weltweiten Förderung bzw. dem Bedarf errechnet. Gemäß verschiedener Veröffentlichungen des Bundesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe BGR (z.B. ELSNER 2008; RÖHLING 2007) beträgt die statische Reichweite der Phosphatlagerstätten 115 Jahre. Als „wirtschaftlich“ wurde hierbei ein Förderpreis von <40 US-\$ pro Tonne  $P_2O_5$  angenommen. Unter Einbezug der ebenfalls bekannten, jedoch unter den aktuellen Bedingungen *nicht* wirtschaftlich abbaubaren Lagerstätten („reserve base“) liegt die statische Reichweite der Phosphatlagerstätten hingegen bei über 300 Jahren (ELSNER 2008).

Bei der Bewertung dieser Angaben sind jedoch mehrere Aspekte zu beachten. Zum einen weisen statische Berechnungs- bzw. Betrachtungsweisen den methodenimmanenten Nachteil auf, dass dynamische Vorgänge nicht berücksichtigt werden können. Dies betrifft insbesondere Veränderungen in der Nachfrage, die im Falle von Phosphor tendenziell steigt, wodurch die statische Reichweite rechnerisch abnimmt. Auch die Einstufung von Lagerstätten in die Kategorie „reserve“ bzw. „reserve base“ ist nicht starr festgelegt, sondern von der Definition der Wirtschaftlichkeitsgrenze abhängig, die wiederum durch verschiedene Faktoren wie Angebot und Nachfrage, dem Marktpreis und der technologischen Entwicklung beeinflusst wird (RWI ET AL 2006). Technologische Fortschritte in der Abbau- und Produktionstechnik oder auch eine Steigerung der Marktpreise bewirken beispielsweise mittelfristig, dass ehemals als unwirtschaftlich eingestufte Lagerstätten der „reserve base“ – unter anderem also Lagerstätten, die vergleichsweise geringe Phosphorkonzentrationen aufweisen – wirtschaftlich abgebaut werden können (WAGNER 2005). Hierdurch erhöht sich somit die statische Reichweite.

Diese und ähnliche gegenläufige Effekte können beispielsweise in Summe dazu führen, dass sich die statische Reichweite von Rohstoffen allgemein bzw. Phosphat im Speziellen über Jahrzehnte nicht wesentlich verändert und sich ein ‚dynamisches

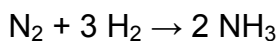
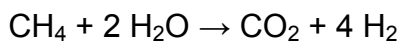
Gleichgewicht' zwischen Produktion und Nachfrage einstellt (WAGNER 2005). Andererseits können sich – sofern einer der für die Reichweite relevanten Effekte überwiegt – im Vergleich verschiedener Jahre deutliche Veränderungen in der statischen Reichweite ergeben, wie beispielsweise ELSNER (2008) am Beispiel verschiedener regionaler Phosphatlagerstätten zeigt.

Die statische Reichweite kann somit kein absoluter Indikator für eine anstehende Knappheit eines bestimmten Rohstoffes sein; eine ausführliche Diskussion hierzu erfolgt beispielsweise in RWI ET AL (2006). Sie gibt jedoch einen grundsätzlichen Hinweis auf die mittel- bis langfristig absehbare Endlichkeit eines Rohstoffes.

### 2.1.2 Stickstoff

Stickstoff (N) ist ebenfalls ein wichtiger Zellbestandteil und wie Phosphor ein elementarer Nährstoff für alle Organismen. Im Gegensatz zu Phosphor ist Stickstoff jedoch eine unbegrenzte und vergleichsweise leicht zugängliche Ressource: Knapp 80% der weltweiten Stickstoffvorräte liegen als elementarer Stickstoff (N<sub>2</sub>) in der Luft vor; etwa 20% sind in stickstoffhaltigen Sedimentgesteinen gebunden (MACKENZIE 1998). Über 80% des globalen Stickstoffbedarfs entfallen auf die Düngemittelindustrie (STILGENBAUER 2007). Dieser Bedarf wird fast ausschließlich über Luftstickstoff gedeckt; sedimentäre Lagerstätten als Rohstoffquelle für die Düngemittelindustrie spielen aktuell keine Rolle mehr (USGS 2012; PATYK & REINHARDT 1997).

Elementarer Stickstoff ist sehr reaktionsträge. Dies hat zur Folge, dass N<sub>2</sub> für jedwede weitere Anwendung in eine reaktive Form überführt werden muss. Der wichtigste technische Prozess zur Fixierung bzw. Umwandlung von N<sub>2</sub> ist die Synthese von Ammoniak (NH<sub>3</sub>), die vereinfacht über folgende Reaktionsgleichungen ausgedrückt werden kann (PATYK & REINHARDT 1997):



Die dargestellten Gleichungen beschreiben das Steam-Reforming-Verfahren nach Haber-Bosch, bei dem leichtflüchtiges Erdgas bzw. Methan (CH<sub>4</sub>) sowohl als Energieträger, als auch als Prozessgas zur Herstellung des Synthesegases (CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>) verwendet wird. Der elementare Wasserstoff des Synthesegases wird daraufhin mit elementarem Luftstickstoff zu gasförmigem Ammoniak NH<sub>3</sub> umgesetzt, das zu verschiedenen Düngemitteln und Industrieprodukten verarbeitet werden kann. Der Einsatz anderer Energieträger ist – bei entsprechender Modifikation des Verfahrens – möglich; das Steam-Reforming-Verfahren ist jedoch die am häufigsten eingesetzte Variante (PATYK & REINHARDT 1997).

Der Prozess ist in Summe sehr energieintensiv, da die Produktion des Synthesegases hohe Temperaturen und Drücke erfordert. PATYK & REINHARDT (1997) geben für obigen Prozess und westeuropäische Verhältnisse einen mittleren Energieeinsatz von insgesamt 35,6 GJ (Gigajoule) je Tonne produziertes NH<sub>3</sub> an; dies entspricht rund 9.900 Kilowattstunden (kWh) je t NH<sub>3</sub> bzw. 12.000 kWh je t N. Die folgende

Weiterverarbeitung des Ammoniaks zu Handelsdüngern erfordert nur noch einen geringen zusätzlichen Energieeinsatz.

Laut STILGENBAUER (2007) wurden im Jahre 2005 weltweit knapp 150 Mio. t Ammoniak produziert, die zu über 80% in der Düngemittelindustrie verwendet wurden. Mit obigen Rechenwerten ist hierfür jährlich ein Energieeinsatz von etwa 12.000 Terawattstunden (TWh) nötig. Zum Vergleich: Die jährliche Stromproduktion aller Kraftwerke in Deutschland betrug im Jahre 2009 etwa 600 TWh (BMW I 2010).

Somit ist auch der unendlich verfügbare Rohstoff „Stickstoff“ an endliche Ressourcen, nämlich Energieträger wie Erdöl, Kohle oder Erdgas, gebunden. Vergleichbar mit Phosphor sind die Lagerstätten und Reserven dieser Rohstoffe global sehr ungleich verteilt. Etwa 60% der weltweiten Erdöl- und 40% der Erdgasreserven befinden sich im Nahen Osten; weitere 30% der Gasreserven in der Gemeinschaft Unabhängiger Staaten GUS (BMW I 2010). Die grundlegende Situation bzgl. der Preisstabilität und der Versorgungssicherheit von Energierohstoffen – und somit zumindest mittelbar von stickstoffhaltigen Düngemitteln – ist daher durchaus mit dem Rohstoff Phosphor vergleichbar.

## **2.2 Nährstoffbedarf und Nährstoffverfügbarkeit in der Landwirtschaft**

### **2.2.1 Natürliche Nährstoffkreisläufe von Stickstoff und Phosphor**

Je nach Ausgangsgestein und Gehalt an organischer Substanz liegt der P-Gehalt in Böden bei etwa 0,02% bis 0,15% (SCHILLING 2000). GISI ET AL (1997) geben einen mittleren Gehalt von 500-800 mg/kg an; dies entspricht einem Phosphorpool von 1.200 bis 2.000 kg/ha in der Hauptwurzelzone der Pflanzen. In natürlichen und naturnahen Ökosystemen ist die Zufuhr von außen sehr gering. Da die Auswaschungsverluste jedoch ebenfalls gering sind, ist der natürliche Phosphorkreislauf in der Regel weitgehend geschlossen.

Luftstickstoff kann über natürliche Prozesse in eine nutzbare, reaktive Form umgewandelt werden, sodass auch unabhängig von zusätzlichen Düngemaßnahmen Stickstoff für das Pflanzenwachstum zur Verfügung steht. Ubiquitär im Boden vorhandene, nichtsympiotische Bakterien sowie verschiedene Blaualgen sind in der Lage, bis zu 20 kg N je Hektar und Jahr aus der Luft zu fixieren (GISI ET AL 1997). Symbiotisch lebende Knöllchenbakterien im Wurzelraum von bestimmten Pflanzen, im wesentlichen Bohnenarten, Erbsen und Lupinen, können deutlich größere Fixierungsraten von bis zu 600 kg/ha·a erzielen (GISI ET AL 1997); üblich sind etwa 300 kg/ha·a. Nach dem Absterben der Pflanzen verbleibt der Stickstoff organisch gebunden im System und steht über Mineralisierungsprozesse für andere Bodenlebewesen bzw. Pflanzen zur Verfügung. Der hieraus entstehende Stoffkreislauf ist jedoch auch in natürlichen Ökosystemen nicht geschlossen. Auswaschungs- und Denitrifikationsverluste werden jedoch weitgehend über erneute Fixierungsprozesse kompensiert (SCHILLING 2000).

## 2.2.2 Landwirtschaft und Düngung

### 2.2.2.1 Geschichtliche Entwicklung des Düngereinsatzes

Wie eine mittlerweile über 10.000 Jahre andauernde Geschichte zeigt, ist auch ohne gezielte Düngung Ackerbau und Landwirtschaft möglich. Obschon pflanzliche Abfallprodukte, Asche und ähnliche organische Stoffe bereits früh zur Kompensation der erntebedingten Nährstoffverluste und zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit eingesetzt wurden (FINCK 2007), waren die Erträge bei weitem nicht mit denen einer intensivierten Landwirtschaft vergleichbar. Mittel- bis langfristig bestand ohne eine angepasste Bewirtschaftung zudem die Gefahr, die Bodenfruchtbarkeit durch übermäßige Entzüge oder Erosionsverluste dauerhaft zu verringern. In ärmeren Regionen der Erde, die häufig ein hohes Bevölkerungswachstum aufweisen, ist die Übernutzung und Degradation landwirtschaftlicher Flächen häufig auch ein aktuelles Problem (SANCHEZ ET AL 1997).

Die systematische Anwendung von mineralischen Handelsdüngern und somit die Entkoppelung der landwirtschaftlichen Produktion von natürlichen/naturnahen Stoffkreisläufen begann erst in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Stickstoffhaltige Salpetersalze und phosphorhaltiger Guano wurden aus Südamerika nach Europa importiert und als Dünger eingesetzt; einhergehend mit einer deutlichen Ertragssteigerung (FINCK 2007). Als Meilenstein ist ohne Zweifel die Entwicklung der bereits angesprochenen Ammoniaksynthese durch Haber und Bosch (1913) zu nennen, durch die die Massenproduktion von stickstoffhaltigen Düngern und letztlich die industrielle Landwirtschaft ab den 1950er Jahren erst möglich wurde. Durch diese und weitere Entwicklungen stieg der Ertrag landwirtschaftlicher Flächen in den letzten 150 Jahren um mehrere 100% an. In FINCK (2007) ist eine mittlere Ertragssteigerung für Weizen von 23 dt/ha im Jahre 1880 auf 75 dt/ha im Jahr 2000 angegeben, was einer Steigerung von etwa 225% entspricht. Nach GALLER (2008) sind die Zuckerrübenenerträge von 1850 bis heute um 270%; die Kartoffelerträge um 360% gestiegen.

### 2.2.2.2 Globaler und länderspezifischer Düngemittelverbrauch

Im Jahre 2010 wurden weltweit etwa 42,5 Mio. t Phosphordünger (angegeben als  $P_2O_5$ ) und 103 Mio. t Stickstoffdünger verwendet (IFA 2012). Aufgrund der generell steigenden Nachfrage nach Nahrungsmitteln steigt der globale Verbrauch im Mittel stetig an. Dieser Trend wird durch die erhöhte Nachfrage nach tierischen Produkten – die als „veredeltes“ landwirtschaftliches Sekundärprodukt mehr Fläche und Dünger erfordern als direkt verzehrbare Nutzpflanzen – weiter verstärkt (SARTORIUS & VON HORN 2011).

SARTORIUS & VON HORN (2011) errechneten aus verschiedenen Quellen für die Jahre 1999-2006 eine jährliche Steigerungsrate des Düngemittelbedarfs (hier bezogen auf Phosphor) von 1,7%, wobei jedoch deutliche regionale Unterschiede zu erkennen sind. Im europäischen und amerikanischen Raum ist der Verbrauch tendenziell eher rückläufig, was unter anderem auf ‚Lerneffekte‘ und die damit verbundene Optimie-



rung des Düngemittleinsatzes seit den 1970er Jahren zurückzuführen sei (WAGNER 2005). In den Jahrzehnten zuvor erfolgte jedoch eine Intensivierung und Industrialisierung der Landwirtschaft mit einem massiven Anstieg des flächenspezifischen Düngemittleinsatzes. Aktuell beträgt der absolute Düngemittleinsatz je Hektar Fläche in Deutschland durchschnittlich 193 kg NPK-Dünger (Mittelwert 2005-2009; WORLDBANK 2009), mit einer nachwievor sinkenden Tendenz.

Im asiatischen Raum hingegen sind aktuell Steigerungsraten des Düngemittelbedarfs von bis zu 6% pro Jahr zu verzeichnen (WAGNER 2005, FAO 2008). Diese haben ihre Ursache in dem enormen Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum insbesondere in China und Indien, das sich nicht nur auf den Düngemittelmarkt, sondern auf die Rohstoffmärkte insgesamt auswirkt (RWI ET AL 2006). Auch für die nächsten 20 Jahre werden für China und Indien deutliche Steigerungsraten vorausgesagt. China ist bereits heute der größte Einzelverbraucher von Düngemitteln (EEA 2007); der durchschnittliche Einsatz je Hektar beträgt 458 kg NPK-Dünger (Mittelwert 2005-2009; WORLDBANK 2009).

Der Düngemittelverbrauch in weiten Teilen Afrikas ist hingegen weniger vom Bedarf, sondern vielmehr ‚erratisch‘ von den verfügbaren Finanzmitteln gesteuert (WAGNER 2005). Die Steigerungsraten des Verbrauchs sind somit von Land zu Land sehr unterschiedlich, ebenso wie der absolute Verbrauch je Flächeneinheit (KELLY 2006). Letzterer beträgt beispielhaft 30,5 kg/ha NPK-Dünger in Sambia und nur 0,4 kg/ha im Niger (jeweils Mittelwerte 2005-2009; WORLDBANK 2009).

### **2.2.2.3 Einflussfaktoren auf landwirtschaftliche Erträge**

Wie bereits im Kontext der geschichtlichen Entwicklungen erläutert wurde, ist Landwirtschaft auch ohne mineralische Zudüngung möglich. Erst der Einsatz von mineralischen Düngemitteln ermöglicht jedoch die heute üblichen, hohen Erträge einer Intensivlandwirtschaft. Am Beispiel Chinas wird jedoch deutlich, dass aus einer hohen Düngegabe nicht zwangsweise ein hoher Ertrag resultiert. Die Getreideerträge liegen im Mittel um etwa 20% niedriger als in Deutschland (FAOSTAT 2010), obwohl der Düngemittleinsatz je Flächeneinheit mehr als doppelt so hoch ist (vgl. Abschnitt 2.2.2.2). Wenngleich diesen Zahlen globale, verallgemeinernde Ansätze zugrunde liegen, wird deutlich, dass der Düngemittleinsatz in Deutschland effektiver ist als in China. Dies wird durch verschiedene Studien wie beispielsweise JU ET AL (2009) sowie EEA (2007) bestätigt, die für China die Stickstoffverluste durch Ausgasung bzw. Auswaschung mit 50-60% beziffern – zu entsprechenden Kosten für Landwirte und Umwelt. Der Düngemittleinsatz in Deutschland scheint hingegen weitgehend optimiert zu sein (‘Lerneffekte‘; WAGNER 2005).

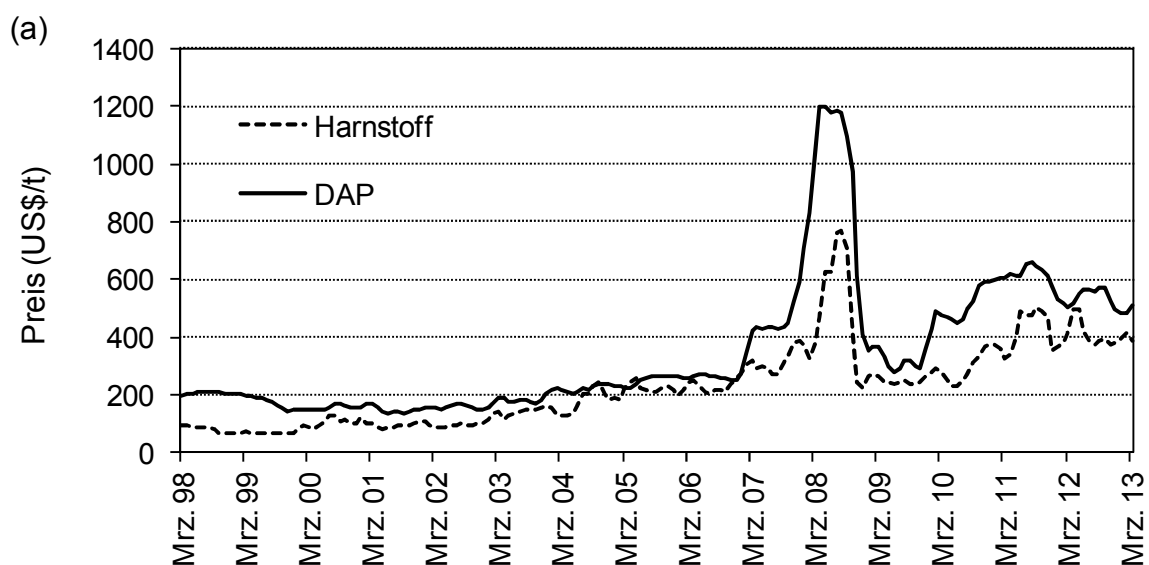
Eine angepasste, effektive Düngestrategie stellt somit einen weiteren, wesentlichen Einflussfaktor auf die Steigerung und wirtschaftliche Optimierung der Erträge dar. Darüber hinaus sind zur Ertragssteigerung unter anderem nachhaltige Bewirtschaftungs- und Anbaustrategien, die Anpassung der Feldfrüchte an die Bodenverhältnis-

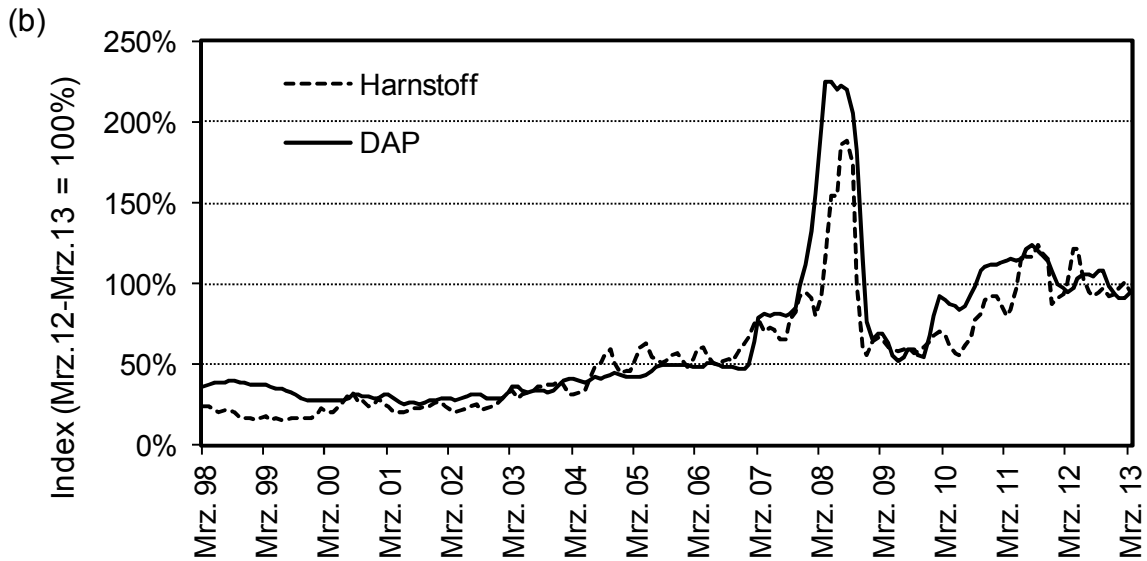
se und an das Klima sowie produktivere Sorten notwendig (u.a. KELLY 2006, DRUILHE & BARREIRO-HURLÉ 2012).

Wenngleich aus ressourcenökonomischen und ökologischen Gründen ein in diesem Sinne „nachhaltiges“ Wirtschaften sicherlich anzustreben ist, wird die Landwirtschaft im globalen Maßstab mittel- bis langfristig vom mehr oder weniger intensiven Einsatz mineralische Düngemittel abhängig bleiben: Die Intensivlandwirtschaft in Europa und Amerika ist auf Ertragsmaximierung ausgerichtet, die zwingend an die Gabe mineralischer Düngemittel gekoppelt ist. Entwicklungsländer, die häufig in klimatischen bzw. geographischen Ungunsträumen liegen und möglicherweise zusätzlich einen hohen Bevölkerungsdruck aufweisen, können ohne Düngemittel auf den oft degradierten, übernutzten Böden (KELLY 2006, SANCHEZ ET AL 1997) ohnehin kaum stabile, ausreichende Erträge erzielen. Aufgrund der hohen Nährstoffverluste ist in China und vergleichbaren Ländern am ehesten ein Potential zur Verringerung des Düngemittelsatzes durch Management- und Optimierungsmaßnahmen gegeben, ohne dass Ertragseinbußen in Kauf genommen werden müssten (JU ET AL 2009). Es ist jedoch anzunehmen, dass die hierfür notwendigen strukturellen Änderungen eher zögerlich ablaufen werden.

### 2.3 Preisentwicklung von Düngern und Düngemittelrohstoffen

Ob überhaupt bzw. in welchem Maße eine Düngung erfolgen kann und wo die wirtschaftlich optimale Düngegabe liegt, wird im Wesentlichen durch den Düngemittelpreis bestimmt. Aufgrund der Vernetzung der Landwirtschaft sowie der ungleichen Verteilung der Düngemittelrohstoffe wird dieser auf einem globalen Markt festgelegt. In Abbildung 2 ist die Preisentwicklung des jeweils wichtigsten N- und P-Düngers (Harnstoff und Diammoniumphosphat) für die letzten 15 Jahre dargestellt. Die Preisentwicklung anderer Düngemittelformen bzw. Nährstoffe erfolgte weitgehend analog.





**Abbildung 2: Preisentwicklung von Diammoniumphosphat (DAP) und Harnstoff seit Mrz. 1998; a) absolute Preise; b) Preisindex (Mrz.12-Mrz.13 = 100%); nach Daten von INDEXMUNDI (2013A)**

Nach einer langen Phase einer relativen Preiskonstanz von etwa 25% des heutigen Preisniveaus erfolgte ab etwa 2002 ein stetiger Preisanstieg, der sich 2007/2008 dramatisch beschleunigte. Zum Höhepunkt betrugen die Preise etwa 200% des heutigen Niveaus. Es ist anzunehmen, dass diese Entwicklung nicht nur auf Änderungen von Angebot und Nachfrage zurückzuführen ist, sondern auch spekulative Anteile enthält (USGS 2009; DOCKHORN 2009A). Aufgrund der globalen Wirtschaftskrise erfolgte im zweiten Halbjahr 2008 ein deutlicher Preiseinbruch, auf den ein erneuter Anstieg erfolgte. Ab etwa 2011 scheint sich die Preissituation zu stabilisieren, allerdings auf einem weitaus höheren Niveau als vor dem Anstieg 2007.

Aufgrund der direkten bzw. indirekten Abhängigkeit von begrenzten Ressourcen bei weiterhin stetig steigender Nachfrage ist davon auszugehen, dass die Düngemittelpreise mittel- und langfristig weiter ansteigen werden (FAO 2008). Dies wirkt sich direkt auf den Düngemiteleinsatz und – hiermit stark korrelierend – die Flächenproduktivität aus. Hiervon sind vor allem wirtschaftlich schwach gestellte Entwicklungs- und Schwellenländer betroffen (SANCHEZ ET AL 1997); aber auch in Ländern wie Deutschland gehen Preissteigerungen häufig mit einer Reduktion des Düngemiteleinsatzes einher (ZORN 2007).

## 2.4 Kläranlagen als Nährstoffquelle

Infolge der dargestellten Entwicklung bzgl. der Verfügbarkeit und der Preisentwicklung wichtiger Düngemittelrohstoffe gewann das Interesse an der Rückgewinnung von Nährstoffen aus Abwasser in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung. Aufgrund der Endlichkeit der Phosphatlagerstätten lag und liegt der Fokus von Wissenschaft und Technik auf der Rückgewinnung von Phosphor. Es ist jedoch zu betonen, dass Abwasser eine ebenso bedeutsame Stickstoff- und Kaliumquelle darstellt.

In den folgenden Abschnitten 2.4.1 und 2.4.2 wird der Stoffstrom „Abwasser“ in den Kontext des (globalen) Nährstoff- und Düngemittelbedarfs gestellt. Abgesehen von der Ressource Phosphor umfasst die Betrachtung den Nährstoff Stickstoff, da sowohl der globale Bedarf, als auch das Rückgewinnungspotential groß sind und eine Behandlung/Elimination von Stickstoff auf Kläranlagen ohnehin erforderlich ist. Da Letzteres für Kalium nicht gegeben ist – und demgemäß zur Behandlung/Rückgewinnung von Kalium keine etablierten Verfahren zur Verfügung stehen – wird dieser Nährstoff nicht in die weitere Betrachtung aufgenommen.

Auf die technischen Möglichkeiten zur Rückgewinnung der Nährstoffe N und P aus Abwasser wird im Abschnitt 3.1 detailliert eingegangen.

#### **2.4.1 Phosphor**

Die einwohnerspezifische Phosphorfracht im Abwasser beträgt laut Arbeitsblatt A 131 (ATV-DVWK 2000) 1,8 g P/EW·d; entsprechend einer Jahresfracht von 657 g P/EW·a. Hochgerechnet ergibt sich hieraus für Deutschland mit etwa 82 Mio. Einwohnern eine Phosphorfracht von 53.900 t/a und für eine Weltbevölkerung von 7 Milliarden Menschen eine P-Fracht von 4,6 Mio. t/a (entsprechend 10,7 t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/a).

Dies entspricht etwa 25% des globalen P-Düngerbedarfs von 42,5 Mio. t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> im Jahre 2010 (IFA 2012). DOCKHORN (2009A) errechnete ein nahezu identisches Substitutionspotential von 28%. Für die deutsche Landwirtschaft ergibt sich aus den Daten von FREDE (2005), der den Gesamtinput von mineralischen P-Düngern in Deutschland mit 155.000 t P (entsprechend 355.000 t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) beziffert, ein vergleichbares Substitutionspotential von etwa 34%.

#### **2.4.2 Stickstoff**

Die einwohnerspezifische Stickstofffracht im Abwasser beträgt laut Arbeitsblatt A 131 (ATV-DVWK 2000) 11 g N pro Einwohnerwert (EW) und Tag, entsprechend einer Jahresfracht von 4,015 kg N/EW·a. Hochgerechnet ergibt sich hieraus für Deutschland mit etwa 82 Mio. Einwohnern eine Stickstofffracht von etwa 330.000 t/a; bezogen auf eine Weltbevölkerung von etwa 7 Milliarden Menschen eine N-Fracht von 28,1 Mio. t/a.

Bei einem Verbrauch von 103 Mio. t/a (IFA 2012) entspricht dies etwa 25% des globalen Bedarfs an N-Dünger. Die Zahlen werden von DOCKHORN (2007A) bestätigt, der ein globales Substitutionspotential von 27% errechnete. Für Deutschland ergibt sich mit einem N-Düngerbedarf von 1,786 Mio. t/a (IFA 2012) ein theoretisches Substitutionspotential von 18%. In diesem im weltweiten Vergleich geringeren Potential spiegelt sich die Tatsache wider, dass der Stickstoffverbrauch als wesentliche Steuerungsgröße von Wachstum und Ertrag in einem Agrarindustrieland wie Deutschland höher ist als im globalen Mittel.

Wenngleich obige Gegenüberstellungen von vereinfachten Annahmen ausgehen wird ohne Zweifel deutlich, dass der Abwasserstrom einen bedeutsamen Beitrag zur Düngemittelbereitstellung leisten kann.

## **2.5 Zusammenfassung und Fazit**

Aufgrund des weltweiten Bevölkerungswachstums und der zunehmenden Tendenz zu einer ressourcenintensiven Ernährungsweise steigt die globale Nachfrage nach landwirtschaftlichen Erzeugnissen stetig an. Diese Nachfrage muss größtenteils über steigende Flächenerträge gedeckt werden, da die für die Landwirtschaft geeigneten Flächen bereits weitgehend genutzt werden (SARTORIUS & VON HORN 2011) bzw. aus ökologischen Gründen (Regenwälder) nicht für eine Urbarmachung zur Verfügung stehen (sollten). Steigende Flächenerträge sind in aller Regel nur durch die (intensive) Zufuhr von mineralischen Düngemitteln erreichbar.

Im Hinblick auf die Produktionsmengen landwirtschaftlicher Güter wäre eine weitere Intensivierung des Düngemittleinsatzes allerdings nicht zwingend notwendig, da bereits heute die globale landwirtschaftliche Produktion in Summe zur Versorgung der Weltbevölkerung theoretisch ausreichend ist (BPB 2009, BMELV 2012). Die teils fragwürdigen Verflechtungen der globalisierten Landwirtschaft – die sich exemplarisch in der Produktion von „Cash Crops“ in von Hunger bedrohten Ländern Afrikas widerspiegeln – bedingen jedoch eine extreme Ungleichverteilung der produzierten Güter. Darüber hinaus wird ein nicht unerheblicher Anteil der für den Konsum uneingeschränkt nutzbaren landwirtschaftlichen Produktion aufgrund der strikten Vorgaben von Industrie und Handel sowie der hohen Anforderungen der Verbraucher vernichtet (KREUTZBERGER & THURN 2011). Eine Verbesserung dieser Missstände ist sicherlich nicht nur aus Gründen des Ressourcenschutzes anzustreben, erfordert jedoch eine tiefgreifende Änderung der komplexen globalen Verflechtungen sowie ein gänzlich anderes Konsumverhalten. Da entsprechende Entwicklungen – wenn überhaupt – nur langsam ablaufen, ist zu bezweifeln, dass hierdurch mittel- bis langfristig das Problem stetig steigender Ressourcen- bzw. Düngemittelverbräuche gelöst werden könnte.

Auch durch die Kreislaufführung von Wirtschaftsdüngern, angepasste Bewirtschaftungsstrategien oder optimale Fruchtfolgen könnte an vielen Standorten die Abhängigkeit von mineralischen Düngemitteln gesenkt werden. Wenngleich die Konzepte einer „angepassten“ Landwirtschaft bspw. im Rahmen des ökologischen Landbaus zunehmende Verbreitung finden, ist auch hierdurch allenfalls langfristig eine merkliche Verringerung des Düngemittelbedarfs zu erwarten.

Somit ist die globale Landwirtschaft – und die Nahrungsmittelversorgung von etwa 2/3 der Weltbevölkerung (UNEP 2007) – weiterhin vom Einsatz mineralischer Düngemittel abhängig, die letztlich direkt oder indirekt auf endlichen Ressourcen basieren.

Aus Gründen des Ressourcenschutzes ist es unabdingbar, das Recycling von Nährstoffen zu intensivieren und hierdurch die fossilen Lagerstätten zu schonen. Die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe bieten hierfür zweifelsfrei ein großes Potential, wobei im Hinblick auf eine gezielte Rückgewinnung insbesondere N und P von Interesse sind. Ebenso bedeutsam wie ein globaler Ressourcenschutz ist jedoch eine Stabilisierung der Düngemittelpreise, da die Entscheidung für oder gegen den Einsatz von Düngern – vor allem in wirtschaftlich schwachen Regionen – im Wesentlichen über den Preis bestimmt wird. Auch in diesem Kontext stellt Abwasser eine wertvolle Ressource dar, da die enthaltenen Nährstoffe weitgehend unabhängig vom globalen Markt zur Verfügung stehen.

## **3 Aktueller Stand von Forschung und Technik**

### **3.1 Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen**

#### **3.1.1 Phosphorrückgewinnung**

##### **3.1.1.1 Einleitung**

Der Umgang mit dem Stoff „Phosphor“ als Bestandteil des Abwassers unterlag im Laufe der letzten Jahrzehnte je nach verfügbarer Ableitungs- und Reinigungstechnik einem stetigen Wandel. Eine Nutzung der Abwasserinhaltsstoffe erfolgte – in unterschiedlicher Ausprägung – seit Jahrtausenden durch die Aufbringung von Fäkalien und Gülle als Wirtschaftsdünger (FINCK 2007); im 20. Jahrhundert durch die Nutzung von Klärschlämmen als Produkt der neu errichteten Kläranlagen. Chemische Verfahren (Fällprozesse) zur Phosphorentfernung werden im Zuge schärfer werdender Grenzwerte bereits seit Jahrzehnten zur Unterstützung der biologischen Phosphorelimination eingesetzt (IMHOFF & IMHOFF 1993). Eine intensive wissenschaftliche Untersuchung von Verfahren zur gezielten Rückgewinnung erfolgt schließlich seit etwa 10 Jahren (SARTORIUS 2011).

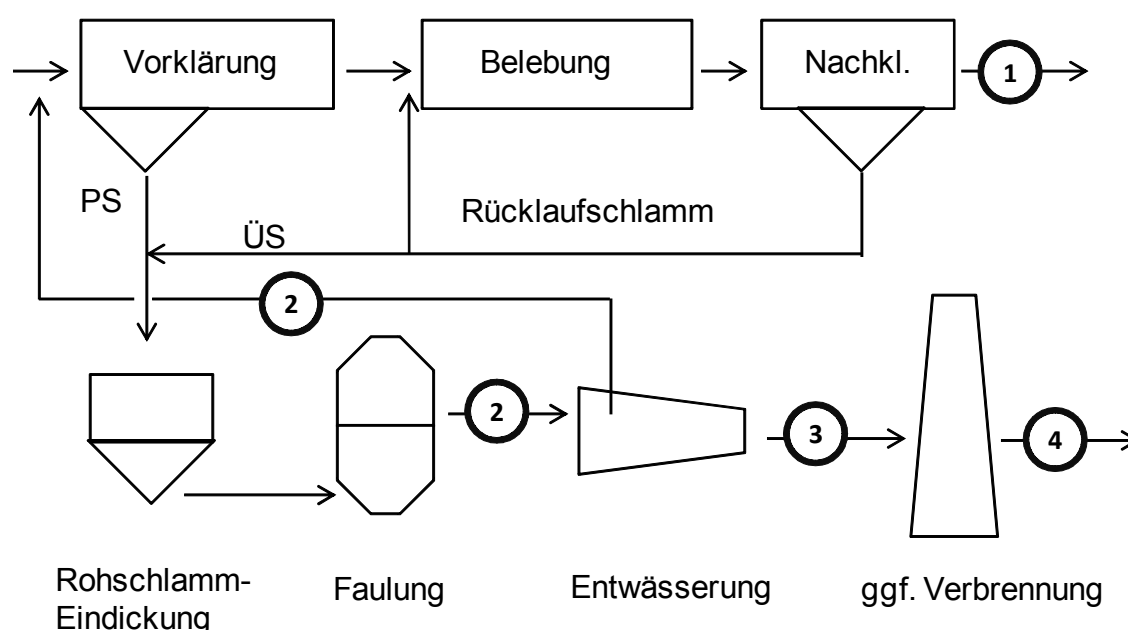
Aufgrund der drohenden Phosphorknappheit wurde und wird die Forschung von staatlicher und institutioneller Seite stark gefördert. Innerhalb des BMBF-Rahmenprogrammes „Forschung für nachhaltige Entwicklungen (FONA)“ wurde im Jahre 2004 die Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ ins Leben gerufen, deren Projekte mittlerweile abgeschlossen sind (ROSKOSCH 2011, PINNEKAMP ET AL 2011). Ebenfalls auf Bundesebene wurde im Jahre 2003 die Studie „Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm“ in Auftrag gegeben, die vom Umweltbundesamt als Forschungsbericht innerhalb des Umweltforschungsplans veröffentlicht wurde (UBA 2007). Auf EU-Ebene wurde 2012 im Rahmen des 7. Rahmenprogramms die Initiative „Nachhaltiges Klärschlammmanagement zur Förderung des Phosphorrecyclings und der Energieeffizienz (P-REX)“ ins Leben gerufen, die insgesamt 15 Partner aus 7 Ländern umfasst (KABBE 2012). Vielfältige nationale und internationale Einzelprojekte, auf die im folgenden Abschnitt eingegangen wird, komplettieren die breit aufgestellte Forschungslandschaft im Bereich des Phosphorrecyclings. Die globale Forschung konzentriert sich im Wesentlichen auf den europäischen Raum (Deutschland, Niederlande, Skandinavien) sowie Japan und Nordamerika.

##### **3.1.1.2 Übersicht über die Verfahren zur Phosphorrückgewinnung**

###### *Ansatzpunkte und Einsatzstellen*

Infolge der intensiven Forschungsaktivitäten und nicht zuletzt auch aufgrund des bedeutsamen Marktpotentials wurde in unterschiedlichen Maßstäben bereits eine Vielzahl von Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor untersucht. Die Unterteilung

der Verfahren erfolgt häufig nach dem Ort bzw. Medium der Phosphorrückgewinnung. Den Verfahren zur Rückgewinnung aus der Flüssigphase stehen demgemäß Verfahren zur Rückgewinnung aus Klärschlämmen sowie aus der Klärschlammasche gegenüber (z.B. in HERRMANN 2009, SARTORIUS 2011, PINNEKAMP ET AL 2005). Die grundsätzlichen Ansatzpunkte zum Einsatz von Nährstoffrückgewinnungstechnologien in einem üblichen System zur Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung sind in Abbildung 3 dargestellt. Hierbei wurden die Einsatzstellen „Zentratwasser“ und „Faulschlamm“ zusammengefasst, da diese in Bezug auf die Rückgewinnungstechnik weitgehend vergleichbar sind und sich vor allem dadurch unterscheiden, ob „ausschließlich“ das anfallende Zentratwasser behandelt oder ob zudem eine vorherige, gezielte Phosphorrücklösung aus dem Klärschlamm vorgesehen wird.



**Abbildung 3: Mögliche Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung (eigene Darstellung nach PINNEKAMP ET AL (2005) und MONTAG (2009), verändert). (1) Ablauf Kläranlage; (2) Zentratwasser, flüssiger Faulschlamm; (3) Faulschlamm nach Entwässerung; (4) Klärschlammasche**

Grundsätzlich kann jedoch an jeder Stelle in den Reinigungsprozess eingegriffen und ein Rückgewinnungsverfahren implementiert werden, sodass weitaus mehr Einsatzstellen untersucht wurden und werden. PETZET ET AL (2011) weisen beispielsweise 11 Einsatzstellen aus, die sich zumindest theoretisch für eine Rückgewinnung eignen. Diese stellen jedoch weitgehend Varianten der in Abbildung 3 genannten Optionen dar; Unterschiede sind insbesondere auf der Detailebene vorhanden.

In Tabelle 1 sind die wesentlichen Merkmale obiger Teilströme aufgeführt.



**Tabelle 1: Wesentliche Eigenschaften der wichtigsten Einsatzstellen zur P-Rückgewinnung (nach Angaben von PINNEKAMP ET AL 2005, HERRMANN 2009, EGLE & REICHEL 2012)**

Teilstrom/ Einsatzstelle	Rückgewinnungspotential bezogen auf P-Input*	Anmerkungen
Ablauf der Kläranlage (1)	gering. Auf üblichen Anlagen befinden sich nur 10-15% des Gesamt-P im gereinigten Abwasser, die allerdings nahezu vollständig zurückgewonnen werden können.	Potential auf max. 50% der Zulauf-fracht steigerbar, wenn keine P-Elimination betrieben wird.  Sehr geringe Konzentrationen, allerdings auch wenige Störstoffe. Übliche Fällprodukte sind ungünstig für landwirtschaftliche Nutzung.
Zentratwasser / Faulschlamm (2)	mittel-hoch. Bei Anlagen mit Bio-P-Elimination sind etwa 15-20% des P im Zentrat enthalten, die annähernd vollständig zurückgewonnen werden können.	Rückgewinnungspotential kann durch Vorbehandlung/Rücklösung auf 40-45% der Zulauf-fracht erhöht werden; durch chemischen Aufschluss auf etwa 70-80%.  Hochkonzentrierter Teilstrom.
Entwässerter Faulschlamm (3)	mittel-hoch. Bei üblichem Kläranlagenbetrieb sind 85-90% des P im Schlamm fixiert; Gesamtpotential jedoch stark von Wirkungsgrad der Rücklösung abhängig.	Wirkungsgrad bzw. Gesamtpotential wird in der Literatur deutlich unterschiedlich angegeben.  Hochkonzentrierter Teilstrom.
Asche (4)	hoch. 85-90% des P sind im Schlamm (und somit in der Asche) fixiert, die im Gegensatz zu (3) bei entsprechender Behandlung nahezu vollständig verfügbar sind.	Technisch aufwändig (Verbrennung, Rücklösung, Schwermetallabtrennung...)  Sehr hochkonzentrierter Teilstrom.

*\*die Angabe berücksichtigt die in dem jeweiligen Stoffstrom grundsätzlich gebundene P-Fracht sowie dessen Verfügbarkeit, d.h. die Effizienz der Rücklösung und Rückgewinnung*

Aufgrund des geringen Potentials und der geringen Konzentrationen stuft MONTAG (2009) die Rückgewinnung aus dem Kläranlagenablauf (Einsatzstelle 1) als nicht sinnvoll ein, wobei dies sicherlich von der zukünftigen Weiterentwicklung der hierzu geeigneten Verfahren und deren Wirtschaftlichkeit abhängig sein wird. Angesichts der grundsätzlich gegebenen Hemmnisse ist jedoch anzuzweifeln, ob der Kläranlagenablauf langfristig eine bedeutsame Rolle hinsichtlich der Phosphorrückgewinnung einnehmen wird. Gleiches gilt für die Rückgewinnung aus dem entwässerten Schlamm (Einsatzstelle 3), die zwar ein grundlegend höheres Potential aufweist, das allerdings nur mit großem Aufwand erschlossen werden kann (EGLE & REICHEL 2012). Zudem kann ein vergleichbares Potential mit geringerem Aufwand bereits in einem *vorherigen* Prozessschritt abgeschöpft werden.

Im diesem Fall (Einsatzstelle 2) setzt die Rückgewinnung in der anfallenden Flüssigphase (Zentrat- bzw. Prozesswasser) an; etwaige Verfahrensschritte zur Phosphorrücklösung erfolgen bereits *vor* der Entwässerung. Durch die Entfernung von P und ggf. N aus dem Zentratwasser wird die Rückbelastung des Klärwerks verringert. Verfahren zur Zentratwasserbehandlung können somit sowohl als Reinigungs-, als auch als Rückgewinnungsverfahren interpretiert werden, wodurch Synergieeffekte erzielt werden können (Abschnitte 3.1.1.3 und 3.1.1.4). Anstelle des Reinigungseffektes rückt mit zunehmender Phosphorrücklösung aus dem Schlamm der Rückgewinnungsaspekt in den Vordergrund. In der Regel eignen sich die Verfahren(skombinationen) für den dezentralen Einsatz auf größeren Kläranlagen und können relativ einfach in den Klärwerksprozess integriert werden (MONTAG 2009).

Das Rückgewinnungspotential der Einsatzstelle 2 „Faulschlamm/Zentrat“ ist in hohem Maße von Art, Betrieb und Effizienz der Schlammbehandlung bzw. Rücklösung abhängig. Es beträgt etwa 15-20% bei üblichen Bio-P-Kläranlagen ohne Schlammvorbehandlung (SE/BS o.J.) und erreicht etwa 35-45% bei einer durch u.a. betriebliche Änderungen für die Rückgewinnung optimierten Schlammbehandlung (PINNEKAMP ET AL 2005). Maximal kann durch einen vorherigen Schlammaufschluss ein Potential von etwa 80% erschlossen werden (WEIDELNER 2010).

Aufgrund des hohen Rückgewinnungspotentials und der zunehmenden Verbreitung der Klärschlammverbrennung steht die Einsatzstelle 4 „Klärschlamm-Asche“ ebenfalls im Fokus des Interesses. Der Aufwand für Schlammverbrennung, Rücklösung sowie Schwermetall- und Schadstoffabtrennung ist jedoch hoch, sodass sich die entsprechenden Verfahren eher für den Einsatz auf großen, zentralen Schlammverbrennungsanlagen anbieten. Es ist zu beachten, dass sich etwaige vorgeschaltete, *dezentrale* Rückgewinnungsverfahren (insbesondere wenn diese eine starke P-Rücklösung vorsehen) auf die P-Konzentrationen in der Klärschlamm-Asche und somit auf die Effizienz einer Rückgewinnung aus der Asche auswirken können.

Da eine flächendeckende, wirtschaftliche Verbreitung dieses Ansatzes aktuell noch nicht gegeben, die Wirtschaftlichkeit mittelfristig jedoch abzusehen ist, empfiehlt die DWA die Speicherung der Verbrennungsaschen zur späteren Rückgewinnung (PINNEKAMP 2013).

### *Verfahren zur Phosphorrückgewinnung*

Aus den verschiedenen Einsatzstellen resultiert eine Vielzahl von Rückgewinnungsverfahren; Tabelle 2 gibt hierzu eine Übersicht. Sie basiert auf der Einteilung des Umweltbundesamtes (UBA 2012) und wurde mit anderen aktuellen Fachpublikationen (u.a. HERRMANN 2009, SARTORIUS 2011, ESEMEN 2012) abgeglichen. Hierdurch spiegelt die Übersicht den aktuellen Stand der Forschung und Technik gut wider. Aufgrund der hohen Dynamik des Forschungsgebietes werden stetig neue Verfahren bzw. Verfahrensvarianten erforscht und umgesetzt; andere werden bspw. nach einer Erprobung im Labormaßstab nicht weiter verfolgt.

**Tabelle 2: Verfahren und Verfahrensansätze zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Flüssigphase, Klärschlamm und Klärschlammасhe (nach Daten von UBA 2012; verändert und ggf. ergänzt u.a. aus HERRMANN 2009, ESEMEN 2012)\***

<b>Wässrige Phase</b>	<b>Klärschlamm</b>	<b>Klärschlammасhe</b>
Adsorptionsverfahren	AirPrex® (MAP-Strippung/Fällung)	AshDec-Verfahren® (Produkt Phoskraft®)
CSIR Wirbelbett	Aqua Reci™ (Schlammoxidation)	BioCon® (saurer Aufschluss der Asche)
DHV Chrystalactor®	Cambi (Schlammauf- schluss/Rücklösung)	ATZ Eisenbadreaktor
Kurita Festbett (Kristallisationsverfahren)	Kemicond® (Nassoxidation)	Ephos (elektrokinetische Rückgewinnung)
Magnetseparator	Krepro® (Hydrolyse + Fällung)	Pasch
Nachfällung	Loprox® (Oxidation + Filtration)	Sesal-Phos (nasschemische Extraktion)
Ostara Pearl® (Kristall.)	Mephrec®	Sephos (nasschemische Extraktion)
Phosiedi (Ionenaustausch/ Elektrodialyse)	Peco® (biol. Remobilisie- rung + Fällung)	Bioleaching
P-RoC (Kristallisation)	Phostrip® (Nebenstrom/Strippung)	Mephrec®
Recyphos (Kleinkläranlagen)	Prisa (Fällung/Kristallisation)	Thermphos (Verwertung von Roh- und Ca-Phosphat)
Rephos®	Seaborne (Aufschluss, chem. Rücklösung)	PhosRec
Rim Nut (Ionenaustausch/ Fällung)	Stuttgarter Verfahren (MAP-Fällung)	Recophos®
Phostrip® (Nebenstrom/Strippung)	Phosnix® (Unitika/JP) (Kristallisation)	
Phosnix® (Unitika/JP) (Kristallisation)	Fix-Phos	
Prisa (Fällung/Kristallisation)	Berliner Verfahren (MAP-Fällung)	

*\*Die Kennzeichnungen ® und ™ werden in der Literatur unterschiedlich und inkonsequent gehandhabt*

Die Einteilung des Umweltbundesamtes orientiert sich somit nicht an den in Abbildung 3 dargestellten Einsatzstellen; sie folgt insbesondere nicht dem Ansatz, die Rückgewinnung aus dem Zentrat und dem Faulschlamm gemeinsam zu betrachten. Abweichend hiervon werden in UBA (2012) die Verfahren zur Zentratwasserbehandlung eher der Kategorie „Wässrige Phase“; Verfahren, die eine Phosphorrücklösung vorsehen, eher der Kategorie „Klärschlamm“ zugeordnet. Dies hat zur Folge, dass einige Verfahren in beiden Kategorien aufgeführt werden. Gleichzeitig umfasst die „Wässrige Phase“ Verfahren sowohl zur Zentratwasser-, als auch zur Ablaufbehandlung, die kaum miteinander vergleichbar sind.

Es ist jedoch müßig, über eine andere, ggf. treffendere Kategorisierung nachzudenken, da auch in diesem Fall Unklarheiten und Überschneidungen kaum zu vermeiden wären. Zudem werden stetig neue Verfahren untersucht und bestehende optimiert; andere verlieren hingegen an Relevanz und werden evtl. nicht über den Labor- oder Pilotmaßstab hinaus weiterentwickelt.

Aufgrund der großen Dynamik des Forschungsgebietes und innerhalb des Kontextes dieser Arbeit ist es nicht zielführend, die in Tabelle 2 dargestellten Verfahren – die sich in verschiedenen Stadien der Entwicklung befinden und teilweise gänzlich andere Ansätze verfolgen – im Detail zu betrachten. Vielmehr liegt der Fokus auf den Rückgewinnungsprodukten sowie deren Qualität, Einsatzmöglichkeiten und Produktionskosten, sodass der Schwerpunkt der folgenden Betrachtungen (Abschnitt 3.1.1.3) auf großtechnisch umgesetzten bzw. geplanten Verfahren liegt, da für diese die notwendigen Erfahrungen und Daten vorliegen.

Umfassende, vergleichende Darstellungen des gesamten Verfahrensspektrums finden sich beispielsweise in BRETT ET AL (1997), UBA (2007), HERRMANN (2009) sowie MONTAG (2008). Eine Übersicht über die insgesamt etwa 10 in Deutschland großtechnisch konkret geplanten bzw. umgesetzten Anlagen gibt UBA (2012).

### **3.1.1.3 Großtechnisch umgesetzte Verfahren zur Phosphorrückgewinnung**

#### *Rückgewinnung aus der Flüssigphase bzw. dem Faulschlamm*

Alle großtechnisch umgesetzten Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus der Flüssigphase setzen im Faulschlamm bzw. Schlammwasser (Einsatzstelle 2; Abbildung 3) an, wofür grundsätzlich Fäll- und Kristallisationsverfahren zur Verfügung stehen. Die Prozessführung ist jedoch ähnlich und die Trennung dementsprechend unscharf.

Großtechnisch haben sich insbesondere die Kristallisationsverfahren durchgesetzt. Beispiele hierfür sind das Unitika-Phosnix®-Verfahren auf mehreren Kläranlagen in Japan (UENO & FUJII 2001, HERRMANN 2009) sowie die Kristallisationsreaktoren nach dem Ostara Pearl®-Verfahren, das nach der Demonstrationsanlage in Edmonton/Kanada mittlerweile auf weiteren Kläranlagen in Nordamerika und England großtechnisch umgesetzt wurde (BRITTON ET AL 2007, OSTARA 2012). Beide Anlagen produzieren Magnesiumammoniumphosphat (MAP) bzw. Struvit, das ohne Zweifel als

das derzeit wichtigste Produkt der Phosphorrückgewinnung herausgestellt werden kann. Herauszustellen ist, dass beide Hersteller ein Gesamtkonzept aus Anlagentechnik und Düngemittelvertrieb bieten (HERRMANN 2009). Die Implementierung beider Verfahren erfolgt zudem nicht nur unter dem Recyclingaspekt, sondern auch bzw. primär als Maßnahme zur Betriebsoptimierung und zur Senkung der Rückbelastung (BRITTON ET AL 2007, UENO & FUJII 2001). Demgemäß ist es nicht überraschend, dass eine vorherige Phosphorrücklösung – und somit die Hervorhebung von Rückgewinnungsaspekten – in beiden Fällen nicht vorgesehen ist.

Unter den großtechnischen Verfahren zur Rückgewinnung von MAP durch Fällprozesse ist das Seaborne-Verfahren zu nennen, das in Deutschland auf der Kläranlage Gifhorn umgesetzt und vielfach modifiziert wurde (ESEMEN 2012, BAYERLE O.J.). Neben der Rückgewinnung von Phosphor kann das Verfahren auch zur Rückgewinnung von Stickstoff eingesetzt werden. Die komplexe Anlagentechnik sieht u.a. einen chemischen Faulschlammaufschluss vor, sodass Rückgewinnungsaspekte beim Seaborne-Verfahren deutlich in den Vordergrund rücken.

Auf der Kläranlage Wassmannsdorf (Berlin) wurde – ursprünglich zur Vermeidung von Inkrustationsproblemen – ebenfalls eine MAP-Fällung installiert, bei der die notwendige pH-Wert-Anhebung durch Ausstrippung von CO<sub>2</sub> erreicht wird (HEINZMANN & ENGEL 2005, HERRMANN 2009). Das Verfahren wird mittlerweile von einem Unternehmen unter dem Namen „Airprex®“ vermarktet. Im Unterschied zu den oben dargestellten Verfahren wird das MAP nicht aus dem Zentratwasser zurückgewonnen, sondern direkt in den Faulschlamm gefällt. Die Schlamm/MAP-Trennung erfolgt in einem nachgeschalteten Schritt. Eine gezielte Phosphorrücklösung ist nicht vorgesehen; durch betriebliche Änderungen (Anordnung der Faulung als Kaskade; HEINZMANN & LENGEMANN 2011A) wird jedoch eine Erhöhung der PO<sub>4</sub>-P-Konzentration in der Flüssigphase angestrebt. Das produzierte MAP wird mittlerweile als ‚lokales Markenprodukt‘ unter dem Namen „Berliner Pflanze“ vermarktet (HEINZMANN & LENGEMANN 2011A).

Abschließend ist das Stuttgarter Verfahren zu erwähnen, dessen erste halbmaßstäbliche Umsetzung im Jahre 2011 in einem Teilstrom der Kläranlage Offenburg erfolgte. Es sieht eine Phosphorrücklösung durch Ansäuerung mit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> sowie die nachfolgende Rückgewinnung aus dem Zentrat (bzw. Filtrat) der Faulschlammmentwässerung vor, die durch Kammerfilterpressen erfolgt (MEYER ET AL 2011).

Neben Magnesium-Ammonium-Phosphat können auch andere Phosphate aus der Flüssigphase zurückgewonnen werden. Das DHV Crystalactor®-Verfahren wurde bereits auf über 30 Anlagen großtechnisch zur selektiven Entfernung anorganischer Verbindungen aus dem Abwasser eingesetzt (DHV 2012). Auch zur Entfernung des Inhaltsstoffs „Phosphor“ als Calciumphosphat oder ggf. MAP existieren Referenzanlagen, wobei hierbei ohne Zweifel die Entfernung von Phosphor und somit die Abwasserreinigung im Vordergrund steht (HERRMANN 2009).

### *Rückgewinnung aus Klärschlammasche*

Aufgrund der zunehmenden Einschränkung der landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung gewinnt die Klärschlammverbrennung – und somit die Rückgewinnung von Phosphor aus der Asche – an Bedeutung. Großtechnische Umsetzungen sind jedoch aufgrund der meist fehlenden Wirtschaftlichkeit noch selten (vgl. Abschnitt 3.1.1.2), zumal diese Verfahren keine Verbesserung im Klärwerksprozess bewirken. Erwähnenswert ist das von der AshDec Umwelt AG entwickelte AshDec-Verfahren®, das erstmals 2008 großtechnisch in Leoben umgesetzt wurde und primär einen calciumphosphathaltigen Dünger produziert. Dieser wird durch den Zusatz weiterer Nährstoffe zu dem Produkt „PhosKraft®“ weiterverarbeitet. Die Firma übernimmt hierbei sowohl die Anlagenplanung, als auch den Düngemittelvertrieb (ASHDEC 2008, HERRMANN 2009). Nach vielversprechenden Ansätzen für weitere Anlagen (ETH 2008) musste das Unternehmen jedoch im Jahre 2010 Konkurs anmelden; Technik und Patente des AshDec®-Prozesses wurden von der Firma Outotec übernommen (BÖRSE EXPRESS 2010, REUTERS 2011).

Ebenfalls bereits großtechnisch umgesetzt wurde das Recophos®-Verfahren, mit dem ein kommerziell zugelassenes, direkt vermarktbare Düngemittel produziert wird (WEIGAND ET AL 2012). Das Verfahren setzt jedoch erst nach der Schlammverbrennung an und nutzt Klärschlammasche, analog zu einem bergbaulich gewonnenen Rohphosphat, nur als Rohstoff für die folgende Aufbereitung und Düngemittelproduktion. Das Verfahren wurde 2012 mit dem deutschen Rohstoffeffizienzpreis ausgezeichnet (BMW I 2012).

Als weiteres Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Asche ist das Mephrec®-Verfahren zu nennen, das in Freiberg im Technikumsmaßstab erprobt und dessen Wirtschaftlichkeit für Beispielanlagen nachgewiesen wurde (SCHEIDIG ET AL 2011, HERRMANN 2009). Eine erste großtechnische Umsetzung ist in Planung (BSZ 2012).

#### **3.1.1.4 Verfahrenskosten**

Die Angabe der spezifischen Behandlungs- bzw. Produktionskosten erlaubt eine Aussage über Aufwand und Wirtschaftlichkeit der gesamten Verfahrenskette. In Tabelle 3 sind für die großtechnisch relevanten Verfahren die spezifischen Produktionskosten je kg Phosphor dargestellt. Sofern nicht anders angegeben, beziehen sich die Angaben auf die Rückgewinnungskosten *ohne* Berücksichtigung etwaiger Erlöse.

Die spezifischen Herstellungskosten sind im Wesentlichen von der eingesetzten Verfahrenstechnik abhängig und dementsprechend unterschiedlich. Die in Tabelle 3 nicht dargestellten Kostenabschätzungen von Verfahren im Labor- und Pilotmaßstab bestätigen dieses uneinheitliche Bild. DOCKHORN (2008) gibt beispielsweise eine Bandbreite von rund 1 €/kg P bis zu 12 €/kg P an, was in ähnlichen Größenordnungen durch weitere Publikationen bestätigt wird (z.B. SARTORIUS 2011, EGGLE & REICHEL 2012). Tendenziell weisen die Verfahren zur Rückgewinnung aus Zentrat bzw. aus

Asche geringere spezifische Kosten als die Verfahren auf, die eine möglichst hohe Rückgewinnung/Rücklösung aus dem Faulschlamm vorsehen (SARTORIUS 2011, EGLE ET AL 2013).

**Tabelle 3: Spezifische Produktionskosten großtechnisch produzierter Phosphor-Recyclingprodukte, ohne Erlöse**

Hersteller/Prozess	Spezifische Produktionskosten je kg P (Quelle)
Unitika Phosnix®	ca. 3-4 €/kg (Schätzung aus STRATFUL ET AL 1999)
Ostara Pearl®	ca. 10 €/kg (EGLE ET AL 2013)
Seaborne	ca. 14 €/kg (BAYERLE 2009, EGLE ET AL 2013)
Airprex® (Berlin)	ca. 7 €/kg (EGLE ET AL 2013)
DHV Crystalactor®	etwa 7 €/kg P (HERRMANN 2009, EGLE ET AL 2013)
AshDec®	ca. 2,2-2,3 €/kg (HERRMANN 2009, SARTORIUS 2011)
Mephrec®	ca. 13 €/kg (EGLE ET AL 2013)

Neben der grundlegenden verfahrenstechnischen Herangehensweise sind die spezifischen Produktionskosten stark von den gegebenen bzw. gewählten Rahmenbedingungen sowie deren Optimierung abhängig. Gemäß den Berechnungen von DOCKHORN (2009A) können bei einer MAP-Fällung im Zentratwasserstrom unter idealen Voraussetzungen und dem Einsatz von kostengünstigen Betriebsmitteln spezifische Kosten von deutlich unter 1 €/kg P erreicht werden; um ein Vielfaches höhere Kosten sind – bei ungünstigen Voraussetzungen – jedoch ebenfalls möglich.

Eine weitere Optimierung der Kostensituation ist möglich, wenn die auf der Kläranlage eingesparten Reinigungskosten im Sinne einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise als Ersparnis angerechnet werden. SARTORIUS (2011) gibt für das Fix-Phos-Fällverfahren eine aktuelle Preisuntergrenze von 2 €/kg P an und betont ebenfalls die starke Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen sowie die Bedeutung von Synergieeffekten wie bspw. der Vermeidung von MAP-Inkrustierungen. Dies erklärt letztlich auch, warum sich beispielsweise das Ostara-Verfahren trotz hoher rechnerischer Produktionskosten zunehmend am Markt etabliert.

Ein kostendeckender Betrieb der Nährstoffrückgewinnung ist möglich, wenn die Erlöse durch die Produktverwertung die spezifischen Kosten übersteigen. Der rechnerische Wert von 1 kg Phosphor ist starken Schwankungen unterworfen und betrug in den letzten Jahren etwa 1-3 €/kg (eigene Berechnungen aus verschiedenen Quellen; vgl. auch VHE 2013). Umgerechnet auf MAP mit einem P-Gehalt von 12,6% entspricht dies einem Wert – ausschließlich auf den Wirkstoff Phosphor bezogen – von

etwa 125 bis 375 €/t MAP-P. Er liegt somit durchaus in der Größenordnung der Produktionskosten, unter bestimmten Voraussetzungen sogar bereits darüber. In Bezug auf die Wirtschaftlichkeit der Verfahren, ist der Abstand also nicht mehr allzu groß<sup>1</sup> (SARTORIUS 2011). Diese Aussage wird auch durch die Berechnungen von EGGLE ET AL (2013) bestätigt.

Inwiefern der rechnerische Phosphor- bzw. MAP-Preis („Benchmark“) tatsächlich als Erlös erzielt werden kann, ist von der Verwertung und Vermarktung der rückgewonnenen Phosphorverbindungen abhängig (Abschnitt 3.1.1.5).

### 3.1.1.5 Verwertung der Sekundärrohstoffdünger

Allen im vorherigen Abschnitt dargestellten Verfahren ist gemein, dass für die Rückgewinnungsprodukte Verwertungs- bzw. Vermarktungskonzepte – oder zumindest Ansätze davon – vorhanden sind. Wesentliches Unterscheidungsmerkmal ist die Art der Verwertung. Tabelle 4 gibt hierzu eine Übersicht.

**Tabelle 4: Großtechnische Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung und Produktverwertung**

Hersteller/Prozess	Produktname / (chem. Verbindung)	Nutzung und Produktpreis/-wert
Unitika Phosnix®	- / (Struvit)	Grundstoff für Düngemittelindustrie, Abgabepreis 250 €/t (2001) <sup>1</sup>
Ostara Pearl®	Crystal Green® / (MAP)	Direktvermarktung als Rasendünger
Seaborne	- / (MAP)	keine kommerzielle Nutzung (Abgabe an Landwirtschaft <sup>3</sup> )
Airprex® (Berlin)	Berliner Pflanze® / (MAP)	zugelassen als Dünger; Abgabe in Kleinmengen für 5 €/kg <sup>2</sup> ; in Großmengen 60-80 €/t <sup>7</sup>
Stuttgarter Verfahren	- / (MAP)	keine kommerzielle Nutzung
DHV Crystalactor®	- / (CaP, MAP)	Rohstoff für Industrie (Thermophos), 30 €/t <sup>6</sup>
AshDec-Verfahren®	PhosKraft® / (P-Granulat; dann Konfektionierung zu NPK)	zugelassen als Dünger; Preis vergleichbar mit Handelsdünger <sup>4</sup>
Recophos®	Recophos® P 38 / (versch. Phosphate)	Großmaßstäbliche landwirtschaftliche Verwertung, wettbewerbsfähig <sup>5</sup> (Verfahren setzt erst bei Klärschlammasche an)

<sup>1</sup>UENO & FUJII (2001) <sup>2</sup>BWB (2012) <sup>3</sup>SARTORIUS (2011) <sup>4</sup>HERRMANN (2009) <sup>5</sup>WEIGAND ET AL (2012) <sup>6</sup>VON HORN ET AL (2010) <sup>7</sup>HEINZMANN & LENGEMANN (2011B)



Unter den Verfahren, die in der Flüssigphase bzw. im Schlamm ansetzen, bietet Ostara das umfassendste Gesamtkonzept aus Anlagentechnik, Düngemittelkonfektionierung und Vermarktung. Dieser Ansatz kann – abgesehen von den zuvor dargestellten, betrieblichen Aspekten der Verfahrensimplementierung – als ein weiterer wichtiger Grund dafür angesehen werden, dass das Verfahren mehrfach großtechnisch umgesetzt wurde und weiterhin umgesetzt wird (HERRMANN 2009, OSTARA 2012). Aus ähnlichen Gründen erfährt auch das Airprex®-Verfahren zunehmende Verbreitung. Das Phosnix®-Verfahren umfasst ebenfalls ein Vermarktungskonzept, das allerdings die Abgabe des produzierten Rohstoffes zur weiteren Verarbeitung und Konfektionierung an die Industrie vorsieht (HERRMANN 2009).

Im Hinblick auf die Rückgewinnung aus Klärschlammmasche bietet das Recophos®-Verfahren ebenfalls ein Gesamtkonzept an, das die Konfektionierung und Vermarktung des Düngemittels „Recophos® P 38“ mit einschließt. Gleiches gilt weitgehend für das AshDec®-Verfahren.

### *Erlöse*

Die für das jeweilige Rückgewinnungsprodukt erzielbaren Erlöse (Tabelle 4) weisen eine große Bandbreite auf und können aufgrund unterschiedlicher Verwertungs- und Vermarktungsstrategien nicht direkt miteinander verglichen werden. Der Preis der „Berliner Pflanze“ von 5 €/kg kann als deutlicher Ausreißer nach oben angesehen werden, der sich aus der Direktvermarktung in Kleinmengen als Topfpflanzendünger für den privaten Bereich ergibt. Es ist anzunehmen, dass durch ähnliche Sonderanwendungen wie der Nutzung von Struvit zur Anreicherung von nährstoffarmen Fischgewässern (CEEP 2003) vergleichbar hohe Erlöse erzielt werden können. Ein Vergleich mit der großtechnischen Benchmark (vgl. Abschnitt 3.1.1.4) ist in diesen Fällen jedoch nicht statthaft.

Außerhalb dieser kleinmaßstäblichen Sondernutzungen sind die erzielbaren Erlöse deutlich geringer. So kann für das Berliner MAP im Vergleich zur Direktvermarktung als Spezialdünger bei der großmaßstäblichen Verwertung über eine Düngemittelhandelsgesellschaft mit 60-80 €/t (HEINZMANN & LENGEMANN 2011B) nur noch ein Bruchteil der Erlöse generiert werden. Im Vergleich hierzu liegt der im Jahre 2001 erzielte Preis für das „Unitika-MAP“ (250 €/t) im Bereich der rechnerischen Benchmark und ist somit – vor allem angesichts des niedrigeren Preisniveaus 2001 – als gut einzustufen. Das in einer Größenordnung von etwa 500 kg/d produzierte MAP wird als Grundlage für einen Spezialdünger verwendet (UENO & FUJII 2001) und somit ebenfalls einer Art „Sondernutzung“ zugeführt. Recophos® und AshDec® scheinen durch eine vergleichbare Strategie und die Aufbereitung des MAP zu einem speziellen Düngemittelprodukt ebenfalls marktfähige Preise erzielen zu können, die allerdings nicht beziffert werden.

Wird MAP hingegen keiner konkreten Nutzung zugeführt, sind die erzielbaren Erlöse eher noch geringer: Das Umweltbundesamt (UBA 2007) nimmt für MAP bei Abgabe an die Düngemittelindustrie einen Erlös von 100 €/t an; PFI (2012) setzt in einem

bewusst konservativen Ansatz die erzielbaren Erlöse bei 65 €/t an, wobei diese jedoch nach oben offen und insbesondere von der Abnehmerseite – also den Düngemittelnutzern – abhängig seien. Beide Angaben liegen deutlich unter dem rechnerischen Wert des enthaltenen Phosphors und somit unterhalb der anzustrebenden Benchmark.

Als generelle Tendenz ist somit festzuhalten, dass durch eine Produktverwertung auf einem Nischenmarkt für Klein- und Sonderanwendungen hohe Erlöse erzielt werden können; für eine großmaßstäbliche Massenproduktion ist diese Strategie allerdings von geringer Relevanz. Für größere Produktmengen ist – wie das Phosnix®-Verfahren sowie die thermischen Verfahren AshDec® und Recophos® zeigen –, die zielgerichtete Verwertung in der Landwirtschaft der Abgabe an die Industrie vorzuziehen.

### **3.1.1.6 Fazit: Stand der Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen und Ausblick**

Ohne Zweifel finden die Verfahren zur Phosphorrückgewinnung zunehmend Einzug in die Großtechnik, allerdings hat sich noch kein Verfahren auch nur ansatzweise flächendeckend durchgesetzt. Als größtes Hemmnis für die nur zögerliche Verbreitung können die spezifischen Rückgewinnungskosten herausgestellt werden, die in der Regel die erzielbaren Erlöse mehr oder weniger deutlich übersteigen. Theoretische Berechnungen sowie einige großtechnische Umsetzungen zeigen jedoch, dass eine wirtschaftliche Umsetzung bereits heute durchaus möglich ist.

Aufgrund der Unterschiedlichkeit der Verfahren sowie individuellen, standortspezifischen Rahmenbedingungen können keine allgemeingültigen Empfehlungen abgeleitet werden, wie und wann ein bestimmtes Verfahren „sicher“ wirtschaftlich umgesetzt werden kann. Es sind jedoch eindeutige Tendenzen zu erkennen, die sich positiv auf die Wirtschaftlichkeit auswirken. Zu betonen ist insbesondere die Bedeutung einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise, d.h. die Berücksichtigung und vor allem die ökonomische Bewertung von Synergieeffekten, beispielsweise im Klärwerksbetrieb (bspw. verringerte Rückbelastung, Vermeidung von Inkrustationen). Zudem kann auf verfahrenstechnischer Ebene eine gezielte Analyse der Rahmenbedingungen und Einflussfaktoren sowie – sofern möglich – deren Optimierung zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit führen. Im Hinblick auf die Produkterlöse ist es ohne Zweifel sinnvoll, die Rückgewinnungstechnik direkt mit einer konkreten Vermarktungs- und Verwertungsoption zu verbinden.

Aufgrund der stetigen Preissteigerungen für Phosphor einerseits und der Kostendegression der Verfahren aufgrund des technologischen Fortschrittes andererseits ist anzunehmen, dass Nährstoffrückgewinnungsverfahren in absehbaren Zeiträumen flächendeckend wirtschaftlich umgesetzt werden können. SARTORIUS (2011) nennt einen Zeitraum von 10-15 Jahren für bestimmte Verfahren zur Rückgewinnung aus Schlammwasser bzw. Klärschlammasche.

## 3.1.2 Stickstoffrückgewinnung

### 3.1.2.1 Einleitung

Ebenso wie für Phosphor gilt auch für den in Abwässern enthaltenen Stickstoff, dass der gezielten Entfernung in (modernen) Klärwerken eine lange Phase der Nutzung als Düngemittel vorausging (vgl. Abschnitt 3.1.1.1). Mit der zunehmenden Einführung von Kanalsystemen im 19. Jhd. sowie den ersten Behandlungsverfahren (Rieselfelder Ende des 19. Jhd., Emscherbrunnen ab etwa 1900; ATV 1983) wurde die Wiedernutzung des Abwassers deutlich eingeschränkt. Eine gezielte Elimination von Stickstoff wurde jedoch ebenfalls noch nicht betrieben. Noch ein halbes Jahrhundert später wurden in der ausführlichen Darstellung von DUNBAR (1954) im Wesentlichen drei Aufgaben der Abwasserreinigung – Abscheidung ungelöster Stoffe, Beseitigung der Fäulnisfähigkeit, Desinfektion – unterschieden, für die bereits damals eine Vielzahl von Verfahren zur Verfügung stand. Die Nährstoffelimination fand jedoch noch keine Erwähnung.

Erste Ansätze einer gezielten Stickstoffelimination kamen erst in den 70er/80er Jahren des 20. Jahrhunderts in Zusammenhang mit der zunehmenden Nitratbelastung von Grund- und Oberflächenwässern – also potentiellen Trinkwasserquellen – auf (ATV 1983). KAYSER (1983) entwickelte in den 80er Jahren einen Bemessungsansatz für Nitri- und Denitrifikation, der sich noch heute in der A 131 (ATV-DVWK 2000) wiederfindet. Mittlerweile schreibt die Abwasserverordnung (ABWV 1997) für Kläranlagen ab 5.000 EW Stickstoffgrenzwerte im Ablauf vor, sodass ab dieser Größenordnung eine gezielte N-Elimination in aller Regel durchgeführt werden muss.

Ohne Zweifel stellt die Nitri- und Denitrifikation in verschiedenen verfahrenstechnischen Varianten das aktuell gängigste Verfahren zur Stickstoffelimination dar. Bau und Betrieb sind jedoch mit relativ hohen Kosten verbunden, sodass parallel zu Nitri- und Denitrifikation alternative Verfahren zur Stickstoffentfernung entwickelt wurden, die ebenfalls großtechnische Anwendung finden. Im Zuge des Leitbildes einer energieeffizienten bzw. energieautarken Kläranlage geraten unter anderem Deammonifikationsverfahren zunehmend in den Blickpunkt von Forschung und Entwicklung (GRÖMPING 2012). Spezielle Verfahren zur Stickstoffelimination spielen auch im industriellen Bereich eine wichtige Rolle (KOLLBACH & GRÖMPING 1996).

Im Hinblick auf ein Nährstoffrecycling sind ausschließlich die Verfahren von Interesse, die Stickstoff nicht zu gasförmigem  $N_2$  abbauen, sondern in fester oder flüssiger Form aus dem zu reinigenden Abwasserstrom entfernen und somit ein vergleichsweise hoch konzentriertes, stickstoffhaltiges Produkt herstellen. Hierunter ist insbesondere die Ammoniakstrippung (vgl. Abschnitt 3.1.2.2) zu nennen. Recycling- und Nutzungsaspekte spielen bei diesem und anderen Verfahren jedoch – wenn überhaupt – eine vernachlässigbare Rolle; Planung und Bewertung erfolgen nachwievor fast ausschließlich unter dem Reinigungs- bzw. Eliminationsaspekt.

Angesichts des stetig steigenden ökonomischen Potentials von nährstoffhaltigen Recyclingprodukten bietet sich die Weiterentwicklung der verfügbaren Verfahren bzw. deren „Neubewertung“ als Reinigungs- und Rückgewinnungsverfahren geradezu an. Dennoch erfolgt die Verbreitung ebensolcher Ansätze nur sehr zögerlich. Ein wichtiger Grund hierfür ist sicherlich das Fehlen von finanzkräftigen, groß angelegten Förderinitiativen (vgl. 3.1.1.1), was sich auf die gänzlich andere Ausgangssituation im Vergleich zu der Ressource „Phosphor“ zurückführen lässt. Durch die zunehmend kritische Bewertung von End-of-pipe-Strategien zur Abwasserreinigung sowie neuartige Sanitärsysteme gerät die gezielte Stickstoffrückgewinnung und -nutzung jedoch zusehends in den Fokus der Wissenschaft (UDERT & LARSEN 2010, DOCKHORN 2007A).

### **3.1.2.2 Verfahren zur gezielten Stickstoffrückgewinnung**

Im Hinblick auf die Produktion eines verwertbaren Stickstoffdüngemittels sind Stripppverfahren mit anschließender Rückgewinnung sowie die Fällung von Stickstoffverbindungen, beispielsweise als MAP, von Interesse.

#### *Ammoniakstrippung*

Die  $\text{NH}_3$ -Stripppung wurde als Behandlungsverfahren für hochkonzentrierte Teilströme auf mehreren großen Kläranlagen im Mitteleuropa großtechnisch umgesetzt (JARDIN ET AL 2005, LIEBI 2009, ISWW 2005). Der erste Prozessschritt besteht in der Umwandlung von gelöstem  $\text{NH}_4\text{-N}$  zu gasförmigen  $\text{NH}_3$ . Bei üblichen Abwassertemperaturen von  $20^\circ\text{C}$  ist hierzu eine Erhöhung des pH-Wertes auf etwa 11 notwendig, bei dem etwa 95% des Stickstoffes als  $\text{NH}_3$  vorliegen (RAUTENBACH ET AL 1995). Höhere Temperaturen begünstigen den Prozess. Das gasförmige  $\text{NH}_3$  wird durch Luft- oder Wasserdampf ausgestrippt und in einem separaten Reaktor üblicherweise als Ammoniumsulfat oder Ammoniakwasser zurückgewonnen (JARDIN ET AL 2005). Aufgrund der vielfältigen Stellgrößen des Prozesses nimmt die bereits seit Jahrzehnten betriebene Ammoniakstrippung nachwievor eine wichtige Rolle in der Forschung ein.

Die bei üblicher Prozessführung zurückgewonnene Ammoniumsulfatlösung stellt ein gängiges Düngemittel dar (vgl. Abschnitt 3.2.2.1). Die naheliegende Verknüpfung von Kläranlagentechnik und Landwirtschaft wurde dementsprechend theoretisch bereits in verschiedenen Studien hergestellt (SAROCCO & GENON 1994, LEI ET AL 2007). Die tatsächliche landwirtschaftliche Verwertung ist jedoch nicht verbreitet, wie die Beispiele der Anlagen in Straubing, Spittal und Göttingen zeigen (ATEMIS 2013, BÖHM 2009, ISWW 2005).

In Bezug auf die Nutzung des Rückgewinnungsproduktes könnte sich ggf. das Konzept der Kläranlage Kloten (Schweiz) als wegweisend herausstellen, das eine – zur Entlastung der Kläranlage notwendige – Zentratwasserbehandlung mittels Ammoniakstrippung mit einer konkreten landwirtschaftlichen Verwertung der hierbei produzierten Ammoniumsulfatlösung verknüpft (LIEBI 2009). Hieraus ergeben sich Synergieeffekte, die bereits für das Ostara-Verfahren (vgl. Abschnitt 3.1.1.4) als wichtige

Grundlage für die Etablierung von Rückgewinnungsverfahren herausgestellt werden konnten. Im Falle der Anlage in Kloten erfolgt die Nutzung des Düngemittels durch eine externe Firma, der hierfür für 10 Jahre die Genehmigung erteilt wurde (KLOTEN o.J.).

### *MAP-Fällung*

Die zur Phosphorrückgewinnung eingesetzten MAP-Fällverfahren können ebenso zur Entfernung von Stickstoff eingesetzt werden. Da das molare Verhältnis von  $\text{NH}_4\text{-N}$  zu  $\text{PO}_4\text{-P}$  im üblicherweise behandelten Zentratwasser im Bereich von 5:1 (Phosnix®-Verfahren; UENO & FUJII 2001) bis 10:1 und darüber liegt (ISWW 2013), ist zur quantitativen Stickstoffrückgewinnung eine Zudosierung von Phosphorsäure erforderlich. Die erforderliche Menge an Magnesium erhöht sich entsprechend. Es ist offensichtlich, dass durch den hohen Betriebsmittelbedarf der finanzielle Aufwand einer quantitativen N-Rückgewinnung im Vergleich zur P-Rückgewinnung deutlich höher ist (vgl. Abschnitt 3.1.1.4 und Kapitel 9). Wenn letztere aktuell an der Schwelle der Wirtschaftlichkeit steht kann folglich davon ausgegangen werden, dass die quantitative N-Rückgewinnung mittels MAP-Fällung hiervon noch weit entfernt ist.

Grundsätzlich gilt jedoch auch für die N-Rückgewinnung, dass die Wirtschaftlichkeit der Verfahren durch geeignete Rahmenbedingungen, eine gezielte Optimierung derselben sowie die Berücksichtigung von Synergieeffekten verbessert werden kann. MAURER ET AL (2003) geben ein Beispiel für die Vorteile einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise. Sie weisen nach, dass die quantitative Entfernung von Stickstoff aus separiertem Urin und die Nutzung des hierbei produzierten MAP als Düngemittel energetisch günstiger ist als die Produktion der äquivalenten N- und P-Dünger. Allerdings werden diese und ähnliche Aspekte angesichts der noch sehr hohen Verfahrenskosten kaum die tatsächliche Entscheidung für oder gegen den Einsatz einer N-Rückgewinnung beeinflussen.

### *Sonstige*

Abgesehen von Strippung und MAP-Fällung gibt es im Hinblick auf die Stickstoffrückgewinnung keine weiteren Verfahren von großtechnischer Relevanz. Die Ammoniumfixierung durch Ionenaustausch und Elektrodialyse wurde von MORCK (2011) im Labormaßstab untersucht, wobei die produzierte Ammoniumsulfatlösung explizit als verwertbares, düngewirksames Produkt angesprochen wird. Darüber hinaus liegt der Fokus der Arbeit auf der grundlegenden Optimierung der hohen Kosten, die bisher eine großtechnische Etablierung von Ionenaustauschverfahren verhindert haben. Grundsätzlich sind jedoch alle Behandlungsverfahren, die Stickstoff ohne Abbau zu  $\text{N}_2$  aus dem Abwasser entfernen, potentiell auch für den Einsatz als Rückgewinnungsverfahren geeignet. Eine Übersicht hierzu geben RULKENS ET AL (1998).

### **3.1.2.3 Fazit: Stand der Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen und Ausblick**

Die übliche Verfahrenstechnik zur Behandlung von Stickstoff zielt auf dessen Elimination zu gasförmigem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) ab, der das System über die Gasphase ver-

lässt. Aufgrund der hohen Verfahrenskosten der N-Elimination wurden und werden unter anderem Verfahren entwickelt, die Stickstoff *ohne* Abbau aus dem Abwasserstrom entfernen bzw. separieren. Allerdings werden auch diese fast ausschließlich unter dem Reinigungsaspekt bewertet; eine gezielte Nutzung des separierten, stickstoffhaltigen Teilstroms ist abgesehen von der Anlage in Klotten nicht vorgesehen.

Es ist zu erwarten, dass Rohstoffknappheit, steigende Düngemittel- und Energiepreise und ein generell gestiegenes Umweltbewusstsein den Druck auf die gängigen, energieintensiven N-Reinigungsverfahren stetig erhöhen werden. Parallel hierzu steigt das Potential einer landschaftlichen Verwertung von düngemittelwirksamen Rückgewinnungsprodukten. Es ist somit anzunehmen, dass „rückgewinnende“ Verfahren zur Stickstoffentfernung zunehmend Verbreitung finden oder – da die hierzu notwendigen Systemumstellungen i.A. mit hohen Kosten verbunden sind – bestehende Anlagen zumindest um eine konkrete (landwirtschaftliche) Verwertungsoption erweitert werden.

Im Gegensatz zu Phosphor fehlen jedoch wesentliche Katalysatoren einer solchen Entwicklung – unter anderem die Förderung von Forschungsvorhaben sowie die globale Relevanz und Diskussion der Thematik –, sodass eine flächendeckende, wirtschaftliche Verbreitung der N-Rückgewinnung noch nicht abzusehen ist.

## **3.2 Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft**

### **3.2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen**

#### **3.2.1.1 Nationale und internationale Vorgaben**

Die Anforderungen an Düngemittel sowie die einzuhaltenden Grenzwerte werden auf nationaler Ebene im Wesentlichen über die Düngemittelverordnung (DüMV) sowie die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) definiert, übergeordnete Richtlinien sind im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG 2012) festgelegt. Die aktuelle Fassung der DüMV wurde im November 2012 vom Bundesrat beschlossen und ist seitdem in Kraft (DüMV 2012; BUNDESRAT 2012). Die geltende Fassung der Klärschlammverordnung stammt aus dem Jahre 1992 und befindet sich bereits seit einigen Jahren in einem Novellierungsprozess. Als momentane Referenz kann der 2. Arbeitsentwurf aus dem Jahre 2010 angesehen werden (ABFKLÄRV 2010). Eine Weiterentwicklung hin zu einem Referentenentwurf, der für 2012 zu erwarten gewesen wäre (LANGENOHL ET AL 2012), ist jedoch noch nicht erfolgt. Neben den obigen Verordnungen sind als übergeordnete Gesetze das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sowie ggf. das Bundesbodenschutzgesetz von Bedeutung (BAUERFELD 2010, BMELV 2011).

Gemäß KrWG (2012) und BERGS (2013) ist für die Qualität von Sekundärrohstoffdüngern die Düngemittelverordnung maßgebend; Tabelle 5 gibt eine Übersicht über die wesentlichen Grenzwerte. Da Sekundärrohstoffdünger und Klärschlämme häufig gemeinsam betrachtet und bewertet werden, sind zum Vergleich die Grenzwerte der Klärschlammverordnung nach ABFKLÄRV (2010) ebenfalls aufgeführt.

**Tabelle 5: Wesentliche Grenzwerte der DüMV und AbfKlärV**

Schadstoff	DüMV 2012 Grenzwert [mg/kg TM]	DüMV 2012 Kennzeichnungspflicht [mg/kg TM]	AbfKlärV 2010 [mg/kg TM]
Arsen (As)	40	20	-
Blei (Pb)	150	100	150
Cadmium (Cd)	1,0	1,5	3
Chrom (Cr) <sub>gesamt</sub>	300	-	120
Nickel (Ni)	40	80	100
Quecksilber (Hg)	0,5	1,0	2
Perfluorierte Tenside (PFT)	0,05	0,1	0,1**
Dioxine + PCB	-*	30 ng/kg TM	-
AOX	-	-	400
B(a)P	-	-	1
PCDD/PCDF	-	-	30 ng/kg Tox.-Äquivalent

\*BUNDESRAT (2012) \*\*Detailregelung unterschiedlich zur DüMV

Die Düngemittelverordnung regelt darüber hinaus die Anforderungen hinsichtlich der Nährstoffgehalte und der (physikalischen) Produktqualität von Düngemitteln. Der wichtigste Sekundärrohstoffdünger ‚Magnesium-Ammonium-Phosphat‘ ist als ‚weicherdiges Rohphosphat mit Magnesiumanteil‘ einzustufen (WEINFURTNER 2011), für die laut DüMV (2012) ein P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt von >16% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> und >6% MgO gefordert wird. Die DüMV reguliert darüber hinaus die Korngrößenverteilung des Produktes (Siebdurchgang bei 0,125 mm von >99% und bei 0,063 mm von >90%) und stellt Anforderungen an die Löslichkeit bzw. Verfügbarkeit des Phosphors. Gemäß Düngemittelverordnung können MAP und andere Fällprodukte aus Rückgewinnungsverfahren auch als Düngemittelrohstoff bzw. Hauptbestandteil eingesetzt werden (STEINMETZ ET AL 2012, DÜMV 2012).

P-Rückgewinnungsprodukte aus Asche können ebenfalls als ‚weicherdige Rohphosphate‘, allerdings ohne Magnesiumanteil, angesprochen werden (WEINFURTNER 2011), für die leicht abweichende Vorgaben gelten. SARTORIUS & TETTENBORN (2011) verweisen ebenfalls auf die Möglichkeit der Zulassung von Klärschlammmaschen als

Düngemittel. Diesbezüglich merken SCHEIDIG ET AL (2011) jedoch an, dass die Düngemittelverordnung die Qualität der Roh- bzw. Ausgangsstoffe – und *nicht* die Qualität des Endproduktes – reguliert, was für Düngemittel aus ursprünglich belasteten, aber DüMV-konform aufbereiteten Klärschlammaschen von Nachteil sein kann. In der Arbeit von SIMONS (2008) werden Phosphorrückgewinnungsprodukte als ‚Bodenhilfsstoffe‘ kategorisiert, es erfolgt jedoch keine vertiefte Diskussion dieses Aspektes.

Ammoniumsulfat-Lösung als potentiell N-Rückgewinnungsprodukt ist explizit in der Düngemittelverordnung als Stickstoffdünger aufgeführt. Reguliert sind im Wesentlichen die Mindestgehalte an N (5%) und S (6%) sowie die Anforderungen an die verwendete Schwefelsäure. Darüber hinaus muss der pH-Wert der Lösung angegeben werden. Bei geringeren N-Gehalten ist eine Kennzeichnung als ‚Bodenhilfsstoff‘ denkbar (DÜMV 2012, MORCK 2011).

Im europäischen Wirtschaftsraum (EWR) werden die Anforderungen an Düngemittel durch die Verordnung Nr. 2003/2003 geregelt (EG 2007). Diese umfasst im Gegensatz zur nationalen DüMV nur mineralische Düngemittel (DITTRICH & KLOSE 2008). Darüber hinaus schreibt das EU-Recht *keine* Grenzwerte für Schwermetalle bzw. sonstige Spurenstoffe vor. Erfolgt die Zulassung eines Düngemittels nach EU-Recht, können Düngemittel demnach auch mit hohen Schwermetallgehalten in Verkehr gebracht und innerhalb des EWR frei gehandelt werden (DITTRICH & KLOSE 2008). Diese Vorgehensweise ist gängige Praxis, da viele Mineraldünger – im Wesentlichen Phosphordünger – die nationalen Grenzwerte oft um ein Vielfaches überschreiten (vgl. Abschnitt 3.2.2.3). Die physikalischen Anforderungen an ‚weicherdige Rohphosphate‘ sind mit denen der nationalen DüMV vergleichbar.

Die theoretischen Angaben zur rechtlichen Einordnung von Sekundärrohstoffdüngern (SRD) zeigen, dass Kategorisierung, Deklaration und Zulassung von Sekundärrohstoffdüngern nach Düngemittelrecht wesentlich von der Art des Rückgewinnungsverfahrens und den daraus resultierenden spezifischen Eigenschaften abhängig sind. Die Zulassung eines Sekundärrohstoffdüngers ist demnach ein individueller Vorgang, für den es unter anderem aufgrund der Konkurrenz von EU- und nationalem Recht noch keine allgemeingültige Vorgehensweise bzw. Gesetzesgrundlage gibt. Dies wird indirekt auch durch die Verordnungen selbst bestätigt – der wichtigste Sekundärrohstoffdünger „Magnesiumammoniumphosphat“ bzw. „Struvit“ wird weder in der DüMV, noch in der EG-Verordnung begrifflich erwähnt.

Die wenigen praktischen Erfahrungen bereits zugelassener Sekundärrohstoffdünger bestätigen dieses uneinheitliche Bild. Die großtechnisch aus Asche produzierten Phoskraft®-Düngemittel erfüllen ‚sämtliche Anforderungen aller geltenden und geplanten Düngemittelverordnungen‘ (ASHDEC 2008), was im Hinblick auf die Akzeptanz und Verbreitung der Produkte sicherlich von Vorteil ist. Das Produkt „Berliner Pflanze“ der Berliner Wasserbetriebe wurde explizit gemäß den Anforderungen der EU-Düngemittelverordnung zugelassen (BWB 2012).



### **3.2.1.2 Entwicklungstendenzen der Gesetzgebung**

Die zukünftige Gesetzgebung zur Nutzung von Sekundärrohstoffdüngern wird wesentlich von der Diskussion um die Zukunft der Klärschlammverwertung beeinflusst. Wenngleich diese Diskussion kontrovers geführt wird (z.B. DICHTL 2012, WIECHMANN 2012), ist insgesamt eine Tendenz zur sukzessiven Einschränkung der Klärschlammverwertung festzustellen. Dementsprechend sieht die Novellierung der Klärschlammverordnung – wenngleich noch nicht umgesetzt – deutlich strengere Grenzwerte für Schwermetalle und organische Schadstoffe vor (HuK 2010, LANGENOHL ET AL 2012). Hinsichtlich der Verbreitung von Nährstoffrückgewinnungsverfahren kann die Einschränkung der Klärschlammnutzung durchaus katalysierend wirken.

Die Düngemittelgesetzgebung wird in Zukunft ebenfalls weiterhin einer Dynamik unterliegen. Die auf EU-Ebene fehlenden Schadstoffgrenzwerte werden bereits seit einiger Zeit kritisch bewertet (DITTRICH & KLOSE 2008); im Zuge der Harmonisierung von nationalem und internationalem Recht ist zudem eine Ausweitung der EU-Richtlinie auf organische und sonstige Düngemittelformen angedacht. Ein entsprechender Gesetzesentwurf ist für 2013 geplant (HuK 2012).

Auch die direkte Förderung des Nährstoffrecyclings durch Regulierungs- und Lenkungsinstrumente wird vermehrt diskutiert (z.B. in SARTORIUS & TETTENBORN 2011, HUBER 2008). Die DWA als führende wasserwirtschaftliche Vereinigung spricht sich ausdrücklich für eine Ausweitung der Förderung auch auf politischer und legislativer Ebene aus (PINNEKAMP 2013). In der übergeordneten Gesetzgebung bietet das neue Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG 2012) hierfür die Grundlage, die allerdings noch bspw. durch Verordnungen präzisiert werden muss (BERGS 2013). Verschiedene Aspekte deuten allerdings darauf hin, dass die Konkretisierung eher zögerlich ablaufen wird. So hat beispielsweise das BMU im deutschen Ressourceneffizienzprogramm „ProgRess“ ursprünglich explizit die Einführung einer P-Rückgewinnungsquote bzw. ähnliche Lenkungsinstrumente in Erwägung gezogen (BMU 2011). Die vergleichsweise konkreten Aussagen der Entwurfsfassung wurden jedoch für die Beschlussfassung vom 29.02.2012 (BMU 2012) deutlich abgeschwächt. Auch die Einführung einer „Phosphorrecyclingverordnung“ (AbfPhosV) – die u.a. die Rahmenziele des KrWG und des Ressourceneffizienzprogrammes konkretisieren würde – ist noch nicht abzusehen (BERGS 2013).

### **3.2.2 Qualität und Eigenschaften von Düngemitteln**

Der Einsatz einer nährstoffhaltigen Verbindung als Dünger in der Landwirtschaft ist im Wesentlichen von ihren Eigenschaften abhängig. Eine zentrale Rolle nehmen hierbei ohne Zweifel der Gehalt an Nährstoffen sowie deren Pflanzenverfügbarkeit ein. Im Hinblick auf die mögliche Substitution von handelsüblichen Mineraldüngern durch Sekundärrohstoffdünger sind jedoch auch die physikalischen Eigenschaften – die letztlich die tatsächliche Ausbringung eines Düngers auf die Fläche bestimmen – von Bedeutung.

### 3.2.2.1 Düngemittelformen und Nährstoffgehalte

Grundlegend lassen sich alle Dünger auf einige wenige Hauptnährstoffe – Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Schwefel, Calcium (FINCK 2007) – zurückführen. Diese werden als Einzel- oder Mehrnährstoffdünger in verschiedenen Formen und Konzentrationen in den Handel gebracht, woraus sich letztlich eine kaum überschaubare Anzahl an verfügbaren Produkten ergibt. Im Bereich von Nischen- und Spezialanwendungen ergibt sich, beispielsweise durch die Zugabe von Spurennährstoffen, eine weitere Diversifikation des Marktes.

Die in der industriellen bzw. intensiven Landwirtschaft vorwiegend eingesetzte Produktpalette ist hingegen weitaus weniger diversifiziert und kann im Wesentlichen auf die in Tabelle 6 aufgeführten Düngemittelformen reduziert werden. Die Auswahl basiert auf den auf dem globalen Markt gehandelten Düngern (IFA 2012) sowie verschiedenen Fachpublikationen (u.a. FINCK 2007, SCHILLING 2000, LWKNRW 2011).

In die Übersicht wurden nur N- und P-Dünger bzw. Kombinationen aus diesen Nährstoffen aufgenommen. Die angegebenen Nährstoffgehalte stellen Richtwerte dar, die in Abhängigkeit vom Aufbereitungsprozess (bewusste oder unbewusste Beimengungen bzw. Verunreinigungen) sowie von der gewählten Verdünnung schwanken können. Darüber hinaus können sich anbieterspezifische Unterschiede ergeben, wenn ein Dünger beispielsweise in einer bestimmten Zusammensetzung und Form als Handelsmarke vertrieben wird.

**Tabelle 6: Übersicht über die wichtigsten N- und P-Düngemittel**

Name	Formel	Übliche Nährstoffgehalte [%]	Form und Anmerkungen
Harnstoff	$\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$	46 N	fest; Dünger mit größtem N-Gehalt, mit über 50% Anteil wichtigster N-Dünger*
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lsg. (AHL)	$\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$	26-30 N	flüssig; enthält N in verschiedenen Formen bzw. Eigenschaften
Ammoniumsulfat** (SSA = schwefelsaures Ammoniak)	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	21 N, 24 S	fest; auch flüssig als Diammoniumsulfat-Lösung DAS (dann ca. 10% N)
Kalkammonsalpeter (KAS)	$\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CaCO}_3$	27 N (+Ca)	fest; 3% Weltmarktanteil*
Diammoniumphosphat (DAP)	$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	18 N, 46 P	fest; in versch. Formen wichtigster P-Dünger (Anteil über 50%*)
Superphosphat (SSP)	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 + \text{Ca-Sulfat}$	16-22 P (+Ca,S)	fest; 13% Anteil Weltmarkt*

(Tabelle 6 Fortsetzung)

Triple-Superphosphat (TSP)	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	ca. 45 P (+Ca)	fest; 6% Anteil am Weltmarkt*
NPK-Volldünger	verschieden	z.B. 15 N, 15 P, 15 K	i.A. fest; oft zusätzlich mit Mg oder Schwefel; 8% Anteil am N-; 20% am P-Weltmarkt*
Magnesium-ammonium-phosphat (MAP)	$(\text{NH}_4)\text{Mg}(\text{PO}_4) \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	6 N, 29 P, 16 Mg	fest; Sekundärrohstoffdünger; auf dem Düngemittelmarkt unbedeutend

Anmerkung: P als  $\text{P}_2\text{O}_5$  angegeben; K als  $\text{K}_2\text{O}$ ; Mg als  $\text{MgO}$

\*laut IFA-DATENBANK 2012 \*\*die Begriffe **Ammoniumsulfat** und **Diammoniumsulfat (DAS)** werden in der Literatur und im folgenden Text synonym verwendet

Die Übersicht zeigt, dass die wichtigsten Düngemittel Salze (Nitrate, Sulfate, Phosphate, Carbonate) und somit Feststoffe sind. Sie unterscheiden sich im Wesentlichen durch die Nährstoffkonzentrationen sowie die Bindungsform, die letztlich wiederum die Pflanzenverfügbarkeit bestimmt (vgl. folgende Abschnitte).

Aus den relativen Anteilen am Weltmarkt (IFA 2012) wird deutlich, dass Stickstoff im Wesentlichen als Einzelnährstoffdünger; Phosphor hingegen als N-P- oder N-P-K-Mehrnährstoffdünger gehandelt und eingesetzt wird. Hierin spiegelt sich vor allem die Tatsache wider, dass Stickstoff als wichtigstes Steuerungselement für Qualität und Quantität des Ertrages (SCHILLING 2000, FINCK 1989) häufiger aufgebracht werden muss als Phosphor, das weitgehend aus Bodendepots remobilisiert werden kann.

Tabelle 6 enthält mit MAP nur einen Sekundärrohstoffdünger, der in Abhängigkeit vom eingesetzten Verfahren bzw. der Produktaufbereitung deutlich unterschiedliche Qualitäten aufweisen kann (STUMPF 2007). Zur besseren Vergleichbarkeit der verschiedenen MAP-Produkte wird daher für die folgenden Betrachtungen davon ausgegangen, dass diese im Laufe des Produktionsprozesses bereits entwässert bzw. getrocknet wurden und somit – ggf. mit einer gewissen Restfeuchte – als Festprodukt in der Summenformel  $(\text{NH}_4)\text{Mg}(\text{PO}_4) \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$  anfallen. Vollständig getrocknetes, reines MAP enthält mit 29%  $\text{P}_2\text{O}_5$  etwa 2/3 des P-Gehaltes von DAP und ist somit diesbezüglich grundsätzlich mit gängigen P-Düngern vergleichbar.

Die auf Kläranlagen vereinzelt bereits produzierte Ammoniumsulfatlösung (synonymer Begriff: Diammoniumsulfat bzw. DAS) entspricht weitgehend dem industriellen Düngemittelprodukt.

### **3.2.2.2 Pflanzenverfügbarkeit**

#### *Pflanzenverfügbarkeit von Phosphordüngern*

Im Hinblick auf die mögliche Substitution von Handels- durch Sekundärrohstoffdünger ist die grundlegende Vergleichbarkeit der Nährstoffgehalte ohne Zweifel von Vorteil. Weitaus bedeutender ist jedoch die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe, die für Phosphordünger im Labormaßstab durch die Löslichkeit in verschiedenen Extraktionsmitteln erfasst werden kann. Als schwächstes Extraktionsmittel kommt in der Regel Wasser zum Einsatz; ein vollständiger Aufschluss aller Phosphate kann durch siedende Mineralsäuren erreicht werden. Abstufungen werden durch weitere Extraktionsmittel (bspw. Ammoncitrat) sowie unterschiedliche Verhältnisse Dünger/Extraktionsmittel eingestellt. Als direkt pflanzenverfügbar kann die in neutraler Ammoncitratlösung extrahierbare P-Fraktion angesehen werden (SCHILLING 2000).

Primäre bzw. Rohphosphate können nur durch starke Extraktionsmittel aufgeschlossen werden und stehen somit nur sehr langsam für die Pflanzen zur Verfügung. Der Markt für P-Dünger (vgl. Tabelle 6) wird somit durch teil- bzw. vollständig aufgeschlossene und somit leicht lösliche/verfügbare Düngemittelformen bestimmt (SCHILLING 2000). Auch deren Phosphoranteil kann jedoch leicht wieder im Boden fixiert werden, sodass auch aufgeschlossene Düngemittelformen im Ausbringungsjahr nur zu einem geringen Anteil tatsächlich pflanzenverfügbar sind. Eine Überschussdüngung zur Kompensation dieses „Verlustes“ ist in der Regel jedoch nicht notwendig, da sich Fixierungs- und Remobilisierungsprozesse in gut versorgten Böden in etwa die Waage halten. Die jährliche Düngegabe dient somit dem Erhalt des P-Pools im Boden und kann ‚scheinbar‘ zu 100% angerechnet werden (FINCK 2007).

KRATZ & SCHNUG (2009) weisen jedoch darauf hin, dass ‚statische‘ chemische Extraktionsmethoden nur bedingt Rückschlüsse auf die tatsächliche agronomische Effektivität eines Düngers in einem komplexen natürlichen System zulassen. Darüber hinaus werde die Bestimmung des pflanzenverfügbaren Anteils durch die Vielzahl der hierfür zugelassenen und nicht direkt untereinander vergleichbaren Analyseverfahren erschwert (WEINFURTNER 2011).

Aus diesen Gründen hat es sich als praktikabel herausgestellt, die Wirksamkeit eines Düngemittels im Topf- bzw. Freilandversuch vergleichend zu überprüfen. Hierdurch kann der Einfluss standortspezifischer Faktoren, der Witterung und der biologischen Aktivität auf die Pflanzenverfügbarkeit von Düngemitteln beurteilt werden. Zur Beurteilung der Wirksamkeit von Sekundärrohstoffdüngern ist die Methode ebenfalls bereits im Rahmen verschiedener Projekte eingesetzt worden.

#### *Pflanz- und Wachstumsversuche mit phosphorhaltigen Düngemitteln*

Eine grundlegende Untersuchung erfolge durch RÖMER (2006), der in seiner Arbeit insgesamt 26 P-Dünger bzw. P-Recyclingprodukte durch Pflanzversuche in Anlehnung an die Keimpflanzenmethode nach Neubauer-Schneider miteinander verglich. Gemäß dieser Methode werden Roggenkörner unter definierten Bedingungen in dem

zu untersuchenden Substrat (in diesem Falle also einem Boden/Düngergemisch) angezogen. Nach 17 (bei RÖMER 21) Tagen wird die Masse des zu untersuchenden Nährstoffes in Spross und Wurzel bestimmt. Mittels der Methode kann somit die Verfügbarkeit des untersuchten Nährstoffes für die Pflanze bestimmt werden (SCHILLING 2000, THUN 1941).

Im Detail umfasste die Untersuchung von RÖMER (2006) MAP-Verbindungen aus zwei Klärwerken sowie Mg, Ca- und Fe-haltige Phosphordünger aus dem Seaborne-Prozess der Pilotanlage in Owschlag. Darüber hinaus wurden verschiedene Phosphorsalze (Fe-, Mg-, Ca- sowie Al-Phosphate) in die Betrachtung aufgenommen, um Informationen zur Abhängigkeit der Pflanzenverfügbarkeit von der Bindungsform bzw. dem Bindungskation zu erhalten. Als Referenz dienten Superphosphat, Tripel-superphosphat sowie ein weiterer kommerzieller Phosphordünger. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 dargestellt.

**Tabelle 7: Ergebnisse der Keimpflanzenversuche von RÖMER (2006)**

<b>P-Form</b>	<b>Aufnahme [mg P/Gefäß]</b>	<b>Prozentuale Aufnahme im Vergleich zur Referenz</b>	<b>Anmerkungen</b>
<b>Referenz</b>	14,4	(100%)	Mittelwert aus drei verschiedenen Düngern
<b>Sekundärrohstoffdünger</b>			
Struvit 1	15,2	106%	Berliner Wasserbetriebe
Struvit 2	17,1	119%	Kläranlage Heilbronn
P-Dünger mit Mg	15,9	110%	Seaborne Owschlag
P-Dünger mit Ca	9,0	63%	Seaborne Owschlag
P-Dünger mit Fe	1,8	13%	Seaborne Owschlag
<b>Sonstige</b>			
Diammoniumphosphat	13,0	90%	
Ca-Phosphate	1,4-13,6	10-94%	Apatit << tertiäres < sekundäres < primäres Phosphat
Mg-Phosphate	13,2-16,0	92-111%	
Eisenphosphat FePO <sub>4</sub>	0,1	<1%	

Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde in Tabelle 7 auf die ausführliche Darstellung der verschiedenen P-Salze verzichtet. Im Gegensatz zur der Darstellung von Römer wurden alle P-Produkte auf die gleiche Referenz bezogen.

Die Pflanzenverfügbarkeit von Struvit ist somit mit gängigen Mineraldüngern vergleichbar. Dies gilt prinzipiell auch für andere Magnesiumphosphate, wohingegen die Verfügbarkeit von Ca-Phosphaten stark von der Bindungsform abhängig ist. Fe-Phosphate – und somit das übliche Produkt einer „reinigungsorientierten“, chemischen Phosphorentfernung – können als nicht pflanzenverfügbar angesehen werden. INRES (2006) kam in Topfversuchen zu einem vergleichbaren Ergebnis und stellt die Vorteile von Mg- und Ca-Fällprodukten gegenüber anderen P-Salzen heraus. Generell wird die Verfügbarkeit von Ammoniumphosphaten wie DAP und MAP in der Literatur als gut bewertet (in KRATZ & SCHNUG 2009).

RÖMER (2006) weist darauf hin, dass Keimpflanzenversuche nur einen ersten Hinweis auf die Wirksamkeit eines Produktes geben können und eine vertiefte Überprüfung im längerfristigen Feldversuch erfolgen muss. Von der Universität Göttingen wurden im Rahmen der bereits angesprochenen Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ verschiedene Recyclingprodukte (zwei MAP-Produkte, gesinterte Knochenmehle sowie eine Klärschlammasche) im dreijährigen Feldversuch untersucht (CLAASSEN ET AL 2011). Als Referenz diente nahezu vollständig wasserlösliches Triplesuperphosphat (TSP) sowie wasserunlösliches Rohphosphat (Apatit). Zur Verdeutlichung möglicher Unterschiede in der Pflanzenverfügbarkeit wurde eine eher suboptimale Düngermenge gewählt, als Kontrolle dienten eine ungedüngte Fläche sowie eine TSP-Referenzfläche mit optimaler Düngermenge. Die Versuche wurden auf drei verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Fruchtfolgen (Wintergetreide) durchgeführt, die hinsichtlich der Kriterien ‚Korn-ertrag‘ und ‚P-Aufnahme‘ bewertet wurden.

Bezüglich des Kornertrages konnten für alle Düngemittel einschließlich der ungedüngten Kontrollfläche keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Der Kornertrag kann jedoch die tatsächliche Nährstoffverfügbarkeit nur unzureichend darstellen, da die Pflanzen Unterschiede in der Verfügbarkeit durch eine bessere Nährstoffausnutzung kompensieren können (CLAASSEN ET AL 2011). Aber auch für die Kenngröße ‚P-Aufnahme‘ konnten keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden. Durch eine erhöhte TSP-Düngung ist tendenziell eine leicht verbesserte P-Aufnahme festzustellen; die MAP-Düngung führt ebenfalls vereinzelt zu einer erhöhten Aufnahme. Insgesamt sind die Unterschiede jedoch gering und größtenteils statistisch nicht abgesichert. Die Pflanzen – insbesondere Getreidearten – sind somit in der Lage, ausreichend Phosphat aus dem Bodenpool zu remobilisieren (CLAASSEN ET AL 2011).

Ergänzend zu den Feldversuchen wurden in der erwähnten Studie Gefäßversuche mit stark phosphorbedürftigen Maispflanzen durchgeführt. In diesem kleinen Maßstab konnte eine weitaus größere Anzahl an unterschiedlichen P-Düngern untersucht

werden. Die Studie bestätigt die Aussagen von RÖMER (2006), dass MAP vergleichbar mit TSP ist und sich ein erhöhter Eisengehalt negativ auf die Verfügbarkeit auswirkt. Thermisch gewonnene Dünger aus Klärschlammasche bleiben hinter der Düngewirkung von MAP bzw. TSP zurück, sodass laut CLAASSEN ET AL (2011) MAP-Produkte in agronomischer Hinsicht in Abhängigkeit vom Eisengehalt ‚uneingeschränkt‘ bzw. ‚weitgehend‘ empfehlenswert sind. Auch laut SIMONS (2008) scheint sich für Struvitdünger ‚eine tendenziell gute Düngewirkung abzuzeichnen‘, allerdings mit einer vergleichsweise hohen Varianz aufgrund unterschiedlicher Herstellungsverfahren. Nicht zuletzt belegen die bereits auf dem Markt etablierten MAP-Dünger (vgl. Tabelle 4) die gute Eignung dieser Düngemittelform für die Landwirtschaft.

Ergänzend sei darauf hingewiesen, dass die Bewertung von phosphorhaltigen Sekundärrohstoffdüngern im Vergleich zu gängigen Handelsprodukten fast ausschließlich in Bezug auf den Nährstoff Phosphor erfolgt. Das bedeutsamste Recyclingprodukt MAP ist jedoch ein Mehrnährstoffdünger, da es neben 29%  $P_2O_5$  (entsprechend 12,6% P) auch 16% MgO (entsprechend 10% Mg) sowie 6% N enthält. Vor allem der hohe Magnesiumanteil sollte bei der Verwertung von MAP berücksichtigt werden, beispielsweise durch den Einsatz für magnesiumbedürftige Pflanzen wie Hackfrüchte und Mais (LFL 2007).

#### *Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoffdüngern*

Im Falle von Stickstoff kann grundsätzlich zwischen Nitrat-, Ammonium- und Harnstoffdüngern sowie deren Mischungen unterschieden werden (vgl. Tabelle 6). Stickstoff wird von Pflanzen fast ausschließlich als Nitrat aufgenommen, sodass Nitrat enthaltende Dünger schneller als Ammoniumdünger wirken, die im Boden erst zu Nitrat umgewandelt werden müssen (SCHUBERT 2011). Im Falle des wichtigsten N-Düngers Harnstoff ist zuvor noch eine Hydrolyse des Harnstoffes zu Ammoniumcarbonat erforderlich – ein Prozess, der in der Regel nur wenige Tage dauert (SCHILLING 2000) –, sodass Harnstoff noch etwas langsamer verfügbar ist.

Insgesamt kann Stickstoff jedoch als leicht verfügbares und somit mobiles Element angesehen werden, das in Nitratform aus dem Boden ausgewaschen bzw. in Abhängigkeit von pH-Wert und Bodenaktivität zu gasförmigen  $NH_3$  oder  $N_2$  abgebaut werden kann (DLG 2006, SCHILLING 2000). Die sich hieraus ergebenden Verluste müssen ggf. über zusätzliche Düngemaßnahmen ausgeglichen werden. Zur Verringerung der Auswaschungsverluste werden Ammonium- bzw. Harnstoffdünger teilweise mit Nitrifikationshemmern versetzt, die die Umsetzung zu Nitrat im Boden verzögern (LWKNRW 2011).

Wie in Abschnitt 3.1.2 dargestellt, spielen Recyclingaspekte bei der Stickstoffentfernung noch eine sehr untergeordnete Rolle. Dementsprechend liegen, im Gegensatz zu Phosphor, keine vergleichenden Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von N-haltigen Sekundärrohstoffdüngern vor. Da jedoch alle relevanten N-Formen kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbar sind, kann von deren grundsätzlicher Eignung als Düngemittel ausgegangen werden. Bei Stickstoffdüngern stellt sich vielmehr die Fra-

ge, inwiefern sich diese mit ihren spezifischen Eigenschaften (u.a. Wirkungsgeschwindigkeit, eventuell weitere enthaltene Nährstoffe, versäuernde Wirkung) für den Einsatz für bestimmte Pflanzen bzw. auf einem bestimmten Boden eignen.

Für das momentan als vielversprechendster N-Sekundärrohstoffdünger anzusehende Ammoniumsulfat kann davon ausgegangen werden, dass der Stickstoff etwas langsamer verfügbar ist als Nitratstickstoff. Zu beachten ist darüber hinaus der pH-Wert, der in einem weiten Bereich (pH 3-7) schwanken und somit zu Bodenversauerung bzw. Ätzschäden führen kann (LWKNRW 2011, DLG 2006). Durch eine angepasste Verfahrensführung kann der pH-Wert von zurückgewonnenem Ammoniumsulfat jedoch gezielt gesteuert werden (ISWW 2005). Darüber hinaus enthält der Dünger etwa 9% Schwefel.

### **3.2.2.3 Schadstoffe in Düngemitteln**

Neben dem Gehalt an gewünschten Nähr- und Spurenstoffen können Düngemittel auch unerwünschte Stoffe bzw. "Schadstoffe" enthalten. Diese Problematik betrifft nicht nur Sekundärrohstoffdünger, sondern alle Düngemittel, wobei in Abhängigkeit von Art und Ursprung des Düngers unterschiedliche Schadstoffgruppen im Zentrum des Interesses stehen. Da die betrachteten Sekundärrohstoffdünger aus der Schadstoffsene „Abwasser“ bzw. „Klärschlammasche“ gewonnen werden, sind im Kontext dieser Arbeit insbesondere die Schwermetallgehalte bzw. zunehmend die Konzentration von organischen und anorganischen (Mikro-)Schadstoffen von Relevanz.

#### *Schwermetallgehalte von Phosphordüngern*

Zur Schadstoffqualität von MAP und anderen Phosphorsalzen liegen mittlerweile mehrere Untersuchungen vor. Tabelle 8 gibt eine Übersicht über die Schwermetallgehalte wichtiger P-Sekundärrohstoffdünger sowie der entsprechenden Rohstoffe und Handelsdünger.

Die aus der Flüssigphase bzw. der Asche gewonnenen Sekundärrohstoffdünger zeichnen sich durch eine große Bandbreite der Schadstoffkonzentrationen aus, die auf die Heterogenität des Ausgangssubstrates sowie auf die unterschiedlichen Rückgewinnungsverfahren zurückzuführen ist (WAIDA & GÄTH 2011). Die Schwermetallgehalte der untersuchten MAP-Verbindungen liegen größtenteils deutlich unter den Grenzwerten der Düngemittelverordnung. Ausgenommen hiervon sind die Cadmiumkonzentrationen, die im Falle des MAP aus dem PRISA-Prozess im Mittel den Grenzwert der DüMV überschreiten. Dies sei jedoch auf einen nicht nachvollziehbaren Ausreißer nach oben zu erklären (MONTAG 2008), was sich auch in dem deutlich geringeren Medianwert widerspiegelt.



**Tabelle 8: Schwermetallgehalte von Phosphordüngern, Sekundärrohstoffdüngern und Rohphosphaten; eigene Zusammenstellung aus verschiedenen Quellen (siehe Fußnoten)**

<b>P-Form</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>U</b>
<b>Sekundärrohstoffdünger aus Flüssigphase [mg/kg TM]</b>								
MAP PRISA (Mittelwert) <sup>1</sup>	1,76	12	93	0,146	10	13	403	k.A.
MAP PRISA (Median) <sup>1</sup>	0,5	10	76	0,139	6,7	10,3	384	k.A.
MAP Stuttgart <sup>5</sup>	0,8	15	68	0,05	2,2	12	260	k.A.
MAP Seaborne <sup>6</sup> (Extraktion pH 5)	0,13	5,08	15,5	<BG	10,63	8,5	63,2	k.A.
<b>(aufbereitete) Klärschlammasche [mg/kg]</b>								
Klärschlamm- sche <sup>4</sup> (Min-Max von 7 Proben)	0,2- 4,71	70- 173	470- 1267	<0,1- 0,23	39,5- 98	80,5- 264	1540- 2181	k.A.
Klärschlamm- sche aufbereitet (SUSAN-Prozess) <sup>4</sup>	<0,1	58- 169	10,5- 249	<0,1	32,1- 72,4	<0,1- 4,2	18,3- 172	k.A.
aufbereitete Schla- cke Mephrec <sup>8</sup>	<0,5	68- 116	123- 161	<0,2	5-13	<5,0	11- 101	<5,0
<b>Rohstoffe und Handelsdünger [mg/kg TM]</b>								
Sedimentäre P- Lagerstätten (min-max) <sup>2</sup>	1,5-92	18- 637	1-31	0,002- 0,86	17-80	1-33	29- 630	23- 180
Tripelsuperphos- phat <sup>3</sup>	26,8	288	27,3	0,04	36,3	12	489	k.A.
Diammoniumphos- phat (DAP) <sup>7</sup>	43,1	272	26,5	0,01	35,1	0,87	330	121
NPK-Dünger <sup>3</sup> 15/15/15	3,78	45,8	11,3	0,06	10,9	14,8	116	k.A.
<b>Grenzwerte DüMV (2012)</b>	1,5**	300*	900***	1	80	150	5000 ***	-

<sup>1</sup>MONTAG (2008) <sup>2</sup>KRATZ & SCHNUG (2005) <sup>3</sup>BANNICK ET AL (2001) <sup>4</sup>ADAM ET AL (2009)

<sup>5</sup>STEINMETZ ET AL (2012) <sup>6</sup>ESEMEN (2012) <sup>7</sup>DITTRICH & KLOSE (2008) <sup>8</sup>SCHEIDIG ET AL (2011)

\*Kennzeichnungspflicht \*\*bzw. 50 mg/kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> \*\*\*Spurennährstoff, daher hoher Grenzwert; LANGENOHL ET AL (2012)

Auch Kupfer musste lange Zeit als ‚kritisches Element‘ (MONTAG 2008) angesehen werden, da die DüMV aus dem Jahre 2003 hierfür einen Grenzwert von 70 mg/kg TM vorsah. Mit der Revision 2008 und in der aktuell gültigen Fassung aus dem Jahre 2012 (DüMV 2012) werden Kupfer und Zink als Spurennährstoffe angesehen, für die deutlich höhere Grenzwerte gelten. Diese werden von allen MAP-Verbindungen deutlich unterschritten. Basierend auf den in Tabelle 8 angegebenen Werten kann die Schwermetallbelastung von MAP als insgesamt gering und bzgl. der Grenzwerte als unkritisch eingestuft werden, was von vielen weiteren Autoren bestätigt wird (u.a. WAIDA & GÄTH 2011, UBA 2007, BRITTON ET AL 2009).

Industriell hergestellte, mineralische Phosphordünger weisen im Vergleich zu MAP in der Regel deutlich höhere Schwermetallgehalte auf. Der Cadmiumgehalt überschreitet die Grenzwerte der DüMV teilweise um mehr als das 10-fache. Belastete Dünger können dennoch in den Verkehr gebracht werden, sofern sie nach EU-Recht zugelassen werden, da die EU keine Grenzwerte für Schwermetalle vorsieht (EG 2007, DITTRICH & KLOSE 2008; vgl. auch Abschnitt 3.2.1.1). Die hohe Cadmiumbelastung ist darauf zurückzuführen, dass zunehmend qualitativ schlechtere Rohphosphate für die Düngemittelherstellung verwendet werden müssen; gleiches gilt für die Uranbelastung (WEINFURTNER 2011, UBA 2012).

Ergänzend zu den absoluten Schadstoffkonzentrationen sind in Tabelle 9 die nährstoffspezifischen Schwermetallgehalte für gängige, industriell hergestellte Mineraldünger sowie deren mögliche Substitutionsprodukte (MAP-Sekundärrohstoffdünger) dargestellt. Da die Düngemittelaufbringung anhand der Nährstofffrachten bemessen wird, ist diese Gegenüberstellung für die Landwirtschaft bzw. die Bewertung der Schadstoffeinträge von besonderer Bedeutung.

**Tabelle 9: Mittlere Schwermetallgehalte je kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> für Sekundärrohstoffdünger (MAP) bzw. Mineraldünger**

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	U
<b>Mittelwert aus 3 MAP-Düngern (vgl. Tabelle 8) mit P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 29%</b>								
[mg/kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ]	3,1	36,9	203	0,34**	26,2	38,6	8,34	k.A.*
<b>Mittelwert von TSP und DAP (vgl. Tabelle 8) mit P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 46%</b>								
[mg/kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ]	76,1	609	58,5	0,06	77,6	32,2	891	263***

\*die Uranbelastung von MAP ist, soweit bekannt, vernachlässigbar \*\*basierend auf 2 Werten  
 \*\*\*basierend auf einem Wert

Wenngleich sich in dieser Betrachtung der „Abstand“ von Sekundärrohstoff- und Mineraldüngern aufgrund der unterschiedlichen P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Konzentrationen etwas verringert,

bleibt die auf Basis der massebezogenen Schadstoffgehalte getroffene Aussage unverändert bestehen. Bei einer in Bezug auf den Nährstoff Phosphor *identischen* Düngemittelgabe sind die mit einer Mineraldüngung aufgebrauchten Cd-Frachten beispielsweise um den Faktor 25 höher als bei einer MAP-Gabe. Auch für die meisten anderen betrachteten Schwermetalle ist der Substitutionsdünger MAP als vorteilhaft anzusehen.

In Tabelle 8 sind zudem die Schwermetallgehalte von Klärschlammaschen aufgeführt, die als Schadstoffsene sehr hohe Schwermetallkonzentrationen aufweisen. Diese können jedoch durch eine Behandlung und Aufbereitung (hier am Beispiel des SUSAN- bzw. des Mephrec®-Prozesses; ADAM ET AL 2009, SCHEIDIG ET AL 2011) auf grenzwertkonforme Konzentrationen gesenkt werden. Diese sind teilweise höher, im Falle von Pb und Cd jedoch auch niedriger als die entsprechenden Konzentrationen der MAP-Verbindungen.

#### *Organische Spurenstoffe in P-Düngern*

Zur Belastung von Phosphordüngern mit organischen Spurenstoffen liegen ebenfalls Untersuchungen vor, wobei die Datenlage aufgrund der relativ neuen Entwicklungen bzgl. Analytik und Regulierung noch eher gering ist (vgl. Abschnitt 3.2.1). MONTAG (2008) gibt für MAP Mittelwerte für Moschus-, Organozinn-, PAK und andere Verbindungen an, die fast ausnahmslos unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen. Er kommt daher zum Schluss, dass ‚keine Bedenken existieren, das Recyclingprodukt zu Düngezzwecken in der Landwirtschaft einzusetzen‘ (MONTAG 2008). Die im Rahmen des Projektes „PhoBe“ (PINNEKAMP ET AL 2011) durchgeführten Analysen verschiedener Recyclingprodukte deuten ebenfalls auf eine geringe Belastung bei allerdings hoher Variabilität hin. So wies beispielsweise das MAP der Kläranlage Gifhorn 10-fach höhere PAK-Gehalte (angegeben als Summe der 16 EPA-PAK) als der P-Dünger aus Klärschlammasche und etwa 5-fach höhere Gehalte als andere MAP-Produkte auf. Die summarischen Werte liegen jedoch immer noch weit unter den diskutierten Grenzwerten der Klärschlammverordnung – die Düngemittelverordnung sieht hier keinen Grenzwert vor – für den einzelnen Leitparameter B(a)P (ABFKLÄRV 2010). Die Studie kommt zum Schluss, dass ‚unabhängig vom Verfahren der P-Recyclingung nur eine geringe organische Fracht in die Produkte aufgenommen wird‘ (WAIDA & WEINFURTNER 2011), die in aller Regel deutlich unter den Frachten im Klärschlamm liegt.

#### *Schwermetallgehalte von Stickstoffdüngern*

Aufgrund der äußerst geringen Bedeutung von stickstoffhaltigen Sekundärrohstoffdüngern liegen zu deren Schadstoffqualität keine Untersuchungen vor. Über die Schwermetallgehalte in gängigen Mineraldüngern ist in Tabelle 10 eine Übersicht gegeben. Zum Vergleich wurde ein NP-Mehrnährstoffdünger (DAP) mit in die Übersicht aufgenommen.

**Tabelle 10: Schwermetallgehalte industrieller Stickstoffdünger**

Stickstoffdünger [mg/kg TM]*	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	U
Harnstoff (Mittel aus n=23 Proben)	0,01	0,61	0,83	0,01	0,27	0,35	3,67	0,01
Ammoniumsulfat (SSA) (n=15)	0,01	0,82	0,82	0,01	0,27	0,06	0,41	0,03
Kalkammon- salpeter (n=53)	0,05	0,88	1,47	0,01	0,03	21,2	40,9	0,36
<i>NP-Dünger DAP</i> (Vergleichswert)	<i>43,1</i>	<i>272</i>	<i>26,5</i>	<i>0,01</i>	<i>35,1</i>	<i>0,87</i>	<i>330</i>	<i>121</i>

\*alle Angaben aus DITTRICH & KLOSE (2008)

Tabelle 10 zeigt, dass die Schwermetallbelastung von Stickstoffdüngern sehr gering ist. Die Arbeit von GSPONER (1990) bestätigt die generell sehr geringe Belastung dieses Düngemitteltyps. Dies ist wenig überraschend, da industrielle N-Dünger letztlich auf dem Steam-Reforming-Verfahren basieren, bei dem chemisch reiner Luftstickstoff als N-Quelle verwendet wird. Weitere Syntheschemikalien wie bspw. die im Ammoniumsulfat verwendete Schwefelsäure tragen offensichtlich kaum zur Schwermetallbelastung bei, wobei dies von der Qualität der eingesetzten Chemikalien abhängt. Gleiches gilt für die Belastung von Ammoniumsulfat aus Strippprozessen.

Im Gegensatz dazu erhöhen Nähr- bzw. Zuschlagstoffe, die aus geogenen Quellen (wie bspw. sedimentäre Lagerstätten) gewonnen werden, die Schwermetallbelastung deutlich. Die hohen Schwermetallgehalte von DAP belegen wiederum das Problem belasteter sedimentärer Phosphatlagerstätten; auch die hohen Pb, Zn und U-Gehalte im Kalkammonsalpeter sind auf die Belastung der zugegebenen Kalke zurückzuführen (DITTRICH & KLOSE 2008).

#### *Organische Spurenstoffe in N-Düngern*

Zur Belastung stickstoffhaltiger Sekundärrohstoffdünger mit organischen Spurenstoffen liegen keine konkreten Untersuchungen vor. Die Spurenstoffkonzentrationen in Mineraldüngern wurden von KÖRDEL & HERRCHEN (2006) untersucht und – im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern und Klärschlämmen – als äußerst gering eingestuft, was mutmaßlich ebenfalls auf den Syntheseweg und die Verwendung unbelasteter Rohstoffe zurückzuführen ist.

#### **3.2.2.4 Physikalische Eigenschaften**

Die tatsächliche Anwendung eines (Sekundärrohstoff-)Düngers wird neben den chemischen Eigenschaften wesentlich durch dessen physikalische Eigenschaften bestimmt. Industriell hergestellte, mineralische Düngemittel zeichnen sich naturge-

mäß durch eine „gute“ physikalische Produktqualität aus, da sie den Anforderungen des Marktes entsprechend verarbeitet und konfektioniert werden. Die physikalische Qualität von Sekundärrohstoffdüngern ist hingegen vom eingesetzten Rückgewinnungsverfahren abhängig, dementsprechend individuell unterschiedlich und in der Regel nicht für eine direkte Vermarktung geeignet. Es ist sicherlich kein Zufall, dass sich bis heute die Verfahren auf dem Markt durchgesetzt haben, die eine Weiterverarbeitung und Konfektionierung der Rückgewinnungsprodukte vorsehen und somit eine gleichbleibende physikalische Produktqualität garantieren (ASHDEC 2008, OSTARA 2012). VON HORN ET AL (2010) betonen ebenfalls die Bedeutung der Produktqualität als wichtigen Faktor zur generellen Verbreitung von Rückgewinnungsverfahren.

Für kristalline bzw. feste Rückgewinnungsprodukte wie MAP und andere P-Salze wird im Rahmen des Produktionsprozesses in der Regel eine Entwässerung bzw. Trocknung vorgesehen (Übersicht hierzu in PINNEKAMP (HRSG.) 2007). Ist dies der Fall, wird die physikalische Produktqualität vor allem durch die Hygroskopie, die Lagerfähigkeit, die optischen Eigenschaften sowie das Korngrößen- bzw. Partikelspektrum bestimmt. Letzteres ist von herausragender Bedeutung, da das Partikelspektrum die Verwendung eines Düngers im Düngerstreuer und somit konkret seine Ausbringung bestimmt.

WEINFURTNER (2011) zeigt in seinen Untersuchungen, dass das Partikelspektrum von P-haltigen Sekundärrohstoffdüngern (SRD) sehr unterschiedlich ist. Da die Mehrzahl der Dünger der Kategorie ‚weicherde Rohphosphate‘ zuzuordnen sei, wird für diese gemäß Düngemittelverordnung (DÜMV 2012) ein Siebdurchgang bei 0,063 mm von >90% gefordert. Gemäß der Studie erfüllt im unverarbeiteten Zustand keiner der SRD diese Vorgaben, wenngleich ‚eine weitere Aufbereitung der Produkte [...] technisch ohne größere Probleme machbar‘ sei (WEINFURTNER 2011). STUMPF (2007) zeigt in seiner Übersichtsarbeit, dass die MAP-Kristalle der von ihm betrachteten Rückgewinnungsverfahren in der Regel eine Größenordnung von 0,5 bis 1 mm aufweisen. Dies sei für den ersten Aufbereitungsschritt – die Abtrennung des MAP von Schlammpartikeln bzw. anderen Störstoffen – günstig, da Siebe und klassierende Verfahren (wie Hydrozyklone) zum Einsatz kommen können. Auf ggf. zusätzlich notwendige Verfahrensschritte hin zu einem zulassungsfähigen bzw. streufähigen Düngemittel wird jedoch in dieser Arbeit nicht eingegangen.

Auch der optischen Qualität von Sekundärrohstoffdüngern wird bei der Vermarktung eine Rolle zugeschrieben. Einschränkungen können sich beispielsweise durch Schlammpartikel ergeben, die das Fällprodukt verunreinigen (UBA 2007). Kristallisationsverfahren wie der DHV Chrystalactor weisen diesbezüglich prozessbedingt leichte Vorteile auf, da Wachstum und Abzug der Pellets besser gesteuert werden können (GIESEN ET AL 2005). Ist eine ausreichende optische Qualität nicht gegeben, so können die Vermarktungsmöglichkeiten eingeschränkt sein, wie das Beispiel des MAP aus der Seaborne-Anlage in Gifhorn zeigt (HERRMANN 2009). Auch das Beispiel der MAP-Fällung auf der Kläranlage Offenburg – die eine mehrfache Reinigung des

MAP beinhaltet (MEYER ET AL 2011) – belegt, dass die optische Produktqualität von wesentlicher Bedeutung ist.

Grundsätzlich ist MAP im trockenen Zustand gut lager- und transportfähig (MONTAG 2008). Dies wird auch von WEINFURTER (2011) bestätigt, der 15 verschiedene Phosphorrückgewinnungsprodukte im 4-wöchigen Lagerungsversuch bei 25°C und 70% Luftfeuchte untersuchte und hierbei nur eine sehr geringe Gewichtszunahme, entsprechend einer geringen Hygroskopie, von meist unter 1% feststellte. Im feuchten Zustand besteht jedoch die Gefahr der Nährstoffauswaschung (MONTAG 2008), wodurch sich die grundsätzliche Notwendigkeit einer Entwässerung und ggf. Trocknung des Rückgewinnungsproduktes bestätigt (UBA 2007).

### 3.2.3 Preisentwicklung von Düngemitteln

Die im einleitenden Kapitel dargestellten Hintergründe zur globalen Preisentwicklung von Düngemitteln und -rohstoffen (vgl. Abbildung 2) spiegeln sich direkt auf den regionalen Märkten wider, die in der Regel für den einzelnen Landwirt von Relevanz sind. Tabelle 11 gibt eine exemplarische Übersicht über die aktuellen Preise gängiger Handelsdünger in Deutschland. Als Vergleichswert sind die Preise 11/2006 (als Referenz vor der „Preisexplosion“ 2008) sowie 10/2008 (Höhepunkt des Preisanstieges) angegeben.

**Tabelle 11: Preise wichtiger Mineraldünger in Deutschland (nach VHE 2013, gerundet). In Klammern das prozentuale Verhältnis zum aktuellen Preis (02/2013)**

Dünger	Preis 11/2006 (Vergleich zu 02/2013)	Preis 10/2008 (Vergleich zu 02/2013)	Preis aktuell (02/2013)
Diammoniumphosphat	280 €/t (-44%)	900 €/t (+80%)	500 €/t
Harnstoff	260 €/t (-40%)	640 €/t (+49%)	430 €/t
AHL-Lösung	170 €/t (-37%)	330 €/t (+22%)	270 €/t

Tabelle 11 bestätigt, dass das aktuelle Preisniveau deutlich höher liegt als vor der Wirtschaftskrise, die Spitzenpreise des Jahres 2008 jedoch bei weitem noch nicht erreicht werden. Die relative Preisstabilität seit etwa 2011 spiegelt sich ebenfalls im regionalen Maßstab wider (vgl. die zusammenfassenden Darstellungen in VHE 2013, MLU 2012). Im Vergleich zu der langfristig stabilen Phase in den 1990ern bzw. den ersten Jahren des neuen Jahrtausends sind die aktuellen Preisschwankungen allerdings wesentlich ausgeprägter.

Aufgrund der engen Korrelation zwischen Düngemittelpreis, Düngeintensität und wirtschaftlich optimalem Düngeneiveau (LWKNS 2009, GANDORFER ET AL 2006) ist es nicht verwunderlich, dass der Preisentwicklung eine zentrale Rolle in der landwirtschaftlichen Fachliteratur zukommt. Andauernde, stetige Preissteigerungen sind für

den Landwirt als ebenso ungünstig zu bewerten wie kurzfristige, große Preissprünge. Erstere, weil sie zu einer sukzessiven Verringerung der Düngeintensität und mittelfristig zu einer Degradation des Bodens führen können (ZORN 2007, GALLER 2010). Absehbare Veränderungen können jedoch in gewissem Maße durch Planungs- und Anpassungsmaßnahmen (Änderung von Anbaustrategien und Ertragszielen etc.; BAUMGÄRTEL 2010) kompensiert werden. Kurzfristige Preisschwankungen sind als ungünstig zu bewerten, da diese von den Landwirten zwangsweise in Kauf genommen werden müssen und nicht durch vorausschauende Planung kompensiert werden können.

Rückgewinnungsprodukte sind von der dargestellten Preisentwicklung nur teilweise betroffen, da sie nicht frei auf dem (globalen) Markt gehandelt, sondern einer konkreten Nutzung bzw. Weiterverarbeitung zugeführt werden. Der Preis ist somit eher von Absprachen bzw. vertraglichen Regelungen zwischen Erzeuger und Abnehmer und nicht von der globalen Entwicklung abhängig, die allenfalls den grundsätzlichen Rahmen vorgibt. Abgesehen von der hohen Flexibilität hinsichtlich der Gestaltung der absoluten Preise kann hierdurch auch eine gewisse Preisstabilität erreicht werden, die für beide Seiten von Vorteil sein kann. Aufgrund der geringen großtechnischen Verbreitung von Rückgewinnungsverfahren sowie den unterschiedlichen Vermarktungs- und Verwertungsstrategien liegen langfristige Erfahrungen zur Preisgestaltung noch nicht vor.

### **3.2.4 Düngestrategie und Entscheidungsprozesse**

Die in den vorherigen Kapiteln dargestellten Aspekte stellen die wesentlichen Kriterien dar, die ein Landwirt bei der Auswahl von Düngemitteltyp und -menge beachten kann und muss. Es ist verständlich, dass die Anforderungen an Sekundärrohstoffdünger aus landwirtschaftlicher Sicht im Wesentlichen durch diese Kriterien bestimmt werden. EBENHÖCH (2007) führt die Schadstoffgehalte, die Pflanzenverfügbarkeit, die mechanischen bzw. physikalischen Eigenschaften sowie den Preis als wesentliche Anforderungen an Recyclingprodukte an. VON HORN (2006) betont insbesondere die Bedeutung des Preises sowie der Pflanzenverfügbarkeit; BREUER UND MÜLLER (2005) die Bedeutung einer konstanten Produktqualität.

Abgesehen von diesen an alle Düngemittel gleichermaßen gestellten Anforderungen ist die Wahl für ein bestimmtes Produkt von der Feldfrucht, der Witterung sowie den Bodeneigenschaften abhängig. Hierauf wird speziell für das gewählte Fallbeispiel in Abschnitt 5.1.1 eingegangen.

Die Vielzahl der generellen, standort- und feldfruchtspezifischen Kriterien legt die Vermutung nahe, dass die Freiräume bei der Wahl eines Düngemittels nur sehr gering sind. Wenngleich der komplexe rechtliche Rahmen sowie der direkte Zusammenhang zwischen Düngung, Ertrag und Erlös diese Annahme stützen, sind jedoch in vielerlei Hinsicht Freiräume vorhanden.

Deutlich wird dies in den Düngeempfehlungen der Landwirtschaftskammern, die in aller Regel nur den Nährstoff – und nicht die Düngemittelform – umfassen, wie z.B. in LWKNS (2010) für das Beispiel der N-Düngung dargestellt. Auch die Landwirte des Abwasserverbandes Braunschweig sehen die wichtigsten Stickstoffdünger zumindest teilweise als gleichwertig an (AVBS o.J.).

Wie die Ergebnisse der vergleichenden Pflanzversuche (vgl. Abschnitt 3.2.2.2) zeigen, können auch einige Phosphordünger bzgl. ihrer grundsätzlichen Wirksamkeit als gleichwertig angesehen werden. Weiterhin bestätigen die Versuche, dass die P-Verfügbarkeit weniger von der Düngemittelform, denn von den Prozessen im Boden abhängt (FINCK 2007). Die Freiheitsgrade werden somit vor allem durch externe, umweltbedingte Faktoren und nicht durch die grundsätzliche Düngemittelform eingeschränkt. Ähnliches gilt für die Aufteilung der Stickstoffdüngung auf mehrere Gaben im Jahresverlauf, die abgesehen von dem Umweltfaktor „Witterung“ zusätzlich durch die Erfahrung des Landwirts sowie seinen individuellen Zielen u.a. hinsichtlich der Produktqualität bestimmt wird (LWKSH 2012).

Die grundlegende Entscheidung für ein bestimmtes Produkt sowie die tatsächliche Ausbringung in zeitlicher und quantitativer Hinsicht ist somit ein komplexes Zusammenspiel einer Vielzahl von Aspekten. Bezüglich der Düngemittelwahl liegt letztlich ‚die Entscheidung [...] beim Landwirt‘ (VON HORN 2006), wobei dieser selbstverständlich den (gesetzlichen) Rahmen berücksichtigen muss. Auch in Bezug auf die tatsächliche Ausbringung bzw. die Düngestrategie ergeben sich – u.a. unter Berücksichtigung von Richt- und Erfahrungswerten der Landwirtschaftskammern – individuelle Freiräume.

### **3.3 Aktueller Stand von Forschung und Technik: Zusammenfassung**

#### **3.3.1 Nährstoffrückgewinnung**

Grundlegend ist festzustellen, dass die Phosphorrückgewinnung deutlich weiter erforscht und entwickelt ist als die Stickstoffrückgewinnung. Zur *Phosphorrückgewinnung* wurden und werden – katalysiert durch die absehbare Ressourcenknappheit, steigende Phosphorpreise sowie groß angelegte Förderinitiativen – eine Vielzahl von Verfahren im Labor-, Pilot und Großmaßstab untersucht. Als vielversprechendste Optionen haben sich die Rückgewinnung aus dem Schlammwasser (aufgrund des synergetischen Reinigungseffektes) sowie aus der Klärschlammasche (aufgrund des hohen Rückgewinnungspotentials) herausgestellt. Theoretisch sind bereits heute einige Verfahren – bei günstigen Rahmenbedingungen und gleichzeitig hohen Produkterlösen – wirtschaftlich umsetzbar; für großtechnische Umsetzungen ist diese Entwicklung mittelfristig ebenfalls abzusehen.

Im Gegensatz dazu gibt es keine Verfahren, die explizit zur *Stickstoffrückgewinnung* entwickelt bzw. eingesetzt werden. Dies ist vorwiegend auf die gänzlich andere Ausgangssituation sowie das Fehlen der genannten Katalysatoren zurückzuführen. Stickstoff wird bei Reinigungsprozessen üblicherweise zu N<sub>2</sub> abgebaut und steht so-



mit nicht für eine Rückgewinnung zur Verfügung. Verfahren wie die Ammoniakstripung, die Stickstoff *ohne* Abbau aus dem Abwasser entfernen, sind jedoch ebenfalls großtechnisch etabliert und bieten die grundsätzliche Möglichkeit zur Nutzung des separierten Stickstoffs. Wenngleich Ressourcenschutz- und Recyclingaspekte auch für Stickstoff zusehends in den Fokus gelangen, ist eine flächenhafte Verbreitung dieses Gedankens und der entsprechenden Verfahren noch nicht abzusehen.

Beiden Themenbereichen ist gemein, dass Synergieeffekte wesentlich zur Wirtschaftlichkeit bzw. der Verbreitung der Rückgewinnungsverfahren beitragen können, wie insbesondere die Verfahren zur Phosphorrückgewinnung (bzw. -entfernung) belegen. Allerdings werden Phosphorrückgewinnungsverfahren in der Regel vorwiegend unter dem Recyclingaspekt bewertet; das Potential für Synergieeffekte liegt somit in der Regel im Klärwerksbetrieb bzw. in der *ökonomischen* Anrechnung der hier erreichten Vorteile. Die Stickstoffrückgewinnung wird hingegen fast ausschließlich als Reinigungsverfahren angesehen, sodass sich mögliche Synergieeffekte durch die Berücksichtigung von Rückgewinnung und Nährstoffnutzung ergeben. In beiden Fällen ist es für die Verbreitung bzw. die Wirtschaftlichkeit von Vorteil, wenn Verfahrenstechnik, Aufbereitung und Produktvermarktung als ein Gesamtkonzept angeboten werden.

### **3.3.2 Landwirtschaft und Düngung**

Für die durch ein Rückgewinnungsverfahren produzierten Sekundärrohstoffe ist die *Nutzung* als Düngemittel einer anderswertigen Verwertung (bspw. als Industrierohstoff) vorzuziehen. Auf Seiten der Kläranlage bzw. des Produzenten können hierdurch höhere Erlöse erzielt werden; die Landwirte profitieren von der im Vergleich zu mineralischen Düngemitteln höheren Preisstabilität sowie einem generell geringeren Preisniveau. Hierdurch entstehen zusätzliche Freiheitsgrade in der Wahl der Düngemittel, da diese zu großen Teilen durch den Preis beeinflusst wird.

Die *Pflanzenverfügbarkeit* des wichtigsten Sekundärrohstoffdüngers MAP ist im Prinzip identisch mit vergleichbaren Mineraldüngern; Ca- und Fe-Phosphate weisen hingegen deutlich geringere Verfügbarkeiten auf. Ammoniumsulfat als wichtigster N-Sekundärrohstoffdünger entspricht ohnehin einem gängigen Düngemittel. Die *Schadstoffgehalte* sind im Vergleich zu Mineraldüngern in der Regel deutlich geringer und liegen mit großem Abstand unter den geltenden Grenzwerten. Für Düngemittel auf der Basis von Klärschlammasche gilt dies nur eingeschränkt, allerdings kann die Schadstoffbelastung durch zusätzliche Behandlungsschritte auf grenzwertkonforme Werte gesenkt werden.

Die *physikalische Qualität* von Sekundärrohstoffdüngern ist hingegen üblicherweise nicht mit der Qualität von großtechnisch hergestellten Mineraldüngern vergleichbar. Eine entsprechende Aufbereitung ist somit die Voraussetzung für die Nutzung der Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft.

## 4 Zielsetzung und Inhalte der Arbeit

### 4.1 Forschungsbedarf und Zielsetzung

Angesichts der stetig steigenden globalen Nachfrage nach Nahrungsmitteln ist ein verstärktes Recycling der zur Produktion notwendigen, teilweise endlichen Düngerohstoffe ohne Zweifel notwendig. Die vorherigen Ausführungen zeigen, dass die Nährstoffslenke „Kläranlage“ hierzu vor allem in Bezug auf N und P einen wichtigen Beitrag leisten kann. Zur großtechnischen Rückgewinnung sind bereits verschiedene Verfahren bekannt und weitgehend untersucht. Die Qualität von Sekundärrohstoffdüngern ist zu großen Teilen – mit leichten Einschränkungen bzgl. der physikalischen Eigenschaften – mit gängigen Mineraldüngern vergleichbar. Die Schadstoffbelastung der Sekundärrohstoffdünger ist meist deutlich geringer; auch rechtliche Aspekte stehen einer Nutzung kaum entgegen. Großtechnische Umsetzungen belegen zudem, dass insbesondere im Kontext betrieblicher Optimierungsmaßnahmen „rückgewinnende“ Verfahren unter bestimmten Rahmenbedingungen durchaus konkurrenzfähig sein können.

Angesichts dieser guten Ausgangsbedingungen liegt die Frage nahe, warum die *tatsächliche* Nährstoffrückgewinnung bzw. -nutzung noch keine größere Verbreitung gefunden hat. Der gängige Verweis auf die oft fehlende Wirtschaftlichkeit greift als Erklärungsansatz sicherlich zu kurz, da neben den großtechnischen Umsetzungen auch theoretische Berechnungen belegen, dass die Phosphorrückgewinnung unter bestimmten günstigen Voraussetzungen auf Verfahrensebene und hohen Erlösen bei der Verwertung wirtschaftlich sein kann.

Hieraus folgt, dass die Rückgewinnung von N und P nicht per se unwirtschaftlich ist; es ist vielmehr anzunehmen, dass als unwirtschaftlich angesehene Verfahren Defizite aufweisen, die sich negativ auf die Wirtschaftlichkeit sowie die generelle Verfahrensumsetzung auswirken und die durch geeignete Ansätze und Optimierungsstrategien behoben werden können.

Basierend auf der Literaturlauswertung können insgesamt vier Aspekte abgeleitet werden, die Defizite bzw. entsprechende Optimierungspotentiale bergen.

#### 1) *Integration der Landwirtschaft und Düngemittelmanagement*

Wenngleich einige der dargestellten Verfahren explizit die landwirtschaftliche Nutzung der Sekundärrohstoffe vorsehen, wird die eingesetzte Verfahrenstechnik gänzlich von der Erzeugerseite – in diesem Fall dem Abwassersektor – bestimmt. Eine Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Belange (die ggf. die Anforderungen an die auf der Anlage eingesetzte Verfahrenskette definieren) findet ebenso wenig statt wie ein Nährstoff- bzw. Düngemittelmanagement an der Schnittstelle von Produzent und Abnehmer.

Der integrierende Ansatz soll in dieser Arbeit konsequent verfolgt und als Grundlage der weiteren Betrachtungen in den Mittelpunkt der Untersuchungen gestellt werden.

Die These, dass in der expliziten Berücksichtigung der Landwirtschaft ein bedeutsames Potential steckt, basiert im Wesentlichen auf folgenden Überlegungen.

- Eine sektorenübergreifende Betrachtung unter Einbezug aller relevanten – insbesondere der landwirtschaftlichen – Akteure wirkt sich entscheidend auf die *Akzeptanz* der Nährstoffrückgewinnung und der hierdurch produzierten Düngemittel aus.
- Die sektorenübergreifende Betrachtung ist auch im Hinblick auf die erforderliche Produktqualität sowie die Anforderungen bzgl. Düngemittelbereitstellung und -ausbringung notwendig.
- Erst die Kooperation auf organisatorischer Ebene und die Abstimmung der technischen Fragen ermöglicht die direkte Nutzung produzierter Sekundärrohstoffdünger in der (regionalen) Landwirtschaft. Seitens der Produzenten können hierdurch – im Vergleich zur Verwertung der rückgewonnenen Produkte als Industrierohstoff – höhere Preise erzielt werden. Die Landwirte hingegen profitieren von einem niedrigeren, vom Weltmarkt entkoppelten Düngemittelpreis.

### *2) Kombination von N- und P-Rückgewinnung*

Aufgrund der ressourcenökonomisch unterschiedlichen Ausgangssituation werden Phosphor- und Stickstoffrückgewinnung in aller Regel separat betrachtet. Aus landwirtschaftlicher Sicht ist die Situation beider Nährstoffe jedoch vergleichbar, sodass es angesichts des landwirtschaftlichen Fokus' dieser Arbeit konsequent ist, beide Nährstoffe miteinander verknüpft zu betrachten. Auch im Hinblick auf die gesamtsystemische Erfassung und Bewertung von Synergieeffekten ist die Verbindung beider Verfahren als zielführend anzusehen.

### *3) Erfassung und Bewertung von Synergien*

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass durch die Betrachtung der Nährstoffrückgewinnung als Reinigungs- und Rückgewinnungsverfahren technische und ökonomische Synergieeffekte erzielt werden können. Dennoch wird die Phosphorrückgewinnung in der Regel als Rückgewinnungs-, die Stickstoffentfernung ausschließlich als Reinigungsverfahren bewertet. Wenngleich der Ansatz nicht grundsätzlich neu ist verfolgt diese Arbeit das Ziel, *alle* Synergieeffekte innerhalb des Gesamtsystems zu erfassen und – vor allem ökonomisch – zu bewerten.

### *4) Rahmenbedingungen und Stellgrößen*

Die große Varianz der spezifischen Rückgewinnungskosten auch zwischen vergleichbaren Verfahren zeigt, dass die Rahmenbedingungen einen großen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit eines Verfahrens haben. Wenngleich einige Rahmenbedingungen als gegeben angesehen werden müssen, bieten andere – wie beispielsweise betriebliche Parameter – durchaus die Möglichkeit für Optimierungsansätze. Auch dieser Ansatz ist nicht grundsätzlich neu, gewinnt jedoch durch die Kopplung von P- und N-Rückgewinnung eine zusätzliche Bedeutung.

Vor dem Hintergrund der dargestellten Ausgangsbedingungen und Defizite wird für diese Arbeit die Hypothese aufgestellt, dass *sowohl* die Phosphor-, *als auch* die Stickstoffrückgewinnung *wirtschaftlich* auf üblichen Kläranlagen implementiert werden können, wenn die dargestellten Defizite in einem gesamtsystemischen Ansatz behoben werden.

## 4.2 Vorgehensweise

Zur Überprüfung der formulierten Hypothese und zur Untersuchung obiger Potentiale wird auf einen konkreten verfahrenstechnischen Ansatz zur Nährstoffrückgewinnung zurückgegriffen. Auf diesem Wege können die verschiedenen Stellgrößen bzw. Rahmenbedingungen im Detail betrachtet und die spezifischen Anforderungen der Landwirtschaft berücksichtigt werden. Die ökonomische Bewertung der Rückgewinnungsverfahren erfolgt daraufhin innerhalb des Gesamtsystems für die gesamte Verfahrenskette. Die Arbeit geht somit über den verbreiteten und üblichen Ansatz hinaus, Nährstoffrecycling ausschließlich aus der Sicht *eines* Akteurs – in der Regel des Anlagenbetreibers – zu betrachten und zu bewerten.

Im Hinblick auf die Ziele der Arbeit werden eine MAP-Fällung sowie eine Ammoniakstrippung für den Einsatz im Zentratwasserstrom einer kommunalen Kläranlage (Klärwerk Steinhof, Braunschweig) konzeptioniert. Beide Verfahren haben den Vorteil, dass sie dezentral auf üblichen kommunalen Kläranlagen eingesetzt werden können und durch den Einsatzort „Zentratwasser“ Abwasserreinigung und Rückgewinnung miteinander verbinden (Synergieeffekte) – im Gegensatz beispielsweise zu Verfahren, die erst nach der Abwasserreinigung ansetzen und somit eine vollständige, ressourcenintensive Reinigung erfordern. Die Verfahren sind hinreichend erforscht und wurden bereits großtechnisch umgesetzt, sodass der Fokus der Arbeit auf die Untersuchung der dargestellten Optimierungspotentiale gelegt werden kann.

Durch den dezentralen Ansatz können die Systemgrenzen weitaus enger gefasst werden als bei einer zentralen Nährstoffrückgewinnung beispielsweise aus Klärschlammasche, wodurch die Einbindung der landwirtschaftlichen Akteure besser gewährleistet werden kann. Beide Verfahren erzeugen mit MAP bzw. Ammoniumsulfat bereits grundsätzlich landwirtschaftlich verwertbare Produkte.

## 4.3 Inhalt und Aufbau der Arbeit

Wesentliche Grundlage der Integration der landwirtschaftlichen Belange ist die detaillierte, zeitlich aufgelöste Erfassung des Düngemittelbedarfs der Flächen, die für die Nutzung der Sekundärrohstoffdünger in Frage kommen. Da ebensolche Ansätze in der (abwassertechnischen) Literatur nicht verbreitet sind, wird die in dieser Arbeit verwendete Methode in Kapitel 5 ausführlich erläutert. Hierfür wird auf das Beispiel der Flächen des Abwasserverbandes Braunschweig zurückgegriffen, der historisch bedingt eng mit der Kläranlage verbunden ist. Auf die Erfassung der Bedarfsseite folgt in Kapitel 6 die Grundlagenermittlung und in Kapitel 7 die Konzeptionierung der

Rückgewinnungsanlagen für das Klärwerk Steinhof. Ausgehend vom üblichen Fall einer MAP-Fällung und Ammoniakstrippung wird darüber hinaus untersucht, inwiefern eine Modifikation und Erweiterung der Verfahrenstechnik bis hin zu einem gezielten „Düngemitteldesign“ möglich ist, um ggf. zielgerichteter auf den Bedarf der Landwirtschaft eingehen zu können. In Kapitel 8 werden die vorherigen Kapitel zusammengefasst und Verwertungskonzepte für die produzierten Sekundärrohstoffdünger erstellt. Ebenso erfolgt eine ausführliche Kostenbetrachtung aller Verfahren(svarianten) für das Gesamtsystem.

Auf die Betrachtung des konkreten Fallbeispiels erfolgt die Übertragung des Ansatzes auf andere Bedingungen. In einer Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss zukünftiger Entwicklungen auf die vorgestellten Konzepte untersucht. In Break-Even-Analysen wird untersucht, welchen Einfluss zentrale Stellgrößen – beispielsweise die Düngemittel- und Betriebsmittelpreise – auf die Wirtschaftlichkeit haben und wo sich Ansatzpunkte für entsprechende Optimierungsmaßnahmen bieten.

#### **4.4 Abgrenzung der Arbeit**

Basierend auf den Überlegungen bzgl. Dezentralität und Flexibilität werden in dieser Arbeit ausschließlich eine MAP-Fällung sowie eine  $\text{NH}_3$ -Strippung zum Einsatz im Zentratwasserstrom einer Kläranlage konzipiert, evaluiert und modifiziert. Andere Einsatzstellen oder andere Verfahrenstechniken werden nicht untersucht, da ein breiter Ansatz auf Kosten der notwendigen detaillierten, gesamtsystemischen Betrachtungsweise gehen würde. Die Rückgewinnung anderer Nährstoffe aus dem Abwasser – in quantitativer Hinsicht ist v.a. noch Kalium von Bedeutung – wird aus den bereits dargestellten Gründen ebenfalls nicht untersucht.

Zur Konzeption und Modifikation der Rückgewinnungsverfahren wird vorwiegend auf eigene Studien sowie auf die Erfahrungen aus der Literatur und aus umgesetzten Projekten zurückgegriffen. Darüber hinausgehende (Labor-)Untersuchungen werden im Rahmen dieser Arbeit nicht vorgenommen. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird zudem eine aktuelle Kostenabschätzung für den Standort Braunschweig verwendet. Zur Bewertung der Eigenschaften der Sekundärrohstoffdünger wird ebenfalls auf den breiten Erkenntnisschatz aus Theorie und Praxis zurückgegriffen, aufgrund dessen an dieser Stelle auf eine erneute Untersuchung u.a. der Düngerqualität und der Pflanzenverfügbarkeit verzichtet werden konnte.

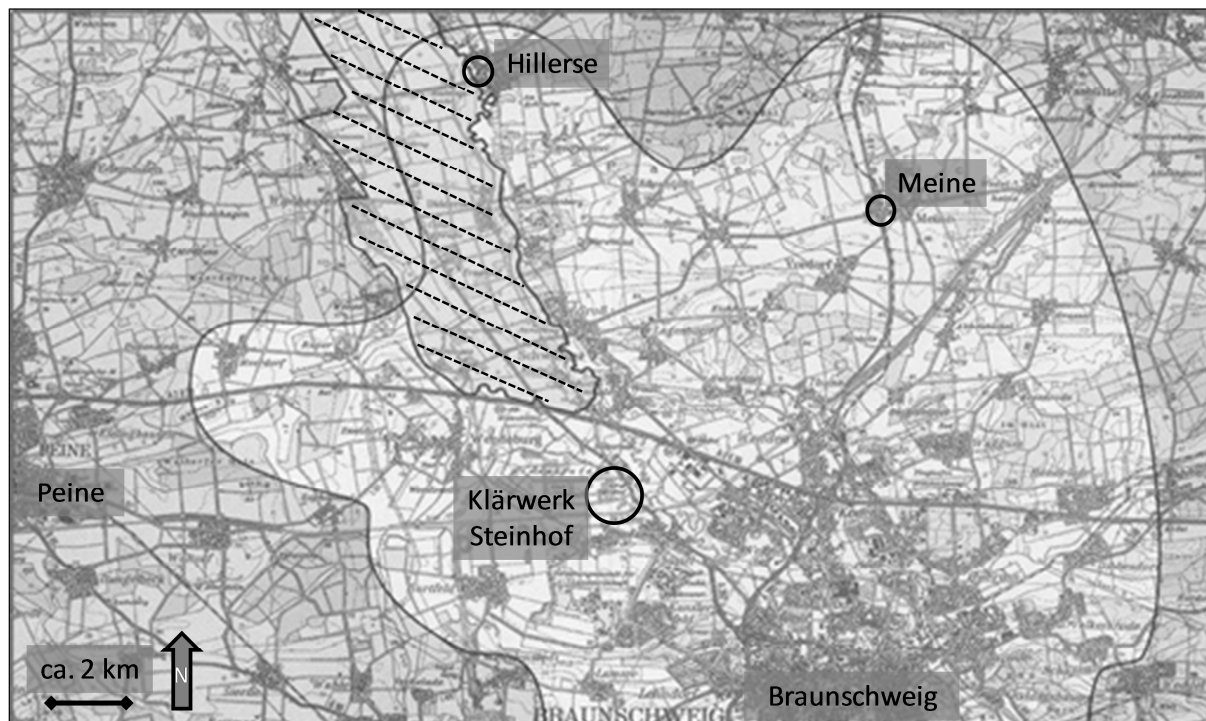
Im Hinblick auf den Einsatz der Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft beschränkt sich die Arbeit darauf, Substitutionskonzepte für mineralische Düngemittel zu entwickeln und diese zu bewerten. Es ist nicht das Ziel, landwirtschaftliche Düngepraktiken zu analysieren oder neue Düngestrategien zu entwickeln. Der in Kapitel 5 ermittelte Bedarf der Landwirtschaft wird für die betrachteten Fälle als feste Referenz angenommen.

## 5 Anforderungen der Landwirtschaft

Am Standort Braunschweig wird seit annähernd 6 Jahrzehnten gereinigtes Abwasser – während der Vegetationsperiode vermischt mit ausgefaultem Klärschlamm – zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen verwendet. Hierzu wurde im Jahre 1954 der „Abwasserverband Braunschweig“ gegründet. Satzungsgemäß ist dieser sowohl für den Bau und Betrieb von Anlagen zur Abwasserreinigung, als auch für die Entsorgung bzw. landwirtschaftliche Verwertung von Abwasser und Klärschlamm zuständig (AVBS 2009A). Mitglieder des Verbandes sind die Stadt Braunschweig und der Wasserverband Gifhorn als Abwasserverursacher sowie die Eigentümer der landwirtschaftlichen Flächen (im Folgenden als Verbands- bzw. Verregnungsgebiet bezeichnet) als Verwerter von Abwasser und Klärschlamm.

Aufgrund der engen Verzahnung der relevanten Akteure sowie der langjährigen Erfahrung mit der landwirtschaftlichen Nutzung von abwasserbürtigen Stoffströmen eignet sich das Braunschweiger System im Besonderen als Fallbeispiel dieser Arbeit. Darüber hinaus entspricht das Klärwerk Braunschweig weitgehend einer üblichen kommunalen Kläranlage und bietet sich demnach als Referenz für die Implementierung der Rückgewinnungstechnologien an.

In Abbildung 4 sind die wesentlichen Komponenten des Braunschweiger Abwassersystems dargestellt.



**Abbildung 4: Klärwerk Steinhof (Kartenmitte), Einzugsgebiet des Klärwerks (hell hinterlegt) sowie Verbands- bzw. Verregnungsgebiet (schraffiert) im Nordwesten von Braunschweig (Darstellung nach TEISER 2009; verändert)**

Das Klärwerk Braunschweig liegt einige Kilometer nordwestlich der Stadt Braunschweig. Daran schließt sich das seit 1954 unverändert bestehende Gebiet der landwirtschaftlichen Abwasserverwertung an. Die landwirtschaftliche Fläche beträgt etwa 3.000 ha, von denen in Abbildung 4 etwa 2/3 dargestellt sind (EGGERS 2008). Auf die technischen Details von Klärwerk und Verbandsgebiet wird in den folgenden Abschnitten sowie in Kapitel 6 eingegangen.

## **5.1 Vorgehensweise und Methodik zur Erfassung des Nährstoffbedarfs**

### **5.1.1 Einleitung**

Der Nährstoffbedarf landwirtschaftlicher Kulturen – im Kontext dieser Arbeit ist hierunter der Stickstoff- und Phosphorbedarf zu verstehen – ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Geographische, pedologische und klimatische Rahmenbedingungen bestimmen grundsätzlich die Feldfrüchte, die in einer Region überhaupt angebaut werden können (LFL 2001). Der spezifische Nährstoffbedarf einer Feldfrucht ist im Wesentlichen von der Physiologie der Pflanze abhängig und dementsprechend unterschiedlich (GISI 1997).

Wie bereits dargestellt, kann dieser Bedarf aus verschiedenen Quellen gedeckt werden, wobei in der konventionell-industriellen Landwirtschaft die Ausbringung von Mineraldüngern den größten Anteil ausmacht. Hierdurch kann unabhängig von der natürlichen Nährstoffdynamik (Fixierung und Mineralisation von Nährstoffen im Boden) gezielt ein hohes und vor allem stabiles Ertragsniveau erreicht werden.

Der Beitrag der natürlichen Nährstoffdynamik zur Nährstoffversorgung einer Pflanze ist unter anderem von den standortspezifischen Gegebenheiten sowie der Witterung abhängig und dementsprechend variabel. Hieraus ergeben sich grundsätzliche standortspezifische bzw. jährliche Unterschiede des Mineraldüngerbedarfs einer bestimmten Feldfrucht (DLG 2006). Die naturräumlich-klimatisch bedingten Unterschiede werden durch wechselnde wirtschaftliche Rahmenbedingungen (Düngemittel- und Erzeugerpreise) überlagert; das ökonomische Düngeoptimum kann somit vom Ertragsoptimum abweichen (DLG 2006, BAUMGÄRTEL 2010).

Dementsprechend gibt es für eine bestimmte Feldfrucht weder insgesamt, noch in Bezug auf die Mineraldüngung „den“ festgeschriebenen Bedarf, sondern grundsätzlich nur Richtwerte. Diese müssen vom Landwirt an die standortspezifischen, evtl. wechselnden Bedingungen sowie die individuellen (Ertrags-)Ziele angepasst werden. Darüber hinaus wählt der Landwirt – u.a. unter Beachtung der in Abschnitt 3.2.4 dargestellten Kriterien – die Düngemittelform(en) aus, die er zur Deckung des Nährstoffbedarfs einsetzen will. Aus diesen Entscheidungsprozessen resultiert letztlich eine schlag- und jahresspezifische Düngestrategie. Diese stellt zwangsweise einen Kompromiss dar, da die Nährstoffaufbringung beispielsweise aus wirtschaftlicher Sicht nicht auf beliebig viele kleine Gaben – die möglicherweise „bedarfsgerechter“ wären (AVBS o.J.) – aufgeteilt werden kann.

Die Düngestrategie wird in *Schlagkarteien* dokumentiert, die jeder Landwirt für seine Anbauflächen führen muss. In einer Schlagkartei werden feld- bzw. schlagspezifisch alle landwirtschaftlichen Maßnahmen wie Aussaat und Erntezeitpunkte, Düngung, Pflanzenschutz usw. chronologisch für ein Bewirtschaftungsjahr aufgeführt. Unter Berücksichtigung notwendiger Kompromisse sind die dokumentierten Maßnahmen an Feldfrucht, Standort und Rahmenbedingungen angepasst und optimiert.

Auf Basis der Schlagkarteien können somit feldfruchtspezifisch Art und Menge des Düngemittelbedarfs in genauer zeitlicher Auflösung ermittelt werden. Erst durch die detaillierte Bedarfsermittlung ist es möglich, die Belange der Landwirte sowohl in technischer Hinsicht, als auch in Bezug auf Umsetzungs- und Akzeptanzfragen bei der Entwicklung von Nährstoffrückgewinnungs- und Substitutionskonzepte zu berücksichtigen.

### 5.1.2 Auswertung der Schlagkarteien für den Fall Braunschweig

Im Rahmen dieser Arbeit wurden über 20 Schlagkarteien verschiedener Landwirte aus verschiedenen Jahren ausgewertet, sodass die grundlegende Variabilität des Nährstoff- bzw. Düngedarfs erfasst werden kann. In Tabelle 12 ist exemplarisch der Auszug einer Schlagkartei für Winterroggen dargestellt.

**Tabelle 12: Beispielhafter Auszug einer Schlagkartei für Winterroggen (Quelle: AVBS 2010, verändert)**

Datum	Maßnahme
30.09.	Drillsaat Winterroggen (Sorte, Gewicht, Anzahl der Körner/m <sup>2</sup> ,...)
22.10.	Pflanzenschutz (Art des Mittels, eingesetzte Menge in L/ha, Zielsetzung der Maßnahme)
25.03.	Düngung mit AHL, 167 L/ha entsprechend 60 kg N/ha
26.03.	Düngung mit Kornkali, 0,9 dt/ha entsprechend 36 kg/ha K <sub>2</sub> O
11.04.	Beregnung (35 mm mit den aktuellen Nährstofffrachten des jew. Tages)
[...]	[...]
31.07.	Mahd/Ernte

Der Begriff *Nährstoff- bzw. Dünge(mittel)bedarf* umfasst im Folgenden nur den Anteil des Gesamtbedarfs, der durch zusätzlich zur Verregnung notwendige Düngemaßnahmen („Zudüngung“) gedeckt werden muss. Hierfür eingesetzte Produkte können potentiell durch auf der Kläranlage produzierte Substitutionsdünger ersetzt werden. Im Gebiet des Abwasserverbandes kommen für die Zudüngung fast ausschließlich



Mineraldünger zum Einsatz; Wirtschaftsdünger wie Gärreste werden nur in Ausnahmefällen eingesetzt.

### 5.1.2.1 Flächenspezifischer Nährstoffbedarf

Zur Erfassung und zeitlichen Aufschlüsselung des flächenspezifischen Nährstoffbedarfs wurde jede Schlagkartei hinsichtlich der aufgebrauchten Nährstoffe, jeweils separat für die betrachteten Elemente Stickstoff und Phosphor, ausgewertet. Eine düngemittelspezifische Aufschlüsselung wurde in diesem Schritt noch nicht vorgenommen; diese erfolgt in Abschnitt 5.1.2.3. Als zeitlicher Bezugsraum wurde  $\frac{1}{2}$  Monat für die Hauptbewirtschaftungs- und Düngephase von März-Juli und 1 Monat für den Rest des Jahres bis zur Ernte gewählt. Da von August bis Oktober gemäß Schlagkarteien keine Düngung erfolgt, wurde auf die graphische Darstellung dieses Zeitraumes teilweise verzichtet. Auf Darstellung und Auswertung der über die Verregung aufgebrauchten Nährstoffmengen wurde ebenfalls verzichtet, da dieser Bedarf nicht durch Substitutionsdünger gedeckt werden kann und soll.

In Abbildung 5 ist für das Beispiel des Winterroggen-Schlages (vgl. Tabelle 12) der zeitlich aufgeschlüsselte Stickstoffbedarf dargestellt. In Anlehnung an die kontinuierliche Nährstoffaufnahme einer Pflanze (exemplarische Ganglinien finden sich bspw. in DLG 2006) wurden die punktuell vorgenommenen Düngemaßnahmen ebenfalls aufsummiert und als Jahresgang dargestellt. Im Beispielfall erfolgte eine Düngegabe von 60 kg/ha in der 2. Märzhälfte (Tabelle 12) und eine weitere von etwa 40 kg/ha in der 2. Aprilhälfte, woraus sich für diesen Schlag im Jahre 2010 summarisch eine mineralische Zudüngung von gut 100 kg/ha Stickstoff ergibt.

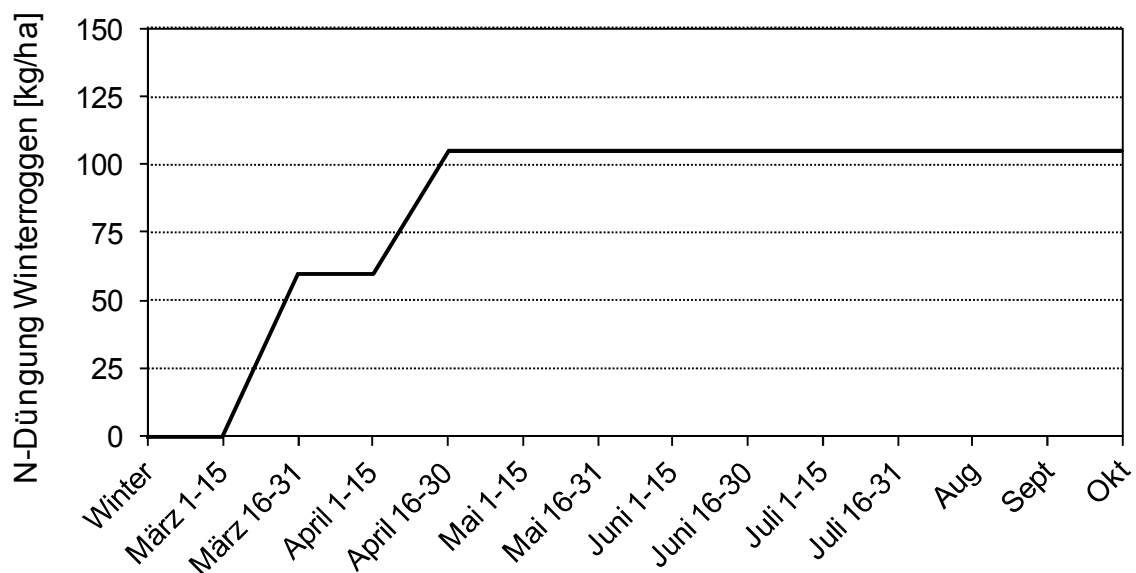


Abbildung 5: Aufsummierter N-Bedarf eines Winterroggen-Schlages für ein Jahr (Datengrundlage: AVBS 2010)

Die ausgewerteten Schlagkarteien verschiedener Jahre und Landwirte wurden für jede betrachtete Feldfrucht zu einer mittleren, generalisierten Düngepraxis zusammengefasst. Der Gesamtbedarf, die zur Deckung des Bedarfs erforderliche Zahl der Düngegaben sowie die Schwankungsbereiche werden tabellarisch dargestellt (Tabelle 13).

Tabelle 13: Stickstoffdüngemittelpraxis für das Beispiel „Winterroggen“

Feldfrucht	Stickstoffdüngung insgesamt [kg/ha-a] (Min-Max)	Mittlere Anzahl der Düngegaben (Min-Max)	Durchschnittliche Höhe N-Gabe [kg/ha]
Winterroggen	98 (95-105)	2 (-)	49

Da die zeitliche Verteilung des mittleren Düngemittelbedarfs aus der tabellarischen Darstellung nicht hervorgeht, erfolgt analog zu Abbildung 5 eine ergänzende graphische Auswertung des mittleren Düngemittelbedarfs. Aufgrund der sich ergebenden Glättung der Kurve sind Anzahl und Höhe der Düngemittelgaben nicht mehr ersichtlich (Abbildung 6).

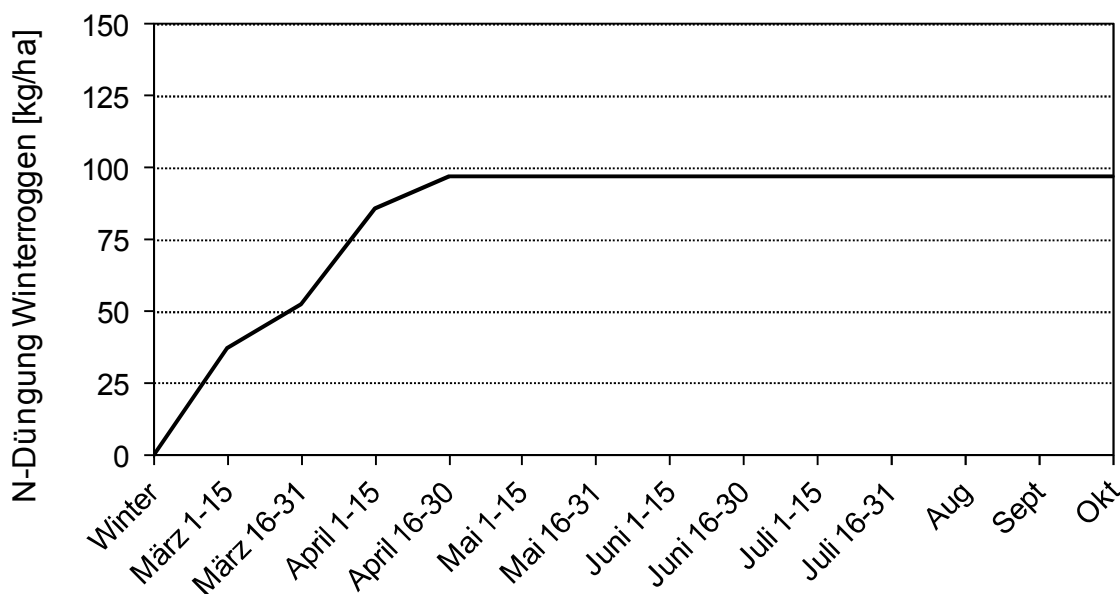


Abbildung 6: Aufsummierter, mittlerer N-Bedarf aller ausgewerteten Winterroggen-Schläge (Datengrundlage: AVBS 2009B und 2010)

### 5.1.2.2 Absoluter Nährstoff- und Düngemittelbedarf

Aus der Verbindung des mittleren, flächenspezifischen Nährstoffbedarfs einer Feldfrucht mit ihrer Anbaufläche ergibt sich der absolute Nährstoffbedarf innerhalb eines Jahres. Dieser wurde für jede Feldfrucht separat ermittelt und als Ganglinie dargestellt. Zur Festlegung des Bedarfs des gesamten Verbandsgebietes wurden die flä-

chenspezifischen Bedarfe unter Beibehalt der zeitlichen Auflösung von ½ bzw. 1 Monat aufsummiert.

Da durch die Schlagkarteien nur 77% der Anbaufläche des Gebietes erfasst werden konnte, erfolgte eine lineare Extrapolation des Nährstoffbedarfs auf die Gesamtfläche. Diese basiert auf der Annahme, dass der Bedarf der nicht erfassten Feldfrüchte zeitlich und quantitativ dem Durchschnitt der ausgewerteten Feldfrüchte entspricht. Die sich hieraus ergebende Unschärfe kann als vernachlässigbar angesehen werden, da der tatsächliche Bedarf von über 77% des Gebietes bekannt ist und die ohnehin vorhandene jährliche Variabilität des Bedarfs die etwaige Unschärfe der Extrapolation übersteigt.

### **5.1.2.3 Düngemittelspezifische Bedarfe**

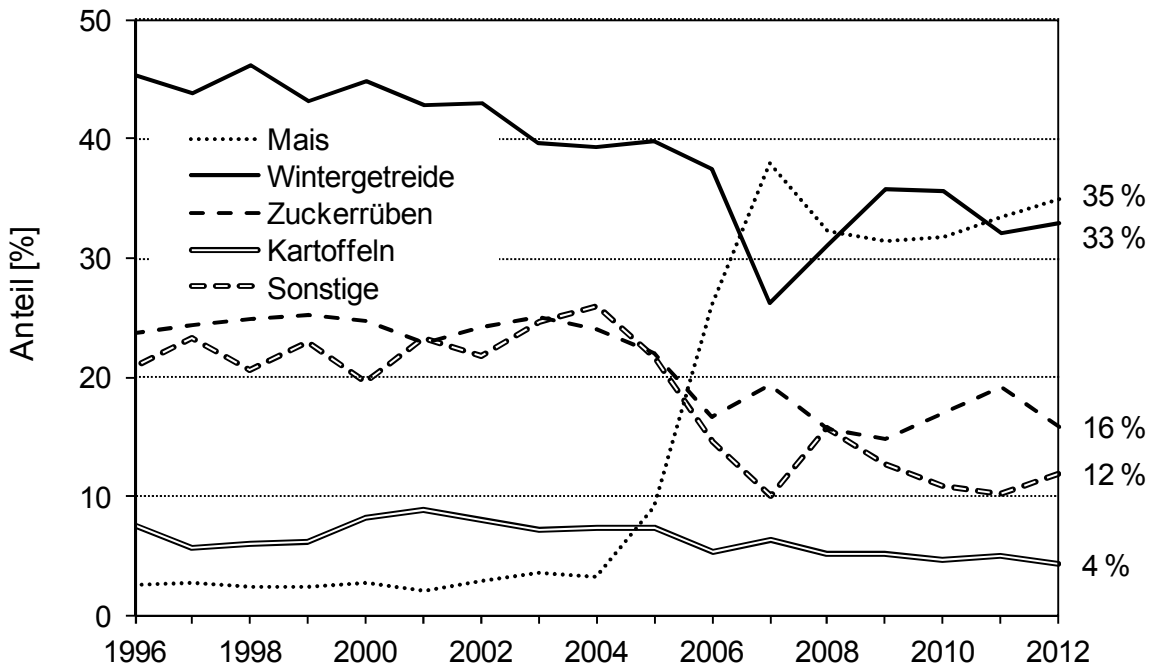
Abgesehen von der Betrachtung des flächenspezifischen- bzw. gesamten Nährstoffbedarfs bietet die Datengrundlage die Möglichkeit, den Bedarf einzelner Feldfrüchte bzw. des Gesamtgebietes hinsichtlich der verwendeten Düngemittel aufzuschlüsseln. Hierzu wird im ersten Auswertungsschritt (vgl. Abbildung 5) die Betrachtung auf eine spezifische Düngemittelform (und nicht auf einen Nährstoff) beschränkt. Da jedes Rückgewinnungsverfahren eine konkrete Düngemittelform bereitstellt, ermöglicht erst diese Detailebene die tatsächliche Abstimmung von Angebot (seitens der Kläranlage) und Bedarf. Zeitliche Aufschlüsselung, Generalisierung und Hochrechnung des düngemittelspezifischen Bedarfs erfolgen analog zu obiger Vorgehensweise.

## **5.2 Ergebnisse**

### **5.2.1 Gebiets- und Anbaustruktur**

Die Verregnungsflächen des Abwasserverbands Braunschweig grenzen im Nordwesten an das Klärwerk und das Rieselfeld an und erstrecken sich über etwa 20 km entlang der Oker (Abbildung 4). Es herrschen sandige, leichte Böden mit Bodenzahlen von 18-35 vor (EGGERS 2008), die vom Niedersächsischen Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie als ‚Podsole aus älteren Flugsanden über Talsanden [...] vergesellschaftet mit Gley-Podsolen [...]‘ angesprochen werden (LBEG 2013). Die klimatische Wasserbilanz weist im Mittel ein sommerliches Defizit von 100-200 mm auf, das im letzten Jahrzehnt tendenziell anstieg (nach Daten des DWD; in EGGERS 2008). In Anbetracht der ohnehin geringen Wasserspeicherfähigkeit der Böden sind somit Beregnungsmaßnahmen – in Falle von Braunschweig durch gereinigtes Abwasser – unerlässlich.

Insgesamt werden auf 2.700 ha bewirtschafteter Fläche über 10 verschiedene Feldfrüchte angebaut. Abbildung 7 gibt einen Überblick über die prozentualen Anteile der wichtigsten Feldfrüchte. Diese waren von 1996 bis 2005 weitgehend konstant; die geringen Schwankungen sind auf übliche Fruchtwechsel sowie die wechselnde Marktsituation zurückzuführen.



**Abbildung 7: Veränderung der prozentualen Anteile verschiedener Feldfrüchte im Verbandsgebiet von 1996-2012 (Datengrundlage: AVBS)**

Nach Bau und Inbetriebnahme der Biogasanlage in Hillerse 2007, die im Wesentlichen Maissilage als Substrat verwendet, stieg der Maisanteil innerhalb von 2 Jahren auf etwa 30-35% der Gesamtfläche an. Die Anbaufläche der anderen Feldfrüchte reduzierte sich entsprechend. Die Biogasanlage ist durch die üblicherweise erzielten Erträge ausgelastet, sodass eine weitere Veränderung des Maisanteils nicht zu erwarten ist. Zudem stellt die aktuelle Anbausituation eine günstige Mischung von Feldfrüchten mit frühem (Wintergetreide) bzw. spätem (Mais, Zuckerrübe) Wasserbedarf dar. Da im Sommer aufgrund der eingeschränkten Wasserverfügbarkeit sowie technischer Limitierungen nicht alle Felder im gleichen Zeitraum beregnet werden können, sind in Zukunft keine wesentlichen Änderungen der Flächenanteile zu erwarten.

In Tabelle 14 ist die absolute Anbaufläche der wichtigsten Feldfrüchte dargestellt.

**Tabelle 14: Anbaufläche der wesentlichen Feldfrüchte 2008-2012 (Datengrundlage: AVBS)**

Feldfrucht	Mittlere Anbaufläche 2008 – 2012 (min-max)	Feldfrucht	Mittlere Anbaufläche 2008 – 2012 (min-max)
Mais	889 (854-947) ha	Winterroggen	258 (217-303) ha
Winterweizen	500 (459-538) ha	Sonstige*	616 (533-693) ha
Zuckerrübe	448 (404-522) ha	<b>Summe Anbaufläche</b>	<b>2711 (2709-2713) ha</b>

\*v.a. Winter- und Sommergerste, Kartoffeln und Raps

Die vier aufgeführten Feldfrüchte entsprechen etwa 77% des Verbandsgebietes; für diese liegen die entsprechenden Schlagkarteien zur Auswertung vor. Auf dieser Basis kann somit eine repräsentative Betrachtung des gesamten Gebietes erfolgen. Die in Tabelle 14 dargestellten Mittel-, Minimum- und Maximumwerte belegen, dass die Anbausituation nach Bau der Biogasanlage und dem hiermit verbundenen Anstieg des Maisanteils wieder weitgehend konstant ist.

## 5.2.2 Nährstoffbedarf der wichtigsten Feldfrüchte

### 5.2.2.1 Flächenbezogener Bedarf

#### *Stickstoff*

Aus der feldfruchtbezogenen Auswertung der Schlagkarteien ergibt sich für die vier wichtigsten Feldfrüchte der in Tabelle 15 dargestellte Stickstoffbedarf sowie dessen Verteilung auf mehrere Düngegaben im Jahresverlauf.

**Tabelle 15: Übliche, mittlere Stickstoffdüng Praxis (=Stickstoffbedarf) der vier wichtigsten Feldfrüchte sowie Schwankungsbreite (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010)**

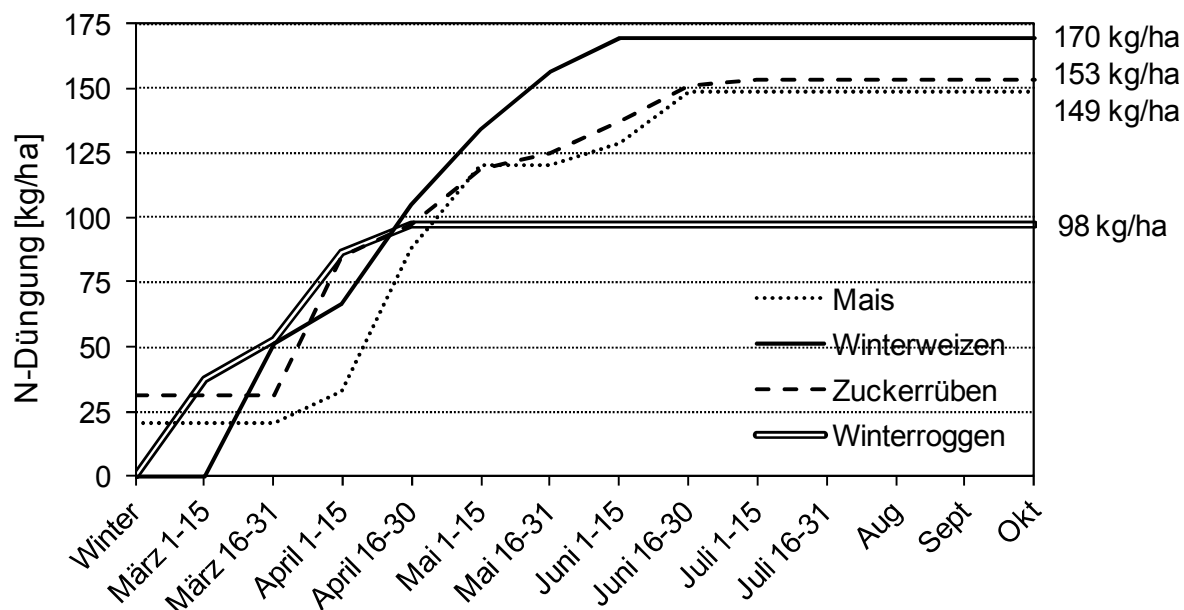
Feldfrucht	Stickstoffdüngung insgesamt [kg/ha·a] (Min-Max)	Mittlere Anzahl der Düngegaben (Min-Max)	Durchschnittliche Höhe N-Gabe [kg/ha]
Mais	149 (102-179)	3 (2-4)	47
Winterweizen	170 (162-175)	4 (3-5)	42
Zuckerrübe	153 (144-157)	5 (4-6)	32
Winterroggen	98 (95-105)	2 (-)	49

Erwartungsgemäß ist der spezifische Stickstoffbedarf der Feldfrüchte unterschiedlich und bewegt sich in einem Bereich von etwa 100 bis 170 kg/ha. Der fruchtspezifische Gesamtbedarf wird bei Zuckerrüben durch insgesamt fünf eher kleine Gaben gedeckt, wohingegen Winterroggen nur zwei vergleichsweise hohe Düngegaben erhält.

Aus Tabelle 15 ergibt sich der in Abbildung 8 dargestellte zeitliche Verlauf des Stickstoffbedarfs der vier wichtigsten Feldfrüchte. Insgesamt erstreckt sich der Bedarf über vier Monate (März-Juni). Zuckerrüben erhalten, ebenso wie Mais, zusätzlich eine Düngegabe zu der über den Herbst/Winter angebauten Zwischenfrucht vor der eigentlichen Anbauphase. Diese Düngegabe ist in Abbildung 8 und vergleichbaren Darstellungen als „Winter“ gekennzeichnet.

Der zeitliche Verlauf wird im Wesentlichen durch die Physiologie der Pflanze sowie die Anbau- und Erntezeitpunkte bestimmt, die wiederum von der Witterung des jeweiligen Jahres abhängig sind. Ein „breiter“ Kurvenverlauf spiegelt somit nicht zwingend eine lange Bedarfsperiode wider, sondern kann auch auf die Generalisierung

zurückzuführen sein, die mildere und kühlere Jahre mit unterschiedlichen Saat- und Erntezeitpunkten zusammenfasst.



**Abbildung 8: Spezifischer Stickstoffbedarf [kg/ha] der vier wichtigsten Feldfrüchte des Verbandsgebietes (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010). Auf die Darstellung der über die Verregnung aufgebrauchten N-Mengen wurde verzichtet**

Die Düngung der erst im Herbst geernteten Feldfrüchte Mais und Zuckerrübe erstreckt sich im Mittel bis in den frühen Sommer hinein, wohingegen Roggen nur im Frühjahr gedüngt wird. Die vergleichsweise späte Düngegabe zu Weizen kurz vor der Ernte ist auf die Qualitätsdüngung zur Steuerung des Proteingehaltes zurückzuführen (DLG 2006).

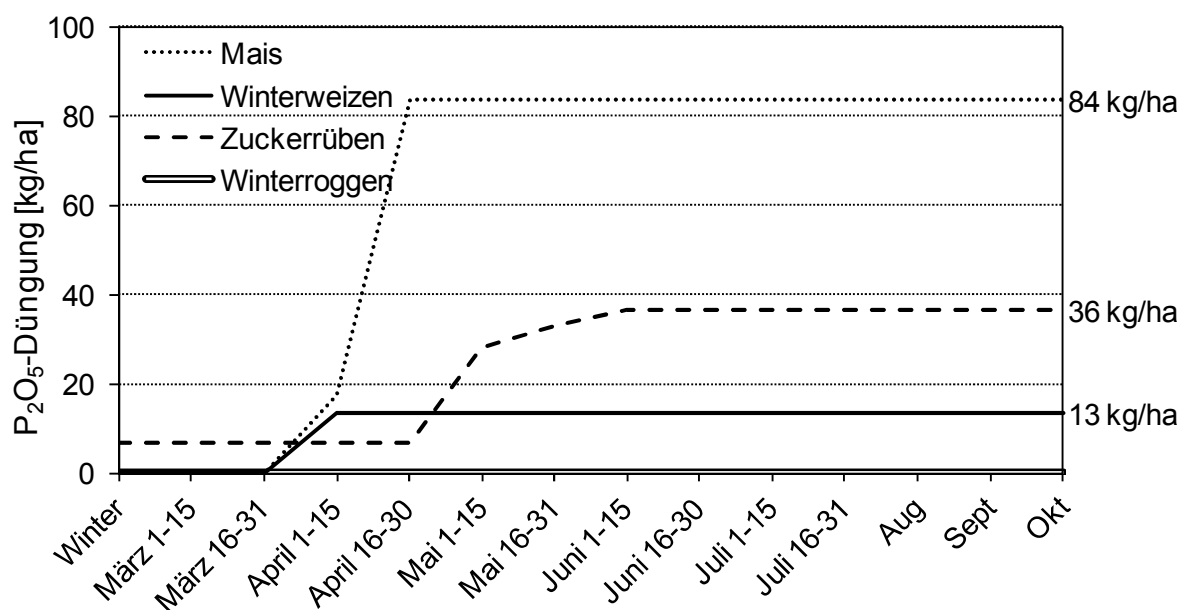
### Phosphor

Aus der feldfruchtbezogenen Auswertung der Schlagkarteien ergibt sich für die vier wichtigsten Feldfrüchte der in Tabelle 16 dargestellte Phosphorbedarf sowie dessen Verteilung auf mehrere Düngegaben im Jahresverlauf. Bedingt durch die bei der Aussaat notwendige Unterfußdüngung (LWKNRW 2012, AVBS o.J.) weist Mais den mit Abstand höchsten Phosphorbedarf auf. Der Phosphorbedarf aller anderen Feldfrüchte ist sehr gering, was auf die hohe Grundversorgung durch die Faulschlammverregnung zurückzuführen ist. Diese stellt den Erhalt des P-Pools und der Bodenfruchtbarkeit sicher (FINCK 2007 und Abschnitt 3.2.2.2) und kann nahezu vollständig ausgenutzt werden. Die zusätzliche Ausbringung von Mineraldüngern ist nur zur Ergänzung erforderlich.

**Tabelle 16: Übliche, mittlere Phosphordüngerpraxis (=Phosphorbedarf) der vier wichtigsten Feldfrüchte sowie Schwankungsbreite (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010)**

Feldfrucht	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -Düngung insgesamt [kg/ha·a] (Min-Max)	Mittlere Anzahl der Düngegaben (Min-Max)	Durchschnittliche Höhe der P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -Gabe [kg/ha]
Mais	84 (63-132)	1,3 (1-2)	63
Winterweizen	13 (0-35)	<1 (1)	34
Zuckerrübe	36 (23-51)	1,2 (1-2)	30
Winterroggen	0	0	0

Der zeitliche Verlauf des Phosphorbedarfs spiegelt vor allem die notwendige Unterfußdüngung im April wider (Abbildung 9).



**Abbildung 9: Spezifischer Phosphorbedarf (angegeben als P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) [kg/ha] der vier wichtigsten Feldfrüchte des Verbandsgebietes (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010). Auf die Darstellung der über die Verregnung aufgebrauchten Phosphormengen wurde verzichtet**

### 5.2.2.2 Gesamtbedarf des Gebietes

#### Stickstoff

Aus der Verknüpfung des flächenspezifischen Stickstoffbedarfs mit der jeweiligen Anbaufläche ergibt sich der in Abbildung 10 dargestellte, feldfruchtspezifische Gesamtbedarf. Auf die Darstellung der Monate August-Oktober wurde und wird im Weiteren verzichtet, da in diesem Zeitraum keine Mineraldüngung erfolgt. Bedingt durch

den hohen spezifischen Bedarf von 149 kg/ha-a und dem großen Flächenanteil weist Mais den höchsten Stickstoffbedarf auf. Der Bedarfszeitraum erstreckt sich im Mittel von März bis Juni; zusätzlich besteht ein geringer Bedarf über den Winter zur Düngung der Vorfrucht.

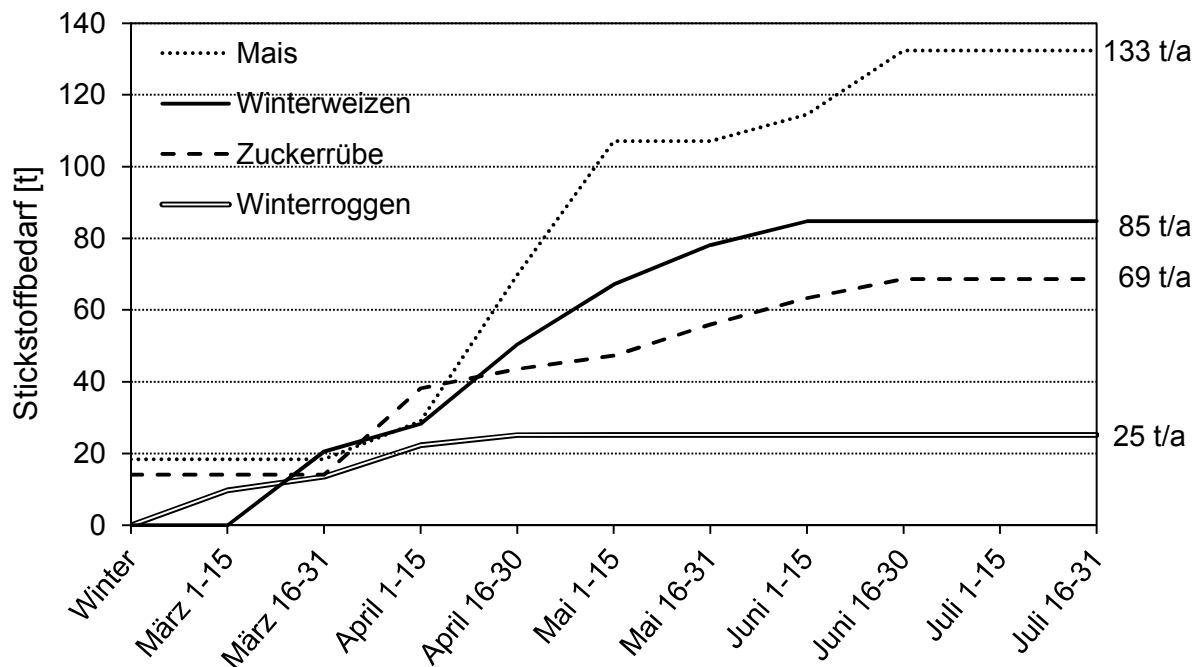
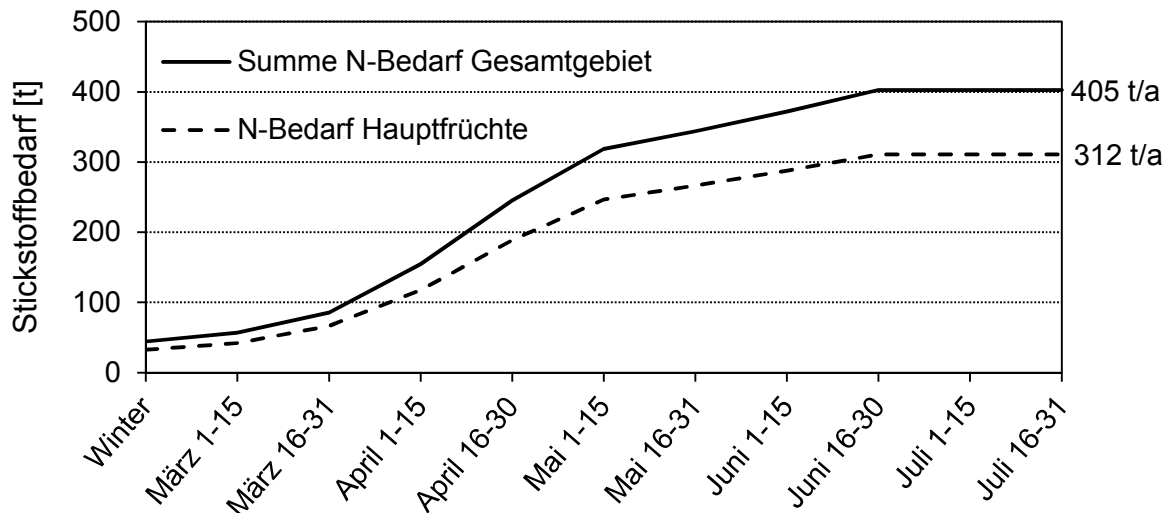


Abbildung 10: Aufsummierter Stickstoffbedarf der vier wichtigsten Feldfrüchte für die gesamte, jeweilige Anbaufläche

Der Bedarf von Winterweizen und Zuckerrüben erstreckt sich ebenfalls über mehrere Monate, ist aber im Vergleich zu Mais aufgrund der deutlich geringeren Anbauflächen niedriger. Eine Ausnahme bildet Winterroggen, der den geringsten spezifischen (Abbildung 8) und absoluten Bedarf aufweist, der sich zudem über einen kurzen Zeitraum erstreckt.

In Abbildung 11 ist der aufsummierte Bedarf der vier Hauptfeldfrüchte (2.095 ha; ca. 77% des Verbandsgebietes) sowie der linear hochgerechnete Bedarf des Gesamtgebietes (2.711 ha) dargestellt.



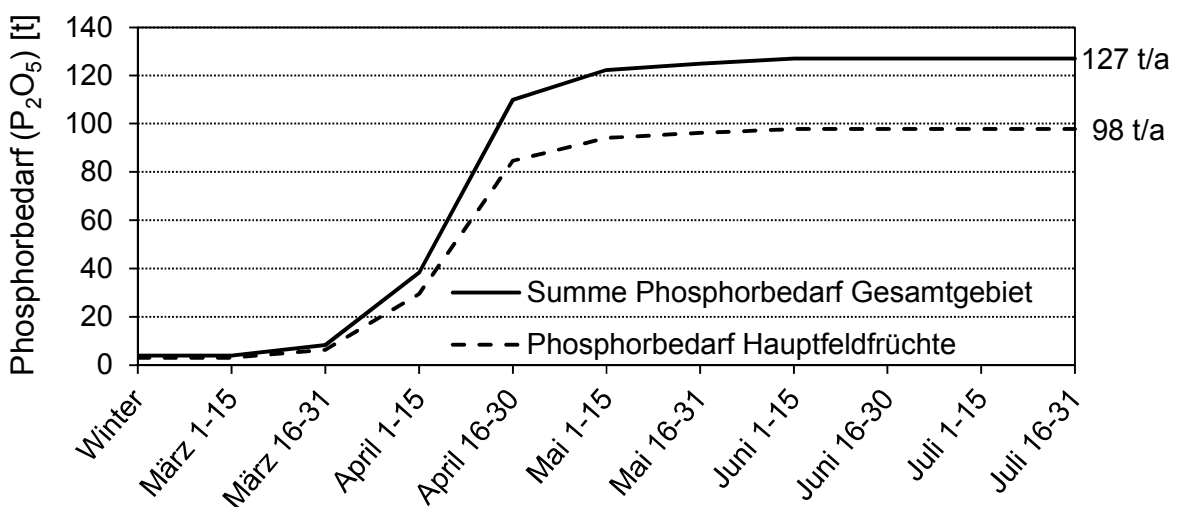


**Abbildung 11: Aufsummierter Stickstoffbedarf der vier wichtigsten Feldfrüchte und linear extrapoliertes Gesamtbedarf des Verbandsgebietes (2.711 ha)**

Der Stickstoffbedarf der vier betrachteten Feldfrüchte beträgt 312 t/a und verteilt sich annähernd gleichförmig über die Monate März, April, Mai und Juni. Linear auf das Verbandsgebiet hochgerechnet beträgt der Stickstoffbedarf jährlich über 400 t.

### Phosphor

Aus dem feldfruchtspezifischen Bedarf sowie der Anbaufläche ergibt sich der in Abbildung 12 dargestellte Phosphorbedarf des Gesamtgebietes. Auf die Darstellung einzelner Feldfrüchte wurde verzichtet, da der Gesamtbedarf fast ausschließlich durch Mais verursacht wird (vgl. auch Tabelle 18). Dementsprechend beschränkt sich der Bedarf weitgehend auf den Monat April und die dann erforderliche Unterfußdüngung.



**Abbildung 12: Aufsummierter Phosphorbedarf (angegeben als P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) der vier wichtigsten Feldfrüchte und linear extrapoliertes Gesamtbedarf des Verbandsgebietes (2.711 ha)**

Hochgerechnet auf das Gesamtgebiet beträgt der Bedarf 127 t/a P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, entsprechend 55 t/a P.

### 5.2.2.3 Düngemittelspezifischer Bedarf

#### Stickstoff

Der Stickstoffbedarf der vier Hauptfeldfrüchte von insgesamt 312 t/a verteilt sich auf folgende Düngemittelformen (Tabelle 17). Dargestellt sind die drei quantitativ bedeutsamsten Düngemittel; andere Düngemittel sind unter „sonstige“ zusammengefasst.

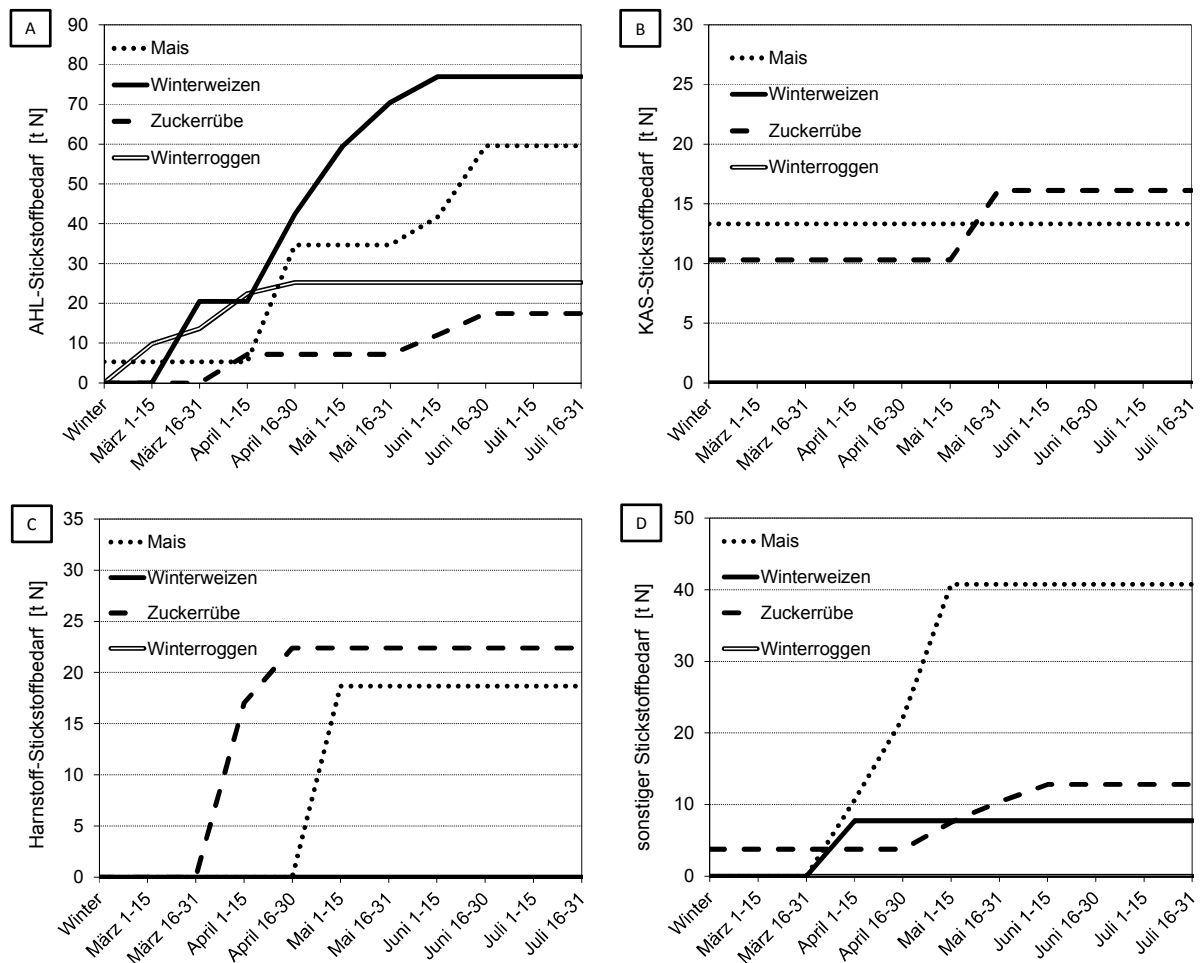
**Tabelle 17: Aufschlüsselung des Stickstoffbedarfs der Hauptfeldfrüchte auf die verwendeten Düngemittelformen. Alle Angaben in t pro Jahr, gerundet auf 1 t (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010)**

Feldfrucht	Summe (entsprechend 100%)	AHL	KAS	Harnstoff*	sonstige
Mais	133**	60 (45%)	13 (9%)	19 (14%)	41 (31%)
Winterweizen	85	77 (91%)	0	0	8 (9%)
Zuckerrübe	69	18 (26%)	16 (23%)	22 (32%)	13 (19%)
Winterroggen	25	25 (100%)	0	0	0
Summe	312	180 (58%)	29 (9%)	41 (13%)	62 (20%)

*\*in verschiedenen, ggf. mit Nitrifikationshemmern versetzten Produkten \*\*alle Angaben beziehen sich auf den Reinnährstoff, nicht die Gesamtmasse des jeweiligen Düngers*

Mit über 58% des Gesamtbedarfs ist Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) der mit Abstand bedeutsamste Stickstoffdünger im Verbandsgebiet. Die Wintergetreide werden fast ausschließlich mit AHL gedüngt; Mais zu annähernd 50%. Lediglich für Zuckerrüben ist Harnstoff die dominierende Düngemittelform. Mit deutlichem Abstand (13% des Gesamtbedarfs) ist Harnstoff der zweitwichtigste Dünger; Kalkammonsalpeter (KAS, knapp 10%) ist ebenfalls noch von Bedeutung. Die Kategorie „sonstige“ umfasst im Wesentlichen DAP (siehe auch Tabelle 18), Gärsubstrat sowie in geringem Maße NPK-Mehrnährstoffdünger.

Bezogen auf das gesamte Verbandsgebiet wird AHL, insbesondere aufgrund des stetigen Bedarfs von Winterweizen, über die vollständige Düngeperiode von März-Juni eingesetzt (Abbildung 13 a). Im Falle von Mais und Zuckerrüben, die im Gegensatz zu den Wintergetreiden nicht ausschließlich mit AHL gedüngt werden, wird die AHL-Düngung zeitweilig eingestellt und durch andere N-Dünger ersetzt (vgl. beispielsweise die Bedarfskurven von Mais in Abbildung 13 a-d). In Summe wird so der ebenfalls weitgehend kontinuierliche Bedarf dieser Feldfrüchte gedeckt.



**Abbildung 13: Aufsummierter Bedarf der wichtigsten N-Düngemittel für die vier wichtigsten Feldfrüchte**

Herauszustellen ist, dass der Stickstoffbedarf fast ausschließlich durch N-Einzelnährstoffdünger (AHL und Harnstoff) gedeckt wird. Auch KAS kann als reiner Stickstoffdünger angesprochen werden, da das enthaltene Calcium vorwiegend der pH-Regulierung der Bodenlösung dient (SCHILLING 2000). Im Hinblick auf die Zielsetzung dieser Arbeit ist es somit grundsätzlich als günstig zu bewerten, dass die geplante Ammoniakstrippung ebenfalls einen Einzelnährstoffdünger bereitstellt. Allerdings wird das üblicherweise entstehende Endprodukt der Strippung (Diammoniumsulfat; DAS) in dieser Form bisher nicht im Verbandsgebiet verwendet, unter anderem aufgrund des dort fehlenden Schwefelbedarfs.

### Phosphor

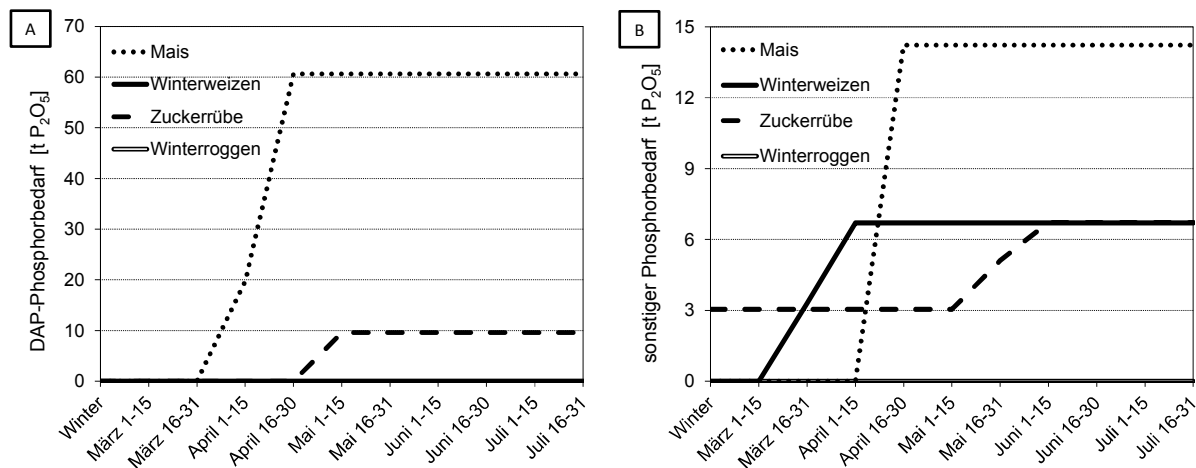
Der Phosphorbedarf der vier Hauptfeldfrüchte verteilt sich auf die in Tabelle 18 dargestellten Düngemittelformen.

**Tabelle 18: Aufschlüsselung des Phosphorbedarfs ( $P_2O_5$ ) der Hauptfeldfrüchte auf die verwendeten Düngemittelformen. Alle Angaben in t pro Jahr, gerundet auf 1t**

Feldfrucht	Summe (entsprechend 100%)	DAP	sonstige
Mais	74*	60 (81%)	14 (19%)
Winterweizen	7	0	7 (100%)
Zuckerrübe	17	10 (59%)	7 (41%)
Winterroggen	0	0	0
<b>Summe</b>	<b>98</b>	<b>70 (71%)</b>	<b>28 (29%)</b>

\*alle Angaben beziehen sich auf den Reinnährstoff, nicht die Gesamtmasse des jeweiligen Düngers

Mit über 70% des Bedarfs ist Diammoniumphosphat (DAP) der einzig relevante Phosphordünger. Dieser wird fast ausschließlich zur Unterfußdüngung von Mais eingesetzt. Dementsprechend tritt der Bedarf punktuell zur Maisaussaat im April auf (Abbildung 14 a). Die Gruppe der „sonstigen“ Düngemittel umfasst vor allem Gärreste, die ebenfalls vorwiegend zur Unterfußdüngung von Mais und somit im April eingesetzt werden (Abbildung 14 b). Im Vergleich zu DAP sind die eingesetzten Mengen vernachlässigbar.



**Abbildung 14: Aufsummierter DAP- bzw. sonstiger Düngemittelbedarf für die vier wichtigsten Feldfrüchte**

Im Hinblick auf die Substitution zusätzlich zur Verregnung eingesetzter Düngemittel sind Gärsubstrate nicht von Interesse, da sie bereits ein Recyclingprodukt darstellen. Insofern konzentrieren sich Substitutionskonzepte ausschließlich auf den Mehrnährstoffdünger DAP. Es ist als günstig zu bewerten, dass durch die Phosphorfällung

ebenfalls ein Mehrnährstoffdünger (MAP) produziert wird, der jedoch zusätzlich Magnesium erhält. Im Hinblick auf die Phosphorbereitstellung sind beide Düngemittel jedoch als gleichwertig anzusehen (vgl. Abschnitt 3.2.2.2).

### **5.3 Schlussfolgerungen: Anforderungen der Landwirtschaft am Fallbeispiel Braunschweig**

Die vorigen Ausführungen zeigen, dass sich Stickstoff- und Phosphordüngung und somit auch die Anforderungen an die Rückgewinnungsprodukte deutlich unterscheiden. Mit gut 400 t ist der jährliche N-Bedarf über 7x so hoch wie der P-Bedarf von 127 t/a  $P_2O_5$  (entsprechend 55 t/a P), was auf den grundsätzlich höheren Stickstoffbedarf aller Feldfrüchte sowie die höhere P-Ausbringung durch die Faulschlammverregnung zurückzuführen ist. Darüber hinaus werden Stickstoffdünger vorwiegend als Einzelnährstoffdünger aufgebracht, wohingegen zur Deckung des P-Bedarfs vorwiegend NP-Kombinationsdünger (DAP) eingesetzt werden. In allen Fällen ist das Düngfenster eng und beschränkt sich im Wesentlichen auf die Monate März-Juni. Phosphor wird nur punktuell im Frühjahr zur Unterfußdüngung von Mais benötigt.

Aus diesen Ergebnissen können grundlegende Anforderungen an die Nährstoffbereitstellung seitens der Kläranlage abgeleitet werden. Aufgrund des deutlich unterschiedlichen Bedarfs ist es unzweifelhaft sinnvoll, die Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung wie vorgesehen zu separieren, zumal abgesehen von DAP keine Mehrnährstoffdünger verwendet bzw. benötigt werden. Alle Sekundärrohstoffdünger müssen über längere Zeiträume gespeichert werden, da sich der Bedarf nur über wenige Monate erstreckt. Dieser ist insgesamt so groß, dass die aus dem Zentratwasser des Klärwerks gewinnbaren Sekundärrohstoffdünger grundsätzlich vollständig *im* Verbandsgebiet verwendet werden könnten.

In ihrer üblichen Auslegung resultieren aus den geplanten Nährstoffrückgewinnungsverfahren jedoch Produkte, die als Mineraldünger in dieser Form nicht im Verbandsgebiet verwendet werden. Das durch die Strippung produzierte (Di)-Ammoniumsulfat (DAS) unterscheidet sich von den momentan eingesetzten Mineraldüngern vor allem durch die geringere Stickstoffkonzentration (vgl. Abschnitt 3.2.2.1) sowie die stärker versauernde Wirkung (LWKNRW 2011). Die Stickstoffform im Ammoniumsulfat (Ammoniumstickstoff;  $NH_4-N$ ) wird jedoch über AHL und KAS auch im Verbandsgebiet verwendet und ist nach der Umwandlung im Boden zu Nitrat gut pflanzenverfügbar (SCHILLING 2000, FINCK 1989). Das bei der Phosphorrückgewinnung produzierte MAP unterscheidet sich vom verwendeten Mineraldünger DAP vor allem durch den Magnesiumgehalt, ist aber ansonsten in Bezug auf die zentralen Parameter – insbesondere die Pflanzenverfügbarkeit – weitgehend mit DAP vergleichbar (vgl. Abschnitt 3.2.2.2).

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass „Düngung“ allgemein von vielen Faktoren abhängig ist und dass das gleiche Ziel durch unterschiedliche Düngemittel(formen) erreicht werden kann (vgl. Abschnitt 3.2.4). Inwiefern dies auch für die Substitution der verwendeten Mineraldünger durch MAP bzw. DAS gilt oder ob die Sekundärroh-

stoffdünger vor der Verwendung im Verbandsgebiet modifiziert oder konfektioniert werden müssen, muss im Detail mit den Landwirten abgestimmt werden. Diese bestätigen grundsätzlich die Eignung von DAS und MAP zur Substitution der bisher eingesetzten Düngemittel (AVBS o.J.).

Konkrete Substitutionskonzepte können somit erst *im Anschluss* an die Auslegung der Rückgewinnungsverfahren entwickelt werden, da hierfür die produzierten Mengen und Qualitäten der Sekundärrohstoffdünger bekannt sein müssen. Zudem ist die Entscheidung zum Einsatz eines bestimmten (Sekundärrohstoff-)Düngers ganz wesentlich von ökonomischen Gesichtspunkten wie beispielsweise den Ausbringungskosten abhängig, die in Kapitel 8 ermittelt werden.

#### **5.4 Übertragbarkeit der Ergebnisse**

Durch die Verregnung von ausgefaultem Schlamm zusammen mit gereinigtem Abwasser werden Nährstoffe auf die Flächen des Verbandsgebietes aufgebracht, die von den Landwirten bei der Bemessung ihrer Mineraldüngegaben berücksichtigt werden. Auf den Flächen des Abwasserverbandes ist somit tendenziell eine geringere Mineraldüngung erforderlich. Deutlich wird dies am Beispiel der Phosphordüngung, die fast ausschließlich auf die Unterfußdüngung von Mais beschränkt ist. Für die Stickstoffdüngung ist der Einfluss der Verregnung weniger offensichtlich, da hierüber Ertrag und Qualität bestimmt werden und die Düngung demgemäß feldfrucht-, flächen-, landwirt- und jahresspezifisch sehr unterschiedlich durchgeführt wird.

Abgesehen von den quantitativen Aspekten des Düngemittelbedarfs nimmt das Gebiet des Abwasserverbandes in qualitativer Hinsicht keine grundsätzliche Sonderstellung ein. Die verwendeten Düngemittelformen sind generell weit verbreitet (vgl. Tabelle 6), sodass davon auszugehen ist, dass diese in ähnlichem Maße auch in anderen Regionen verwendet werden. Die Bedarfs- bzw. Düngzeitpunkte sind für Gebiete mit ähnlichen klimatischen Bedingungen und Bodenverhältnissen ebenfalls vergleichbar und ohnehin weitaus stärker von der Witterung sowie der individuellen Düngestrategie abhängig. Auch die Anbaustruktur des Verbandsgebietes stellt ein typisches Beispiel der Situation in Deutschland und auch in Europa dar (EUROSTAT 2013).

Es ist davon auszugehen, dass jahreszeitliche Einflüsse, individuelle Düngestrategien und ähnliche, standortunabhängige Faktoren Auswahl und Menge der verwendeten Dünger weitaus stärker beeinflussen als standortspezifische Unterschiede. Abgesehen von Sonderkulturen und -standorten kann somit davon ausgegangen werden, dass die vorherigen Ausführungen, insbesondere die Schlussfolgerungen in Abschnitt 5.3, auf eine Vielzahl anderer Gebiete übertragen werden können.

## **6 Grundlagendaten zum Klärwerk Steinhof/Braunschweig**

Auf die Erfassung des landwirtschaftlichen Bedarfs erfolgt im folgenden Kapitel die Darstellung des Düngemittelproduzenten innerhalb des Braunschweiger Systems, des Klärwerks Steinhof (KWS). Darüber hinaus werden die wesentlichen Bemessungsgrundlagen zur Auslegung der Rückgewinnungsanlagen (Kapitel 7) hergeleitet.

### **6.1 Geschichtliche Entwicklung der Abwasserreinigung**

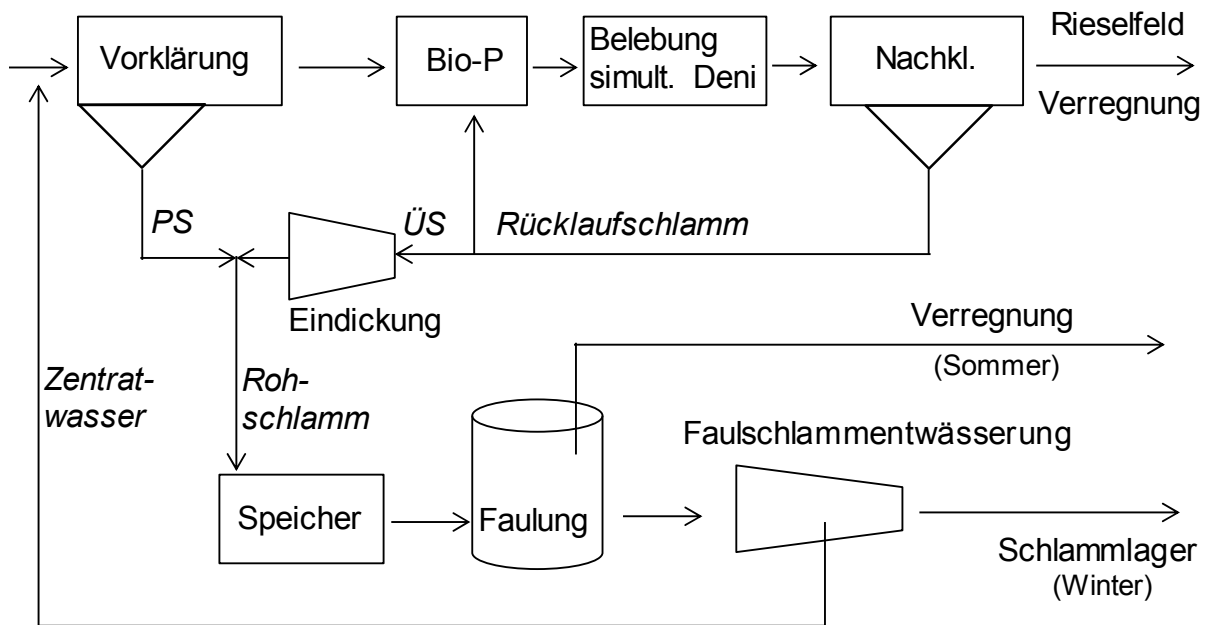
Am heutigen Klärwerksstandort wird bereits seit über 100 Jahren das Abwasser der Stadt Braunschweig gereinigt. Im Jahre 1895 wurden, ausgelegt für die damalige Bevölkerung von etwa 100.000 EW, Rieselfelder in Betrieb genommen (OHLMÜLLER & ORTH 1894). Diese blieben bis in die 1950er Jahre weitgehend unverändert, wenngleich ihre Kapazität bereits kurz nach ihrer Errichtung erschöpft war (LANGER ET AL 1981). Die erste substanzielle Erweiterung des Reinigungssystems erfolgte 1954 mit der Errichtung einer mechanischen Vorreinigung, dem Beginn der landwirtschaftlichen Abwasserverwertung und der Gründung des Abwasserverbandes Braunschweig (EGGERS 2008). Aufgrund der mit der Verregnung von ausschließlich mechanisch gereinigtem Rohabwasser verbundenen, zunehmenden Geruchsproblematik wurde das Verregnungswasser ab 1979 biologisch vorbehandelt, woraus sich in mehreren Bauabschnitten das heutige Klärwerk Braunschweig entwickelte (AVBS 2013). Das aktuelle Verfahrensschema des Klärwerks wird in Abschnitt 6.2 dargestellt.

Weitere Erweiterungen sind bereits in Planung. Aktuell (Frühjahr 2013) läuft das Vergabeverfahren nach der Vergabeordnung für freiberufliche Leistungen (VOF) für den Bau einer MAP-Fällung und einer Stickstoffstrippung zur Teilstrombehandlung des Zentratwassers (SE/BS o.J.). Der Klärwerksbetreiber verfolgt hiermit primär das Ziel, die hohe Rückbelastung des Klärwerks im Winter zu senken. Aufgrund des großen Potentials (ISWW 2013) ist die Nutzung der zurückgewonnenen Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft ebenfalls explizit vorgesehen.

Der in Kapitel 4 formulierte theoretische Ansatz dieser Arbeit kann somit am Fallbeispiel Braunschweig mit einer realen Anlagenkonzeption verbunden werden.

### **6.2 Verfahrensschema**

Im Hinblick auf die Verfahrenstechnik ist das Klärwerk Steinhof im heutigen Ausbauzustand weitgehend mit anderen kommunalen Kläranlagen der Größenklasse 5 vergleichbar. Die Kohlenstoffelimination erfolgt mittels Belebtschlammverfahren; zur Stickstoffentfernung wird eine simultane Denitrifikation eingesetzt. Die Phosphorentfernung erfolgt primär über eine biologische P-Elimination (Bio-P) in einem zwischengeschalteten Anaerobbecken. Eine chemische P-Elimination (Fällung) – üblicherweise die wichtigste P-Eliminationsstufe auf großen Kläranlagen – wird in Braunschweig nur optional als „Polizeistufe“ betrieben. Das grundlegende Verfahrensschema der Abwasserreinigung ist in Abbildung 15 dargestellt.



**Abbildung 15: Wesentliche Elemente des Klärwerks Braunschweig; vereinfachte, schematische Darstellung nach Daten der SE/BS (ÜS-Überschussschlamm, PS-Primärschlamm). Im Bereich der Schlammbehandlung ist neben dem – für die Nährstoffrückgewinnung relevanten – Winterbetrieb auch der Sommerbetrieb (Faulschlammverregnung) dargestellt**

Der entstehende Überschussschlamm wird maschinell auf einen Trockenrückstand von etwa 5-6% eingedickt, mit dem Primärschlamm vermischt und der Klärschlammfäulung zugeführt. Diese wird thermophil mit einer Aufenthaltszeit von 20 Tagen betrieben. Der anfallende Faulschlamm wird im Sommer ohne weitere Behandlung dem Verregnungswasser zugemischt und auf den Flächen des Verbandsgebietes verwertet. Im Winter wird der Schlamm mittels Zentrifugen entwässert und bis zur landwirtschaftlichen Nutzung im Frühjahr gelagert (vgl. Abbildung 15). Das bei der Faulschlammwässerung anfallende Zentrifugwasser wird in den Zulauf des Klärwerks zurückgeführt und trägt somit wesentlich zur Belastung des Klärwerks bei.

### 6.3 Bemessungsrelevante Daten für die Nährstoffrückgewinnung

#### 6.3.1 Klärwerk Steinhof allgemein

Gemäß den Angaben des Abwasserverbandes Braunschweig (AVBS 2013) sind an das Klärwerk Steinhof ca. 350.000 Einwohnerwerte (EW) angeschlossen, wobei das Klärwerk selbst nur für 275.000 EW ausgelegt ist. Die Differenz ist auf die Reinigungsleistung von Rieselfeld und Abwasserverregnung als zusätzliche Reinigungsstufe zurückzuführen. Etwa 80% des Abwassers stammt aus Haushalten, etwa 20% aus Industrie und Gewerbe. Das Einzugsgebiet wird weitgehend über eine Trennkanalesation entwässert; etwa 5% der Kanäle sind im innerstädtischen Bereich als Mischkanalesation ausgeführt.



In Tabelle 19 sind, exemplarisch für die Jahre 2008-2012, die wesentlichen Zulaufwerte des Klärwerks Steinhof (Messstelle: Zulauf Vorklärung; abzüglich Rückbelastung) aufgeführt. Da sich im betrachteten Zeitraum die Anzahl der angeschlossenen kommunalen und industriellen Einwohnerwerte kaum geändert hat, weisen die Jahresmittelwerte nur geringe Schwankungen auf. Die der Berechnung zugrundeliegenden Tageswerte können hiervon deutlich abweichen, was vorwiegend auf den Einfluss der Mischkanalisation und regenwetterbedingte Belastungsspitzen zurückzuführen ist.

**Tabelle 19: Jahresmittelwerte 2008-2012 der Zulaufkonzentrationen und -frachten des Klärwerks\* (nach Daten der SE/BS 2008-2012). Alle Werte gerundet auf drei signifikante Stellen**

Parameter	Jahresmittelwerte der Zulaufkonzentrationen (Min-Max)	Resultierende mittlere Tagesfrachten bzw. Mengen (Min-Max)
Abwasser (Q)	-	54.800 (49.400 - 63.200) m <sup>3</sup>
CSB	989 (904 - 1.114) mg/L	53.500 (47.700 - 59.400) kg
TKN	72,3 (64,2 - 80,6) mg/L	3.880 (3.600 - 4.250) kg
P <sub>ges</sub>	11,4 (10,1 - 12,8) mg/L	613 (565 - 680) kg

*\*die Monate während der Faulschlammwässerung und somit die Monate der erhöhten (Rück-)Belastung wurden nicht berücksichtigt*

Wird gemäß Arbeitsblatt A 131 (ATV-DVWK 2000) eine einwohnerspezifische Tagesfracht von 120 g/EW·d CSB, 11 g/EW·d TKN und 1,8 g/EW·d P<sub>ges</sub> angesetzt, so beträgt die rechnerische Belastung des Klärwerks für den Parameter CSB im Mittel über 450.000 EW. Die TKN- sowie die P<sub>ges</sub>-Belastung liegt jeweils im Bereich von 350.000 EW. Die Diskrepanz von CSB- und nährstoffbezogener Belastung ist auf industrielle Einleiter zurückzuführen, die ein einseitig CSB-belastetes Abwasser produzieren.

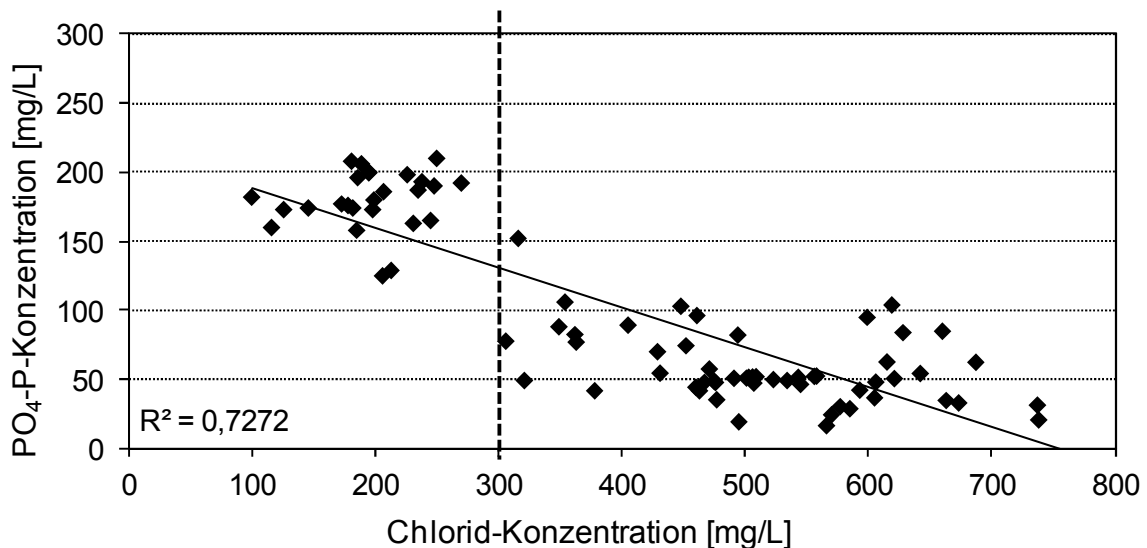
Die tatsächliche Belastung übersteigt somit insbesondere für den Parameter CSB die Ausbau- bzw. Anschlussgröße, was sich jedoch nicht in der Abbauleistung widerspiegelt, die für obige Parameter im üblichen Bereich der Leistung von Anlagen der Größenklasse 5 liegt (DWA-Leistungsvergleich; DWA 2010). Durch die im Winter zusätzlich zu behandelnde Nährstoffrückbelastung aus der Schlammwässerung ist die Kapazität der Anlage jedoch in diesem Zeitraum erschöpft, was letztlich den Anstoß für die Planung der separaten Zentratwasserbehandlung gab.

### 6.3.2 Nährstoffkonzentrationen im Zentratwasser

Für die Auslegung der Nährstoffrückgewinnung sind die Nährstoffkonzentrationen im Zentratwasser relevant. Die Konzentrationen der wesentlichen Parameter werden

während der winterlichen Entwässerungsperiode in der Regel 1-2x wöchentlich bestimmt.

Im Falle des Klärwerks Steinhof sind die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zentratwasser stark von der optionalen, simultanen P-Fällung abhängig, die im betrachteten Zeitraum relativ häufig betrieben wurde. Da zur Fällung Eisenchlorid eingesetzt wird, korreliert die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration deutlich mit der Chloridkonzentration im Zentratwasser. Abbildung 16 stellt den Zusammenhang der beiden Größen dar.



**Abbildung 16: Zusammenhang zwischen  $\text{PO}_4\text{-P}$ - und Chloridkonzentration im Zentratwasser der Faulschlammmentwässerung**

Bei ausschließlichem Betrieb der Bio-P-Elimination betragen die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zentrat der Faulschlammmentwässerung etwa 150-200 mg/L. Die hohen Konzentrationen sind auf die gute Rücklösung von biologisch fixiertem Phosphat während der (thermophilen) Faulung zurückzuführen und können hinsichtlich der Nährstoffrückgewinnung als günstig eingestuft werden (EWERT 2009, GNIRSS ET AL 2012). Die Konzentrationen sinken durch die Eisensalzdosierung auf teilweise unter 50 mg/L ab, da chemisch gefälltes/gebundenes Phosphat während der Faulung nur in geringem Maße zurückgelöst wird.

Da die Verfahrenseffizienz der Phosphorrückgewinnung und somit die Wirtschaftlichkeit vor allem von den  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen abhängig ist (DOCKHORN 2009A), wird zur Dimensionierung der Anlagen nur der Fall „rein biologische P-Elimination“ betrachtet. Da zu Zeitraum und Umfang der Eisensalzdosierung keine Daten vorliegen, wird eine Chlorid-Konzentration von 300 mg/L als Grenzfall angenommen (Abbildung 16). Mit dieser Abgrenzung ergibt sich bei einer rein biologischen P-Elimination eine  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von im Mittel 180 mg/L.

Wenngleich der Einfluss der Eisensalzdosierung auf die anderen bemessungsrelevanten Parameter – insbesondere auf die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration – gering ist (SE/BS 2009-2012), werden aus Gründen der Datenkonsistenz ebenfalls nur die Datensätze

zur Bemessung herangezogen, die außerhalb des Betriebes der Simultanfällung bei einer Cl-Konzentration von unter 300 mg/L gemessen wurden. Tabelle 20 fasst die Charakteristik des Zentratwassers sowie die bemessungsrelevanten Daten zusammen.

**Tabelle 20: Wesentliche Kennwerte des Zentratwassers; dargestellt ist die Bandbreite der Tageswerte 2009-2012 (Datengrundlage: SE/BS 2009-2012\*; drei signifikante Stellen). Die wichtigsten Eingangsgrößen für die MAP-Fällung sind fettgedruckt**

Parameter	Mittlere Konzentration (Min-Max) [mg/L]**	Standardabweichung [mg/L]**
AfS	3.350 (160 - 10.100)	3.290
CSB	1.260 (635 - 2.780)	526
TKN	1.370 (1.020 - 1.870)	217
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	<b>1.080</b> (920 - 1.300)	99,5
P <sub>ges</sub>	281 (148 - 519)	86,1
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>180</b> (125 - 210)	21,8
<b>pH-Wert</b>	<b>8,0</b> (7,7 - 8,5)	0,2

*\*Änderung der Analytik und der Datenerfassung ab 2009; im Gegensatz zu Tabelle 19 konnten daher die Daten des Jahres 2008 nicht verwendet werden \*\*pH-Wert ohne Einheit*

Die hohen Schwankungen der Parameter AfS und CSB sind auf die Betriebsweise der Faulschlamm-Entwässerung zurückzuführen, die in der Regel auf das Erreichen eines guten Entwässerungsergebnisses (Austrags-TR) fokussiert ist. Ein geringer Abscheidegrad, der sich vor allem in den Parametern CSB und AfS widerspiegelt, wird in Kauf genommen. Die für die Auslegung der Anlagen zentralen Parameter PO<sub>4</sub>-P und NH<sub>4</sub>-N werden in weitaus geringerem Maße von der Betriebsweise und vom Abscheidegrad beeinflusst und weisen demgemäß geringere Schwankungen auf. Die Messwerte werden durch vorherige Untersuchungen (ISWW 2005) bestätigt und können somit auch im langfristigen Maßstab als belastbar angesehen werden.

Maßgebend für die Bemessung der MAP-Fällung sind somit eine PO<sub>4</sub>-P-Konzentration von 180 mg/L, eine NH<sub>4</sub>-N-Konzentration von 1.080 mg/L sowie ein pH-Wert von 8,0. Da die Ammoniakstrippung mit dem Auslauf der MAP-Fällung beschickt wird – dies hat u.a. den Vorteil, dass NH<sub>4</sub>-N für die MAP-Fällung im Überschuss vorhanden ist – ergeben sich für diese geänderte Eingangsdaten, die von der Betriebsführung und der Effizienz der MAP-Fällung abhängig sind. Bzgl. des Parameters PO<sub>4</sub>-P konnte in eigenen Untersuchungen (u.a. ISWW 2005) in der Fällstufe eine nahezu vollständige Elimination nachgewiesen werden. Diese Angaben werden

von MONTAG (2008) bestätigt, der in seinen Untersuchungen bei günstigen Mg:N:P-Verhältnissen und einem pH von etwa 9,5 durchgehend Eliminations- bzw. Rückgewinnungsraten von über 90% erzielt. DOYLE & PARSONS (2002) geben eine Übersicht über verschiedene Studien zur MAP-Fällung, in denen in der Regel ebenfalls Eliminationsraten von 90- 95% erreicht wurden (vgl. Abschnitt 7.1.1.3).

Die Eliminationsleistung der MAP-Fällung bzgl. des Parameters PO<sub>4</sub>-P kann somit für die folgenden Betrachtungen vereinfacht mit 100% angesetzt werden. Gemäß den stöchiometrischen Verhältnissen im MAP werden in diesem Fall etwa 80 mg/L NH<sub>4</sub>-N mitgefällt (ISWW 2013). Tabelle 21 fasst den Einfluss der MAP-Fällung auf die darauf folgende Strippung und die geänderten Eingangsdaten zusammen.

**Tabelle 21: Eingangsdaten für die NH<sub>3</sub>-Strippung (Datengrundlage: SE/BS 2009-2012 bzw. hierauf basierende eigene Berechnungen; drei signifikante Stellen)**

Parameter	Input MAP-Fällung	Änderung durch MAP-Fällung	Input Ammoniakstrippung
NH <sub>4</sub> -N	1.080 mg/L	80 mg/L Mitfällung im MAP	1.000 mg/L
PO <sub>4</sub> -P	180 mg/L	~100% Elimination/Rückgewinn.	~0 mg/L
pH-Wert	8,0	Erhöhung auf pH=9,5	9,5

### 6.3.3 Zentratwassermengen

Die anfallenden Zentratwassermengen wurden aus den Faulschlamm-mengen (Messstelle: Ablauf Faulung) berechnet, die für den Referenzzeitraum 2008-2012 als Monatsmittelwerte vorlagen. Unter der Annahme, dass durch die Zentrifugen auf dem Klärwerk der Feststoffgehalt des Schlammes im Mittel von 2,5% auf 25% erhöht wird (SE/BS 2008-2012), entspricht der Zentratwasseranfall 90% der gemessenen Faulschlammmenge. Bei einer üblichen Konzentration der Polymer-Gebrauchslösung von 0,3% und einer mittleren Polymerdosis von 20 kg WS/t TM (SE/BS o.J.) erhöht sich der Zentratwasseranfall durch die Schlammkonditionierung zusätzlich um etwa 25%.

Hieraus ergeben sich die in Tabelle 22 dargestellten Zentratwassermengen. Die Werte werden durch die direkte Mengenmessung des Zentratwassers (die allerdings nicht durchgängig vorliegt und daher nicht zur Bemessung verwendet werden konnte) sowie durch weitere Studien (ISWW 2005, PFI 2012) bestätigt. Tabelle 22 zeigt, dass der tägliche Zentratwasseranfall relativ konstant ist; über <sup>3</sup>/<sub>4</sub> aller gemessenen Werte liegen nahe (+/-10%) am Mittelwert. Dies ist plausibel, da der Faulschlamm-anfall – und somit auch der Zentratwasseranfall – auf üblichen Kläranlagen abgesehen von einem nur wenig ausgeprägten Jahresgang keinen größeren Schwankungen unterliegt. Darüber hinaus werden eventuell auftretende Extremwerte durch die lange Aufenthaltszeit im Faulturm sowie den Faulschlamm-speicher geglättet.

**Tabelle 22: Tages- und Gesamtmengen des auf dem Klärwerk Steinhof anfallenden Zentratwassers (eigene Berechnungen nach Daten von SE/BS 2008-2012)**

Parameter	Mittelwert (Min-Max)	Anzahl der Daten im Bereich Mittelwert +/- 10%
Mittlerer täglicher Zentratwasseranfall (aus Monatsmittel errechnet) 2008-2012 (Min-Max)	613 m <sup>3</sup> /d (484 - 728)	77%
Entsprechender mittlerer stündlicher Zentratwasseranfall 2008-2012 (Min-Max)	25,5 m <sup>3</sup> /h (20,2 - 30,3)	77%

Da die am Standort Braunschweig anfallenden Faulschlämme während der Vegetationsperiode verregnet werden, fällt das Zentratwasser nur während der Wintermonate (in der Regel etwa 5 Monate von November-März) an. Darüber hinaus muss die Faulschlammverregnung während der Ernte der Wintergetreide im Hochsommer für etwa 3-4 Wochen eingestellt werden, sodass auch in diesem Zeitraum die Entwässerung betrieben werden muss. Insgesamt beträgt der Entwässerungszeitraum bzw. der Betriebszeitraum der Rückgewinnungsanlagen 175 Tage im Jahr. Auf die grundsätzliche Auslegung der Rückgewinnungstechnik hat der Halbjahresbetrieb keine Auswirkungen; diese kann ohne weiteres auch ganzjährig eingesetzt werden.

#### 6.3.4 Nährstofffrachten und Sekundärrohstoffdüngerproduktion

Aus den in Tabelle 20 dargestellten Stoffkonzentrationen und den im Mittel anfallenden Zentratwassermengen (Tabelle 22) ergeben sich die in Tabelle 23 dargestellten Stofffrachten im Zentratwasser und somit das Gesamtpotential der Nährstoffrückgewinnung. Zum Vergleich wurden die Frachten auf einen hypothetischen Ganzjahresbetrieb von Entwässerung und Rückgewinnung hochgerechnet.

**Tabelle 23: Wichtige Stofffrachten bzw. maximales Rückgewinnungspotential im Zentratwasser (Mittelwerte), gerundet auf drei signifikante Stellen. Die wesentlichen Nährstofffrachten sind hervorgehoben**

Parameter	Mittlere Tagesfracht	Fracht (175 Tage)	Jahresfracht (365 Tage)
TKN	840 kg	147 t	307 t
NH <sub>4</sub> -N (Ausgangszentrat)	662 kg	116 t	242 t
<b>NH<sub>4</sub>-N-nach MAP-Fällung</b>	<b>613 kg</b>	<b>107 t</b>	<b>223 t</b>
P <sub>ges</sub>	172 kg	30,1 t	62,8 t
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>110 kg</b>	<b>19,3 t</b>	<b>40,2 t</b>

Unter der Annahme einer hundertprozentigen Effizienz der MAP-Fällung können somit täglich 110 kg Phosphor als MAP zurückgewonnen werden. Dies entspricht etwa 15% der  $P_{\text{ges}}$ -Zulaufmenge des Klärwerks (Tabelle 19) und somit dem üblichen Potential der Einsatzstelle „Zentratwasser“ ohne vorherige, gezielte Phosphorrücklösung (vgl. Tabelle 1).

Da etwa 8% des im Zentratwasser vorhandenen  $\text{NH}_4\text{-N}$  bei der MAP-Fällung mitgefällt werden, steht das Gesamtpotential nicht vollständig für die  $\text{NH}_3$ -Strippung zur Verfügung. Einen angepassten/optimierten Betrieb der Strippung vorausgesetzt, können von der Eingangsfracht von 613 kg/d 90% und mehr als Ammoniumsulfat zurückgewonnen werden (ISWW 2005; LIEBI 2009; GUŠTIN & MARINŠEK-LOGAR 2011). Für die folgenden Betrachtungen wird eine prozentuale Elimination/Rückgewinnung von 90% angenommen, entsprechend einer Elimination von 900 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  aus dem Zentratwasserstrom. Tabelle 24 fasst die aus der Rückgewinnung resultierende Nährstoff- und Düngemittelproduktion für einen Betriebszeitraum von 175 Tagen zusammen.

**Tabelle 24: Tatsächliche Nährstoffrückgewinnung und Düngemittelproduktion auf dem Klärwerk Steinhof bei einem 175-tägigen Anlagenbetrieb**

Parameter	Eliminations-/Rückgewinnungsleistung absolut/prozentual	Rückgewinnung (bezogen auf Reinnährstoff)	Düngerproduktion
$\text{NH}_4\text{-N}$	900 mg/L (90%)***	96,5 t/a	1.110 t/a DAS*
$\text{PO}_4\text{-P}$	180 mg/L (100%)	19,3 t/a	152 t/a MAP**

\*DAS, Diammonsulfat  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  als 40,9%-Lösung (mit 8,67% N) \*\*als  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ ; mit 12,6% P bzw. 29%  $\text{P}_2\text{O}_5$  \*\*\*zusätzlich werden 80 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  durch die MAP-Fällung eliminiert

Bei der aktuellen Betriebsweise der Faulschlammentwässerung und einem Entwässerungszeitraum von 175 Tagen können somit 19,3 t P (entsprechend 44,3 t  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) sowie 96,5 t N zurückgewonnen werden. In der jeweiligen Düngemittelform entspricht dies 1.110 t Diammonsulfat-Lösung (40,9%) und 152 t MAP.

### 6.3.5 Zusammenfassung: Bemessungsgrundlagen

Zur Auslegung der Rückgewinnungsanlagen liegt ein konsistenter und plausibler Datensatz vor, der direkt für die Bemessung verwendet werden kann. Zur zusätzlichen Verifikation des Datensatzes wurden das gesamte Klärwerk sowie die Schlammbehandlung im Rahmen eigener Projekte (ISWW 2012, ISWW 2013) grundlegend auf ihre Bilanzierbarkeit untersucht. Demnach ist das System unter Berücksichtigung der großtechnisch üblichen Abweichungen für die untersuchten Parameter P, N und CSB vollständig bilanzierbar.

In Kapitel 7 werden die Rückgewinnungsverfahren für die in Tabelle 20 dargestellten Konzentrationen von 1.080 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  und 180 mg/L  $\text{PO}_4\text{-P}$  sowie für eine tägliche Zentratwassermenge von 613 m<sup>3</sup>/d ausgelegt. Konzentrationen und Menge entsprechen weitgehend den Richtwerten für vergleichbare Kläranlagen. Bei einem 175-tägigen Betrieb der Rückgewinnungsanlagen können 19,3 t Phosphor und 96,5 t Stickstoff im Jahr zurückgewonnen werden. Dies entspricht 152 t Magnesium-Ammonium-Phosphat (Feststoff) und 1.110 t Diammoniumsulfat-Lösung.

Je höher die  $\text{PO}_4\text{-P}$ - bzw.  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zentratwasser, desto stärker ist der Anreiz bzw. der Druck, die gleichsam hohe Rückbelastung durch eine Teilstrombehandlung zu senken. Die Implementierung von Nährstoffrückgewinnungsverfahren bietet sich somit insbesondere auf Anlagen an, bei denen die Nährstoffrückbelastung hoch ist. Notwendige Voraussetzung ist zudem, dass die P-Elimination (ausschließlich) mittels Bio-P erfolgt. Grundsätzlich ist für höhere Konzentrationen eine generelle Steigerung der Verfahrenseffizienz zu erwarten.

Wie bereits in Abschnitt 3.1.1.2 dargestellt, kann die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Rücklösung und somit die Konzentration im Zentratwasser durch Aufschluss- und Extraktionsverfahren weiter erhöht werden. Im Falle der Seaborne-Anlage in Gifhorn konnte durch eine pH-Wert-Absenkung beispielsweise eine  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von etwa 500 mg/L erzielt werden (ESEMEN 2012). Beim Stuttgarter Verfahren werden nach Angaben von STEINMETZ ET AL (2012) durch einen chemischen Aufschluss  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zentratwasser von 900 mg/L erreicht. Übertragen auf den Fall Braunschweig entspräche letzteres einer Verfünffachung der Konzentration und somit einer Erhöhung des Rückgewinnungspotentials auf 75% bezogen auf den Kläranlagenzulauf. Auch die Stickstoffkonzentration kann durch Aufschlussverfahren erhöht werden (SIEVERS ET AL 2005).

Da in dieser Arbeit der Standardfall einer üblichen Kläranlage untersucht werden soll, wird von der Implementierung und Bewertung zusätzlicher Verfahrens- bzw. Rücklösestufen abgesehen. Auf die ökonomischen Aspekte höherer Konzentrationen wird in den Abschnitten 12.2 und 13.2 eingegangen.

## **7 Nährstoffrückgewinnung auf dem Klärwerk Steinhof**

Basierend auf den in Kapitel 6 ermittelten Bemessungsgrundlagen werden in den Abschnitten 7.1 und 7.2 eine MAP-Fällung zur Rückgewinnung von Phosphor und eine Ammoniakstrippung zur Rückgewinnung von Stickstoff für den Einsatz auf dem Klärwerk Steinhof konzeptioniert. Beide Verfahren sind hinreichend erforscht und wurden bereits großtechnisch umgesetzt.

Das in der jeweils gängigen Anlagenkonfiguration hergestellte Rückgewinnungsprodukt (MAP bzw. DAS) wird jedoch in dieser Form bisher nicht im Verbandsgebiet verwendet. Aus diesem Grund wird ebenfalls untersucht, ob und zu welchen Kosten die Anlagen zur Produktion „alternativer“ Sekundärrohstoffdünger modifiziert werden könnten. Ebenfalls wird die im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzung ggf. zusätzlich erforderliche Anlagentechnik zur Speicherung und Aufbereitung der Düngemittel dargestellt.

Aufgrund der großen Bedeutung der Wirtschaftlichkeit wird diese separat in Kapitel 9 betrachtet.

### **7.1 Konzeption der Phosphorfällung**

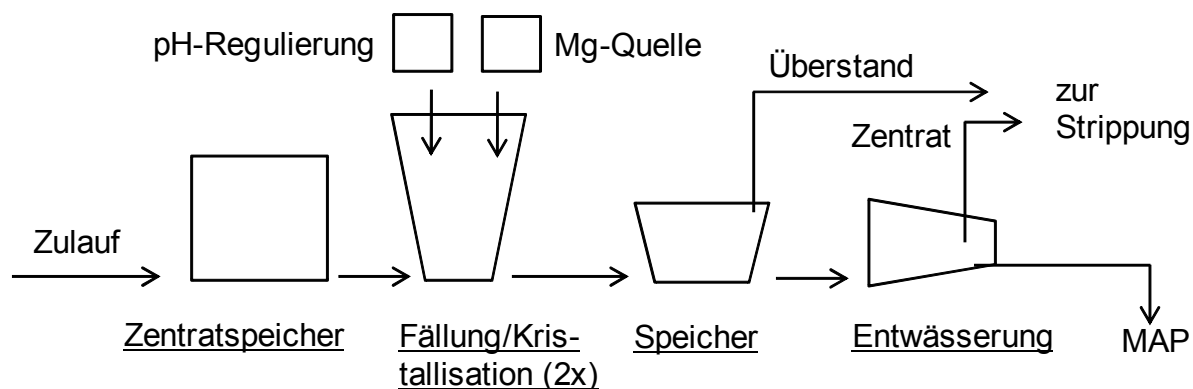
#### **7.1.1 MAP-Fällung**

##### **7.1.1.1 Verfahrensschema**

Die Rückgewinnung von Phosphor als MAP bzw. Struvit kann momentan als der „klassische“ Weg der Phosphorrückgewinnung im großtechnischen Maßstab bezeichnet werden. Im Kern besteht die Anlage aus dem eigentlichen Fällreaktor mit den Einrichtungen zur Chemikaliendosierung (Mg-Quelle; evtl. pH-Wert-Anhebung) sowie einem Kristallisations- und Absetzbecken. Die Prozessschritte können auch in einem Reaktor zusammengefasst und im Batch betrieben werden (MONTAG 2008). In diesem Fall ist der kombinierte Fäll- und Kristallisationsreaktor doppelt auszulegen. Notwendige weitere Elemente sind zudem ein Speicher-/Vorlagebehälter für das Zentratwasser sowie eine Einrichtung zur Entwässerung des MAP.

Der grundlegende Aufbau einer Anlage zur MAP-Fällung ist in Abbildung 17 dargestellt (nach SE/BS 2005). Das Verfahrensschema stellt, ergänzt um die notwendige EMSR-Technik, eine der grundlegenden und verbreiteten Möglichkeiten dar, eine MAP-Fällung in den Zentratwasserstrom zu integrieren. Eine vergleichbare Anlage wurde bereits in einer früheren Studie für den Einsatz auf dem Klärwerk Steinhof projektiert (SE/BS 2005). Das theoretisch und im Pilotmaßstab ausführlich untersuchte PRISA-Verfahren (u.a. MONTAG 2008, PINNEKAMP (HRSG.) 2007) basiert ebenfalls im Wesentlichen auf der in Abbildung 17 dargestellten Verfahrensführung.





**Abbildung 17: Verfahrensschema einer Anlage zur MAP-Fällung mit den wesentlichen Komponenten und Stoffströmen**

Aus diesem Grund erfolgt die weitere Betrachtung der MAP-Rückgewinnung für das in Abbildung 17 dargestellte Verfahrensschema. Es sei darauf hingewiesen, dass verschiedene großtechnische Umsetzungen sowie pilotmaßstäbliche Konzepte Modifikationen des dargestellten Schemas vorsehen (u.a. MEYER ET AL 2011, HEINZMANN & LENGEMANN 2011A, DOCKHORN 2007B). Auf diese wird im Hinblick auf eine mögliche Prozessoptimierung an entsprechender Stelle eingegangen.

### 7.1.1.2 Auslegung der Verfahrenskomponenten

Die konkrete Anlagenplanung inkl. aller notwendigen Einrichtungen und einer detaillierten Kostenbetrachtung muss durch ein Planungsbüro erfolgen. Im Hinblick auf die Ziele dieser Arbeit ist es ausreichend, auf die wesentlichen Komponenten einer MAP-Fällung einzugehen. Hierfür wird vor allem auf eigene Untersuchungen sowie externe Studien zurückgegriffen, die sich explizit auf die Rahmenbedingungen des Standortes Braunschweig beziehen (SE/BS 2005, ISWW 2005, PFI 2012). Diese werden durch weitere Quellen ergänzt. Die Phosphorrückgewinnung wurde u.a. in MONTAG (2008) für einen vergleichbaren Zentratwasseranfall eingehend untersucht; in BORMANN ET AL (2009) finden sich ausführliche Betrachtungen für eine Anlage mit einer Kapazität von 100.000 Einwohnern.

#### a) Wesentliche Komponenten, Bereich Bautechnik

##### Zentratwasserspeicher

Basierend auf den Bemessungsgrundlagen sowie den Angaben von PFI (2012) und ISWW (2005) wird der Speicher auf die Tagesmenge von (gerundet)  $Q=600 \text{ m}^3$  Zentratwasser ausgelegt. Die spezifischen Kosten für speziell ausgerüstete Speicher werden weitgehend einheitlich (SE/BS 2005, ISWW 2005, MONTAG 2008) mit etwa  $200\text{-}250 \text{ €/m}^3$  Speichervolumen angegeben. Es werden die höchsten angegebenen Kosten von  $255 \text{ €/m}^3$  angesetzt, woraus sich Speicherkosten in Höhe von rund  $153.000 \text{ €}$  ergeben.

### *Fällungs- und Kristallisationsreaktor*

In Abhängigkeit von der Reaktorgröße kann der kombinierte Fäll- und Kristallisationsreaktor sowohl als bau- als auch als maschinentechnische Komponente aufgefasst werden. Er wird in der Regel auf die für beide Prozessschritte erforderliche Reaktionszeit ausgelegt. Nach CELEN & TÜRKER (2001) läuft der Fällprozess innerhalb von Minuten ab; auch die Kristallisation ist vergleichsweise schnell abgeschlossen. MONTAG (2008) setzt insgesamt eine Aufenthaltszeit von 1 h an. Unter Berücksichtigung der notwendigen Zeiten für Befüllung und Entleerung kann zur Behandlung einer Charge eine Zyklusdauer von 2 h angesetzt werden.

In SE/BS (2005) werden zur Fällung/Kristallisation zwei Reaktoren mit jeweils 75 m<sup>3</sup> Volumen vorgesehen. Mit diesen Reaktorvolumina müssen bei einer mittleren Zentratwassermenge von gut 600 m<sup>3</sup>/d in jedem Reaktor täglich 4-5 Zyklen à 2 h und 75 m<sup>3</sup> durchgeführt werden. Zur Behandlung von Belastungsspitzen und für Revisionsvorgänge ist dann ausreichend Spielraum vorhanden. ISWW (2005) geht von ähnlichen, MONTAG (2008) von deutlich größeren Volumina bei entsprechend reduzierter Zyklenzahl aus. Die Seaborne-Anlage in Gifhorn sieht für etwa 40% der Durchsatzleistung insgesamt 54 m<sup>3</sup> Reaktorvolumen für die P-Fällung vor (BAYERLE o.J.).

Für die Konzeptionierung der MAP-Anlage kann somit ein Volumen von 2 · 75 m<sup>3</sup> (SE/BS 2005) angenommen werden. Die spezifischen Kosten werden wiederum mit 255 €/m<sup>3</sup> angesetzt, woraus sich Gesamtkosten von 38.250 € ergeben.

### *Speicher- und Absatzbecken*

In SE/BS (2005) wird für den Zwischenspeicher zur Beschickung der Entwässerungszentrifuge ein Volumen von 60 m<sup>3</sup> angesetzt, das für das Fallbeispiel auf 75 m<sup>3</sup> – entsprechend dem Volumen einer Charge – erhöht wird. Mit spezifischen Kosten von 255 €/m<sup>3</sup> ergeben sich die Kosten für den Zwischenspeicher zu 19.125 €.

### *Hallenbau*

BORMANN ET AL (2009) sowie MONTAG (2008) sehen für die MAP-Fällung jeweils eine Halle mit einer Grundfläche in der Größenordnung von 170 – 200 m<sup>2</sup> vor. Die trotz unterschiedlicher Anlagendimension annähernd gleiche Hallengröße ist auf die differierenden Rückgewinnungskonzepte und Anlagenkomponenten zurückzuführen. Für die Anlage in Braunschweig kann ebenfalls eine Hallengröße von 200 m<sup>2</sup> angesetzt werden; bei spezifischen Baukosten von 800 €/m<sup>2</sup> (MONTAG 2008) betragen die Gesamtkosten hierfür 160.000 €.

### *Sonstige*

Die Baukosten beinhalten Zuschläge für Unvorhergesehenes sowie anteilige Planungskosten, die mit jeweils 10% der Kosten für die Bautechnik angesetzt werden können (MONTAG 2008).

## *b) Wesentliche Komponenten, Bereich Maschinentechnik*

### *Chemikalienspeicher*

Bzgl. der Auslegung der Vorlagebehälter für Betriebsmittel ( $Mg^{2+}$  als Fällmittel und NaOH zur pH-Wert-Anhebung) gibt es in der Literatur keine konkreten Angaben, sodass diese weitgehend frei erfolgen kann. SE/BS (2005) geht von einem Vorratsbehältervolumen von  $45 \text{ m}^3$  aus; dies entspräche in etwa dem monatlichen NaOH-Bedarf (vgl. Abschnitt 7.1.1.3). Für das Fallbeispiel wird eine 2-monatige Vorratshaltung und somit ein  $90 \text{ m}^3$ -Speicher vorgesehen. Für eine ebenfalls 2-monatige  $MgCl_2$ -Speicherung ist ein Speichervolumen von rund  $15 \text{ m}^3$  erforderlich.

Die spezifischen Kosten für Chemikalienspeicher liegen über den üblichen Speicherkosten (SE/BS 2005, ISWW 2005) und werden mit  $300 \text{ €/m}^3$  angenommen. Hieraus ergeben sich für die beiden Speicher mit  $90 \text{ m}^3$  bzw.  $15 \text{ m}^3$  Gesamtkosten von  $31.500 \text{ €}$ .

### *Entwässerungseinrichtung*

In Anlehnung an SE/BS (2005) wird zur Entwässerung eine Zentrifuge mit einem Einheitspreis von  $110.000 \text{ €}$  vorgesehen. MONTAG (2008) und BORMANN ET AL (2009) greifen zur Entwässerung auf eine Tuch- bzw. Beutelfilteranlage zurück, für die geringere Investitionen angesetzt werden.

### *Sonstige Maschinentechnik*

Die weitere Maschinentechnik besteht vorwiegend aus Rühr- und Pumpwerken, Dosiereinrichtungen und Rohrleitungen. Diese werden in der Literatur sehr unterschiedlich ausgelegt, sodass für die folgenden Betrachtungen auf pauschale Ansätze zurückgegriffen wird.

## *c) EMSR-Technik*

Ebenso wie die Maschinentechnik wird auch die EMSR-Technik sehr unterschiedlich ausgelegt, sodass auch hier auf pauschale Ansätze zurückgegriffen wird (Abschnitt 7.1.1.4).

### **7.1.1.3 Betriebliche Aspekte**

Wie bereits in Abschnitt 6.3.2 dargestellt, muss zur vollständigen Fällung von  $PO_4\text{-P}$  der pH-Wert im Fällreaktor auf etwa 9,5 eingestellt werden. Die MAP-Fällung kann grundsätzlich auch bei geringeren pH-Werten betrieben werden (HEINZMANN & ENGEL 2005; BAYERLE O.J.), wodurch sich deren Effizienz in der Regel reduziert. Die theoretischen Zusammenhänge zwischen pH-Wert und MAP-Löslichkeit sind in DOYLE & PARSONS (2002) dargestellt.

Der (wirtschaftlich) optimale Betriebs-pH kann jedoch nicht ohne konkrete großtechnische Erfahrungen vorausgesagt werden, da dieser u.a. von den kurzfristig schwankenden Eigenschaften des Zentratwassers sowie den ökonomischen Rahmenbedingungen (Betriebsmittelkosten, erzielbare Erlöse) abhängig ist. Insofern werden für

die hier konzipierte Anlage eine 100%-Entfernung bzw. Rückgewinnung und ein hierfür notwendiger pH-Wert von 9,5 anvisiert.

Basierend auf eigenen Untersuchungen ist hierfür eine Dosis von 2,5 mL 40%-NaOH je Liter Zentratwasser des KWS notwendig, entsprechend etwa 1.530 L pro Tag. Die Dosiermenge kann – auch für das Zentratwasser der gleichen Anlage – deutlichen Schwankungen unterliegen und ist, beispielsweise im Vergleich zu den Angaben von ESEMEN (2012), eher auf der sicheren Seite angesetzt. Eine Abwägung und Diskussion des NaOH-Bedarfs erfolgt im Rahmen der Break-Even-Analysen (Kapitel 12).

Zur quantitativen Fällung des  $\text{PO}_4\text{-P}$  als MAP ist eine überstöchiometrische Dosierung von Magnesium im Verhältnis 1,75 : 1 : 1 ( $\text{Mg}^{2+}$  :  $\text{NH}_4^+$  :  $\text{PO}_4^{3-}$ ) erforderlich (ISWW 2005). Bei einer täglichen Elimination von 110 kg bzw. 3.560 Mol  $\text{PO}_4\text{-P}$  entspricht dies 151 kg  $\text{Mg}^{2+}$  pro Tag. Als Magnesiumquelle wird gut lösliches  $\text{MgCl}_2$  vorgesehen, das als Feststoff im wasserfreien Zustand 25,5 Gewichts-% Magnesium enthält. Der tägliche  $\text{MgCl}_2$ -Bedarf beträgt somit etwa 592 kg; bei einer Dichte von etwa 2,4 g/cm<sup>3</sup> (RÖMPP 1995) entsprechend ca. 0,25 m<sup>3</sup>.

Im ursprünglichen Zentratwasser ist die dritte Komponente von MAP ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) im deutlichen Überschuss vorhanden und muss nicht zudosiert werden. Unter anderem aus diesem Grund wird die MAP-Fällung vor der Strippung angeordnet (vgl. auch Abschnitt 6.3.2).

#### 7.1.1.4 Zusammenfassung der Investitionen

Aus der Darstellung in Abschnitt 7.1.1.2 a) ergibt sich im Summe eine Gesamtinvestition von 444.450 € für die Bautechnik. PFI (2012) nimmt speziell für das Fallbeispiel Braunschweig Kosten von 1,5 Mio. € an, von denen 1/3, entsprechend etwa 500.000 €, auf die Bautechnik entfallen, und bestätigt somit die im Einzelnen ermittelten Kosten.

Obwohl sich die in der Literatur aufgeführten Referenzanlagen von der oben konzipierten Anlage teilweise deutlich unterscheiden, bestätigen diese ebenfalls die Kostentendenz. MONTAG (2008) setzt die Kosten für die Bautechnik für eine Anlage vergleichbarer Größe mit 850.000 € an, wobei hierin rund 300.000 € für eine Voreindickung enthalten sind. Korrigiert um diesen Betrag ergeben sich somit Investitionen von etwa 550.000 €. BORMANN ET AL (2009) gehen in ihrer Abschätzung von deutlich geringeren Kosten aus, allerdings ist die betrachtete Anlage kleiner und umfasst keinen Zentratwasserspeicher. Für die folgenden Betrachtungen kann somit ein Investitionsvolumen von 500.000 € angenommen werden.

Aus Abschnitt 7.1.1.2 b) und c) ergeben sich für die Maschinen- und EMSR-Technik Investitionen von rund 140.000 €. Da dieser Betrag nur einen kleinen Teil der Maschinenteknik abdeckt und die EMSR-Technik nicht zahlenmäßig erfasst werden kann, liegen die tatsächlichen Kosten deutlich höher. PFI (2012) setzt die Kosten für Maschinen- und EMSR-Technik mit 2/3 der Gesamtkosten und somit mit 1.000.000 € an; MONTAG (2008) geht von gut 700.000 € für Maschinen- und EMSR-Technik aus.

Aufgrund der größeren Aktualität und dem konkreten Bezug zum Standort Braunschweig werden für das Fallbeispiel die Angaben von PFI (2012) übernommen.

Für die Gesamtkosten kann somit die für den Standort Braunschweig durchgeführte Kostenschätzung von PFI (2012) von 1,5 Mio. € für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung in Kapitel 9 übernommen werden.

Ebenfalls gemäß PFI (2012) werden diese Gesamtkosten zu 1/3 der Bau- und zu 2/3 der Maschinen- und EMSR-Technik zugeordnet. Im Gegensatz zu den absoluten Kostenangaben weichen die Literaturangaben von dieser Aufteilung teilweise deutlich ab, was auf differierende Anlagenkonzepte und ggf. auch auf die unterschiedliche Zuordnung einzelner Komponenten zur Bau- oder Maschinenteknik zurückzuführen ist. Tendenziell wird der Bautechnik in der Literatur ein höherer Anteil zugewiesen (ISWW 2005, MONTAG 2008, BORMANN ET AL 2009), wodurch sich die Jahreskosten aufgrund der für die Bautechnik längeren Abschreibungszeiträume verringern. Die Aufteilung gemäß PFI (2012) befindet sich somit im Hinblick auf die resultierenden Jahres- bzw. Kapitalkosten eher auf der sicheren Seite.

### **7.1.2 Alternative P-Rückgewinnungsverfahren und -produkte**

Wie bereits in Abschnitt 7.1.1 einleitend dargestellt, wird das bei der Rückgewinnung produzierte MAP in dieser Form nicht im Verbandsgebiet verwendet. Aus diesem Grund wird in den folgenden Abschnitten untersucht, ob die Anlage zur MAP-Fällung auch zur Produktion anderer P-Dünger – idealerweise das im Gebiet vorherrschende DAP – eingesetzt/modifiziert werden kann.

#### **7.1.2.1 Diammoniumphosphat**

DAP wird in der Regel aus Phosphorsäure und gasförmigen Ammoniak hergestellt (BÜCHEL ET AL 1999, MÜLLER (HRSG.) 2000). Im Kontext der Nährstoffrückgewinnung ist die Synthese somit eher über den Weg der Ammoniakstrippung möglich, indem Phosphorsäure anstelle von Schwefelsäure als Waschsäure eingesetzt wird (vgl. Abschnitt 7.2.2). Unter bestimmten Voraussetzungen kann DAP auch durch Fällprozesse hergestellt werden (vgl. MÜLLER ET AL 2005); aktuell finden sich hierzu in der Literatur jedoch keine weiteren Angaben. In diesem Kontext sei auf die gute Wasserlöslichkeit von DAP hingewiesen (RÖMPP 1995), die sich erschwerend auf Fällprozesse auswirken kann.

Die DAP-Fällung kann somit nicht als gängiges Verfahren der Phosphorrückgewinnung angesehen werden, sodass es sich für die Umsetzung auf üblichen Anlagen und somit für die folgenden Betrachtungen nicht anbietet.

#### **7.1.2.2 Fe- und Ca-Phosphate**

Der Einsatz von Calcium oder Eisen zur P-Fällung ist – wie der Betrieb der Simultanfällung in Braunschweig und auf anderen Anlagen zeigt – grundsätzlich möglich. Da die in dieser Form gebundenen Phosphate jedoch nur schlecht pflanzenverfügbar

sind (RÖMER 2006), ist der Einsatz der Fällmittel Ca bzw. Fe im Hinblick auf die vorgesehene landwirtschaftliche Nutzung der Rückgewinnungsprodukte nicht zweckmäßig.

### **7.1.2.3 Kalium-Magnesium-Phosphat**

Nach aktuellem Stand der Forschung erfüllt Kalium-Magnesium-Phosphat (KMP oder „K-Struvit“) als einziges Phosphat neben MAP den Anspruch, über einen Fällprozess herstellbar *und* gleichzeitig gut landwirtschaftlich verwertbar zu sein (XU ET AL 2011). Zur KMP-Produktion eignen sich prinzipiell die gleichen Teilströme wie für die MAP-Fällung; eine vorherige Stickstoffelimination ist jedoch erforderlich, um die – in diesem Fall unerwünschte – Ausfällung von MAP zu unterbinden (WILSENACH ET AL 2007). Auch für die KMP-Produktion kann auf separierten Urin zurückgegriffen werden, da in diesem Kalium bereits in ausreichendem Maße vorhanden ist und analog zur MAP-Fällung nur Magnesium zudosiert werden muss. Parallel zur Bildung von KMP wurde im Labormaßstab u.a. die Ausfällung natriumhaltiger Phosphatverbindungen beobachtet (XU ET AL 2011).

Unter bestimmten Rahmenbedingungen kann die Fällung von KMP eine sinnvolle Alternative zur MAP-Fällung darstellen, vor allem wenn das Behandlungsziel auch die Entfernung von Kalium beinhaltet und gleichzeitig ein Bedarf für kaliumhaltige Rückgewinnungsprodukte besteht (XU ET AL 2001, 2012). Gegen den Einsatz auf dem Klärwerk Steinhof sprechen jedoch die gänzlich fehlenden großtechnischen Erfahrungen sowie die fehlenden Erfahrungen mit realem Zentrat- bzw. Abwasser. Ebenso wie MAP wird auch KMP aktuell nicht im Verbandsgebiet verwendet, sodass die Produktion von KMP im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzung keinerlei Vorteile böte.

Es ist somit grundsätzlich möglich, alternative Phosphor-Rückgewinnungsprodukte zu produzieren. In Anbetracht des fehlenden landwirtschaftlichen Bedarfs und fehlender großtechnischer Erfahrungen sind die diskutierten Optionen für das untersuchte Fallbeispiel jedoch als nicht zielführend anzusehen.

## **7.2 Konzeption der Stickstoffrückgewinnung**

### **7.2.1 Ammoniakstrippung mit saurer Wäsche**

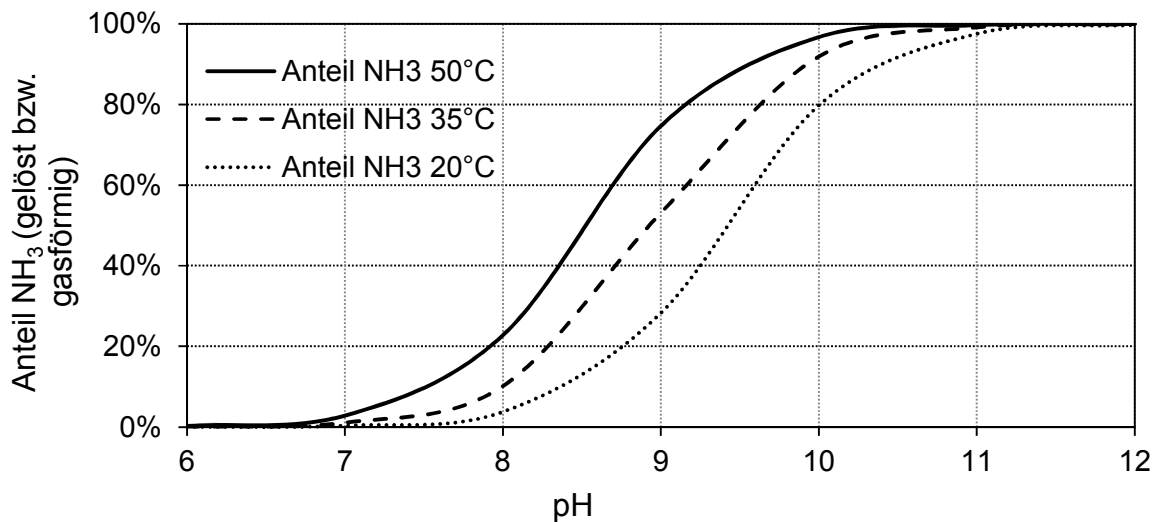
#### **7.2.1.1 Verfahrensbeschreibung**

Die Ammoniakstrippung wird auf Kläranlagen in der Regel zur Behandlung eines hochbelasteten Teilstroms eingesetzt; eine Übersicht über großtechnische Umsetzungen geben beispielsweise JARDIN ET AL (2005). Eine explizite landwirtschaftliche Nutzung des rückgewonnenen Ammoniumsulfats wird nur auf der Anlage in Kloten vorgesehen (LIEBI 2009). Andere Betreiber von Strippanlagen sehen in der Regel ebenfalls eine Nutzung des Ammoniumsulfats vor, die allerdings nicht weiter spezifiziert wird (ATEMIS 2013).

Der grundsätzliche Aufbau einer Ammoniakstrippung ist in allen Fällen gleich: Im ersten Schritt wird das Dissoziationsgleichgewicht  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  in Richtung des gasförmigen Ammoniaks verschoben (RAUTENBACH ET AL 1995). Hierdurch wird die grundsätzliche ‚Stripparbeit‘ des Ammoniaks hergestellt (RAUTENBACH ET AL 1994).

Die Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes kann über eine Alkalisierung und/oder eine Temperaturerhöhung erfolgen. Die Zusammenhänge dieser beiden Stellgrößen sind in Abbildung 18 dargestellt. Der prozentuale Anteil von  $\text{NH}_3$  bei gegebener Temperatur wurde anhand folgender Formel aus RAUTENBACH ET AL (1994) berechnet.

$$\text{NH}_3 - \text{N} = \text{NH}_4 - \text{N} \times \frac{10^{\text{pH}}}{e^{\frac{6344}{273+T}} + 10^{\text{pH}}}$$



**Abbildung 18: Dissoziationsgleichgewicht  $\text{NH}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$  in Abhängigkeit von pH und Temperatur nach RAUTENBACH ET AL (1994)**

Bei Zimmertemperatur (20°C) liegt somit ab etwa einem pH-Wert von 11 das Dissoziationsgleichgewicht von Ammonium/Ammoniak gänzlich auf Seiten des gasförmigen  $\text{NH}_3$ , wodurch eine vollständige Ausstrippung bzw. Rückgewinnung ermöglicht wird. Bei höheren Temperaturen wird dieser Zustand bereits bei niedrigeren pH-Werten erreicht: Bei 35°C ist die vollständige ‚Stripparbeit‘ ab einem pH von etwa 10,5 gegeben; bei 50°C bei einem pH-Wert von etwa 10. Diese Temperaturen entsprechen der angenommenen maximalen Temperatur nach einer mesophilen bzw. thermophilen Faulung und sind somit im Hinblick auf die Auslegung einer  $\text{NH}_3$ -Strippung von besonderer Relevanz.

Durch das Einleiten von Luft (Luftstrippung) oder Wasserdampf (Dampfstrippung) in die Strippkolonne wird das  $\text{NH}_3$  aus dem zu behandelnden Zentratwasser ausgetrieben. Abgesehen von der zuvor erläuterten Beeinflussung der grundsätzlichen ‚Stripparbeit‘ sind höhere Prozesstemperaturen auch in diesem Verfahrensschritt

von Vorteil, da sie sich positiv auf das Phasengleichgewicht und somit den ‚Aufwand‘ auswirken, der für die Strippung des gasförmig vorliegenden  $\text{NH}_3$  betrieben werden muss (RAUTENBACH ET AL 1994). In der Wäscherkolonne wird das ausgestrippte  $\text{NH}_3$  in Schwefelsäure fixiert bzw. im Fall der Dampfstrippung durch Rektifikation als Ammoniakwasser zurückgewonnen (JARDIN ET AL 2005).

Das grundlegende Verfahrensschema einer Ammoniakstrippung ist in Abbildung 19 dargestellt (nach LIEBI 2009, ATEMIS 2013). Dieses bildet die Grundlage der weiteren Betrachtungen zur Stickstoffrückgewinnung. Die Strippung wird im Folgenden als Luftstrippung konzipiert, da eine Dampfstrippung in der Regel nur bei Vorhandensein von überschüssigem Dampf wirtschaftlich betrieben werden kann (JARDIN ET AL 2005). Aufgrund der höheren Verbreitung wird die  $\text{NH}_3$ -Wäsche als Schwefelsäurewäsche konzipiert, zumal das alternativ bei einer Rektifikation produzierte Ammoniak-Starkwasser Probleme bzgl. der Handhabung als Düngemittel aufweist (SOMMER 2001).

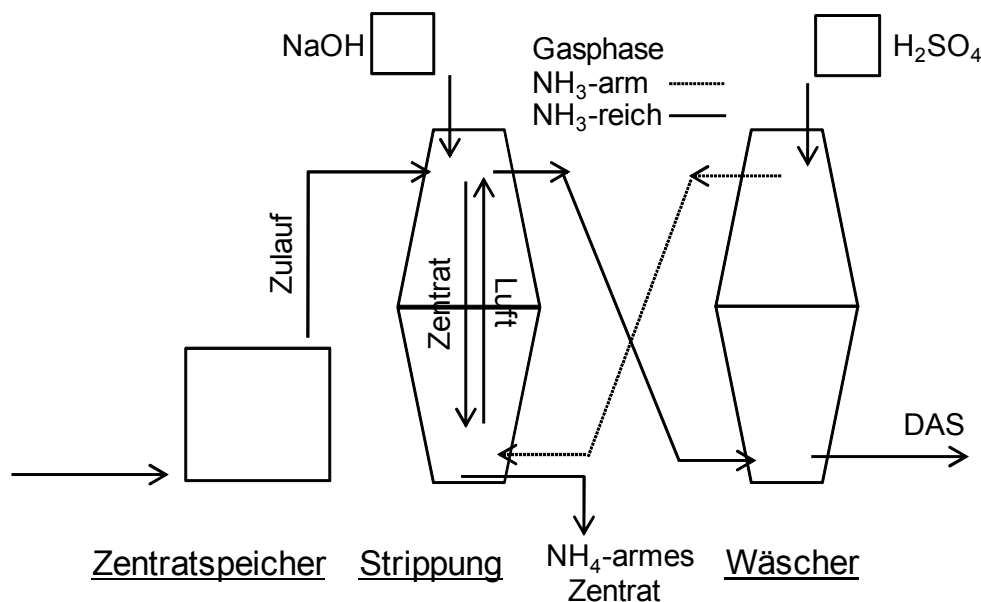


Abbildung 19: Grundsätzlicher Aufbau einer Ammoniakstrippung mit saurer Wäsche nach LIEBI (2009) und ATEMIS (2013)

### 7.2.1.2 Verfahrenskomponenten und Investitionen

Analog zur MAP-Fällung gilt, dass die konkrete Anlagendimensionierung nur durch ein Planungsbüro erfolgen kann. Eine auf einzelne Verfahrenskomponenten bezogene Kostenaufschlüsselung für eine Ammoniakstrippung liegt jedoch weder für den Standort Braunschweig, noch für andere Standorte vor, sodass die folgenden Betrachtungen auf einem pauschalen Ansatz basieren.

Basierend auf Richtpreisangeboten verschiedener Firmen schätzt PFI (2012) die Kosten für eine Ammoniakstrippung in Braunschweig mit 2,5 Mio. € ab. GRÖMPING & SEYFRIED (2003) setzen für eine Anlage der gleichen Größenordnung – allerdings für



das Preisniveau von 2003 – Kosten von etwa 1,5 Mio. € an. Mit Zahlen von DESTATIS (2013A) auf das heutige Preisniveau hochgerechnet, entspricht dies knapp 2 Mio. €.

Weitere Kostenbetrachtungen liegen nur für deutlich kleinere Anlagen vor. Nach LIEBI (2009) betragen die Investitionen für die Anlage in Kloten (90.000 EW, ca. 5 m<sup>3</sup>/h) 1,1 Mio. Schweizer Franken; bei einem damals aktuellen Umrechnungskurs von etwa 1:1,5 (INDEXMUNDI 2013B) entsprechend etwa 730.000 €. Auf die etwa 4-fache Größe des KWS hochgerechnet und unter Berücksichtigung der Kostendegression bei großen Anlagen (berechnet nach GÜNTHERT & REICHERTER 2001) betragen die Kosten überschlägig 2,1 Mio. €. RAUTENBACH ET AL (1994) erwähnen Kosten von etwa 1,7 Mio. DM (knapp 900.000 €) für eine Anlage mit einem Durchsatz von 15 m<sup>3</sup>/h. Dies entspricht – nach obigem Ansatz auf die Größe des KWS hochgerechnet und überschlägig extrapoliert auf das aktuelle Preisniveau (DESTATIS 2013A) – aktuell ebenfalls etwa 2-2,5 Mio. €.

Gemäß den Angaben aus der Literatur kann somit ein Kostenrahmen im Bereich von 2 bis 2,5 Mio. € als plausibel angenommen werden. Aufgrund der Aktualität und dem konkreten Bezug zum Standort Braunschweig wird für die weiteren Betrachtungen die Angabe von PFI (2012) übernommen. Gemäß PFI (2012) befindet sich der Kostenansatz von 2,5 Mio. € eher auf der sicheren Seite. Analog zur MAP-Fällung werden die Investitionen zu 33% der Bau- und zu 67% der Maschinen- und EMSR-Technik zugewiesen.

### **7.2.1.3 Betriebliche Aspekte**

Wie im vorherigen Kapitel dargestellt, kann eine Strippung bei unterschiedlichen Temperaturen bzw. pH-Werten betrieben werden. Das für den jeweiligen Standort optimale Zusammenspiel dieser Stellgrößen muss ‚unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten gefunden werden‘ (RAUTENBACH ET AL 1995). Es ist im Wesentlichen von den aktuellen Betriebsmittel- und Energiepreisen sowie der Verfügbarkeit von Energie und Restwärme auf dem Standort abhängig. Aufgrund dieser und anderer Aspekte kann es ‚die [universelle] Strippanlage für ein Abwasserproblem‘ nicht geben (RAUTENBACH ET AL 1994).

Dementsprechend unterschiedlich ist die Betriebsweise der bereits umgesetzten und in der Literatur beschriebenen Anlagen. Die Anlage in Kloten (LIEBI 2009) wird mit einer Temperatur von über 60°C und eher niedrigeren pH-Werten betrieben; die Anlage in Gifhorn (ESEMEN 2012, BAYERLE O.J.) hingegen bei pH 11. Allerdings wird in Gifhorn zusätzlich Restwärme zur Vorerwärmung des Zentrats eingesetzt, um den Strippprozess zu beschleunigen. Die Anlage in Göttingen (beschrieben in ISWW 2005) wurde ebenfalls bei einem pH-Wert von >11 und einer zusätzlichen Erwärmung betrieben, wofür jedoch fossile Energieträger (Erdgas) eingesetzt wurden.

Im Hinblick auf die notwendige Entlastung des Klärwerks und die Düngemittelproduktion wird für den Standort Braunschweig eine maximale Entfernung von NH<sub>4</sub>-N angestrebt. Hierfür wird die Zentratwassertemperatur auf der sicheren Seite mit 20°C an-

gesetzt. Aufgrund des thermophilen Faulbetriebs ist eine eher höhere Zentratwassertemperatur anzunehmen; der Einfluss der vorherigen Zentratwasserbehandlung (Zwischenspeicherung, MAP-Fällung, Entwässerung) auf die Temperatur kann jedoch ohne konkrete Betriebserfahrungen nicht abgeschätzt werden.

Bei einer Zentratwassertemperatur von 20-25°C muss zur quantitativen NH<sub>3</sub>-Ausstrippung ein pH-Wert von über 11 eingestellt werden (Abbildung 18). In Anlehnung an den Betrieb der Anlagen in Göttingen (dargestellt in ISWW 2005) und Gifhorn wird zur Verringerung des ‚Aufwandes‘ der Strippung zusätzlich eine Vorerwärmung auf etwa 55°C vorgesehen. Da aufgrund des wärmeintensiven, thermophilen Faulbetriebs während der winterlichen Entwässerungs- und Rückgewinnungsperiode keine Restwärme aus den BHKWs zur Verfügung steht, muss der Wärmebedarf über externe Wärmequellen gedeckt werden.

### *Berechnungsansätze*

JARDIN ET AL (2005) geben für die Strippung einen mittleren Laugenbedarf von 3,5-4,5 kg 50%-NaOH je kg N an, umgerechnet entsprechend etwa 5-6 kg 40% NaOH je m<sup>3</sup> Zentratwasser. Aktuelle eigene Untersuchungen sowie ältere Literaturangaben (ISWW 2005) ergaben für das Braunschweiger Zentratwasser einen Bedarf von etwa 7-8 kg/m<sup>3</sup>, der durch die Annahmen von PFI (2012) bestätigt wird. Im Hinblick auf die Kostenbetrachtungen wird daher ein Bedarf von 7 kg 40%-Natronlauge je m<sup>3</sup> Zentratwasser angesetzt.

Der Betrieb der Anlage in Göttingen (ISWW 2005) erforderte für die saure Wäsche des ausgestrippten NH<sub>3</sub> einen Schwefelsäureeinsatz von 1,95 L/kg NH<sub>3</sub>-N, der für die folgenden Betrachtungen übernommen wird. Der Wert wird von JARDIN ET AL (2005) bestätigt, die den Bedarf mit 3,8 kg 78%-Lösung je kg N ansetzen, entsprechend etwa 1,8 L/kg einer 96%-Schwefelsäurelösung. BÜTTNER & BÖHLER (2011) geben für die Anlage in Kloten ebenfalls einen Bedarf von etwa 2 L/kg N an.

Der Wärmebedarf der Strippung wird in den verschiedenen Quellen (JARDIN ET AL 2005, ISWW 2005, PFI 2012) in der Größenordnung von 6-10 kWh/m<sup>3</sup> Zentrat, entsprechend etwa 0,6-1,0 m<sup>3</sup> Gas/m<sup>3</sup> Zentrat, angegeben. Da der Laugeneinsatz für einen pH-Wert von 11 berechnet wurde – der für die quantitative Umsetzung von NH<sub>4</sub><sup>+</sup> zu NH<sub>3</sub> bereits ausreicht – wird bzgl. des Wärmebedarfs der niedrigere Wert von 0,6 m<sup>3</sup> Gas/m<sup>3</sup> Zentrat (ISWW 2005) angenommen.

### **7.2.2 Alternative N-Rückgewinnungsverfahren und -produkte**

Da das bei üblichem Betrieb der Stickstoffrückgewinnung produzierte Ammoniumsulfat bisher nicht im Verbandsgebiet verwendet wird, wird im folgenden Abschnitt untersucht, inwiefern die Anlagentechnik zur Produktion anderer Düngemittel eingesetzt werden könnte.

### 7.2.2.1 Diammoniumphosphat

Der Prozess der Ammoniakstrippung bietet grundsätzlich die Möglichkeit, Diammoniumphosphat anstelle von -sulfat herzustellen, indem zur Wäsche Phosphorsäure anstatt Schwefelsäure eingesetzt wird (BÜCHEL ET AL 1999, MÜLLER (HRSG.) 2000). Abgesehen vom veränderten Säureeinsatz sind beide Produktionsprozesse vergleichbar. DAP hat den Vorteil, dass es aktuell bereits zur Phosphordüngung im Verbandsgebiet eingesetzt wird, sodass eine 1:1-Substitution möglich wäre.

Der Einsatz der Strippung zur Deckung des DAP-Bedarfs hätte allerdings den Nachteil, dass für das einzig mögliche Produkt der Phosphorrückgewinnung „MAP“ (vgl. Abschnitt 7.1.2) im Verbandsgebiet keine Verwendungsmöglichkeit mehr bestünde. Darüber hinaus ist der Bedarf an Stickstoff-Einzelnährstoffdüngern im Verbandsgebiet hoch, sodass es wenig zielführend ist, die Stickstoffrückgewinnung zur Produktion eines Phosphor- bzw. NP-Mehrnährstoffdüngers einzusetzen. Insofern wird für das Fallbeispiel von einer DAP-Produktion abgesehen.

### 7.2.2.2 Ammoniak-Starkwasser

Wie bereits erläutert, kann die Rückgewinnung des ausgestrippten  $\text{NH}_3$  anstelle der sauren Wäsche auch über eine Rektifikation (Gegenstromdestillation) erfolgen (JARDIN ET AL 2005). Das hierbei entstehende Ammoniakwasser enthält abgesehen von Stickstoff keine weiteren Nährstoffe und ist somit – im Gegensatz zu dem schwefelhaltigen DAS – ohne Zweifel als Einzelnährstoffdünger anzusehen. Es enthält mit bis zu 18% in etwa die doppelte N-Konzentration wie DAS.

In der landwirtschaftlichen Fachliteratur wird jedoch darauf hingewiesen, dass Starkwasser sowie gasförmiges Ammoniak ‚eine aus technischen Gründen bezüglich ihrer Handhabung im Handel sowie ihrer Anwendung im Betrieb wenig geeignete N-Form‘ darstellen (SOMMER 2001) und sich somit kaum für die direkte Nutzung in der Landwirtschaft anbieten. Die Anwendung darf nur in bestimmten Gebieten durch geschultes Personal erfolgen (CULTAN 2013). Für den Einsatz in der „klassischen“ Landwirtschaft und im Verbandsgebiet ist Starkwasser somit nicht geeignet, zunehmende Verbreitung könnte der Dünger jedoch im Zuge des „Cultan“-Verfahrens (KÜCKE (HRSG.) 2001) erfahren, für das der Stickstoff in der Ammoniumform vorliegen muss.

Ammoniumsulfat ist ebenfalls als günstiger Cultan-Dünger einzustufen (CULTAN 2013) und könnte im theoretischen Fall der Verbreitung des Cultan-Verfahrens im Verbandsgebiet ebenfalls für die Düngung verwendet werden.

### 7.2.2.3 Klassische Stickstoffdünger

Harnstoffhaltige Dünger (Harnstoff, AHL) werden industriell über komplexe Prozesse u.a. unter Verwendung von hohen Drücken und Temperaturen hergestellt (BÜCHEL ET AL 1999, MÜLLER (HRSG.) 2000, EFMA 2000), die dezentral auf kleinen Anlagen nicht wirtschaftlich implementiert werden können. Ammoniumnitrat kann – analog zu Ammoniumsulfat – grundsätzlich über die Wäsche des ausgestrippten Ammoniaks mit

Salpetersäure hergestellt werden. Problematisch ist in diesem Fall jedoch die unter bestimmten Bedingungen mögliche Explosionsgefährlichkeit ammoniumnitrat-haltiger Verbindungen, die eine angepasste Prozessgestaltung und -überwachung sowie ggf. eine weitere Aufbereitung erfordert. Die dezentrale Produktion von ammoniumnitrat-haltigen Düngemitteln ist somit ebenfalls nicht zielführend umsetzbar.

#### **7.2.2.4 Zusammenfassung: Alternative Rückgewinnungsprodukte**

Wie auch die MAP-Fällung kann eine Ammoniakstrippung mit saurer Wäsche grundsätzlich zur Produktion alternativer Düngemittelformen eingesetzt werden, wofür bereits großtechnische Erfahrungen vorliegen. Die Produktion von DAP ist jedoch im Hinblick auf den landwirtschaftlichen Bedarf im Verbandsgebiet nicht zielführend und erfordert zudem den Einsatz des kostenintensiven Betriebsmittels Phosphorsäure. Einen entsprechenden landwirtschaftlichen Bedarf vorausgesetzt, kann die Produktion von DAP jedoch eine Alternative zur DAS-Produktion darstellen, wobei insbesondere wirtschaftliche Aspekte beachtet werden müssen.

Ist der Bedarf für Cultan-Dünger gegeben, kann die Strippung theoretisch auch zur Produktion von Ammoniak-Starkwasser eingesetzt werden. Im Gegensatz zur Ausfällung von MAP bzw. DAP erfordert dies eine deutliche Änderung der Verfahrenstechnik und Erfahrungen in der Handhabung von Starkwasser. Als Alternative zur DAS-Produktion ist das Verfahren für den Standort Braunschweig somit nicht geeignet. Für andere Standorte – Bedarf und Erfahrung vorausgesetzt – kann die Produktion von Starkwasser eine Alternative darstellen; in diesem Fall sollte die Verfahrenstechnik jedoch vollständig auf die Rektifikation umgestellt werden.

### **7.3 Düngemittelaufbereitung und Speicherung**

#### **7.3.1 Magnesium-Ammonium-Phosphat**

Im Rahmen der in Abschnitt 7.1.1.1 betrachteten Verfahrenskette wird zur Entwässerung des MAP eine Zentrifuge eingesetzt, sodass der Dünger als entwässertes Produkt anfällt. GIESEN ET AL (2005) geben das erreichbare Entwässerungsergebnis mit 15-40% Trockenrückstand (TR) an; beim Seaborne-Verfahren wird großtechnisch ein Ergebnis im Bereich von 25-45% TR erreicht (BAYERLE O.J.; ESEMEN 2012). Wenn gleich nach einer in MONTAG (2008) zitierten Studie der Nalva Umwelttechnik bei vergleichbaren TR-Gehalten die Lagerfähigkeit bereits gegeben ist, wird für das Fallbeispiel eine zusätzliche Trocknung vorgesehen. Durch diese kann der für die Lagerfähigkeit notwendige TR sicher erreicht werden; zudem wirkt sich ein höherer TR positiv auf die Handhabbarkeit und die Streufähigkeit aus.

Zur Trocknung von MAP und vergleichbaren Stoffen werden unterschiedliche Verfahren eingesetzt (Übersichten in PINNEKAMP (HRSG.) 2007 und HERRMANN 2009); detaillierte Informationen zu Auslegung, Betrieb und Effizienz sind jedoch noch nicht verfügbar. Für MAP wird grundsätzlich eine Trocknungstemperatur von maximal 40°C empfohlen, da bei höheren Temperaturen die Freisetzung von Kristallwasser und

Ammoniak einsetzt (SCHULZE-RETTMER & YAWARI 1998). Für das Fallbeispiel wird daher eine Lufttrocknung vorgesehen. Hierfür kann, in Anbetracht der eher geringen Produktionsmengen von täglich etwa 870 kg Trockenmasse MAP sowie einer erforderlichen Trocknungsdauer von nur wenigen Tagen (SANIRESCH 2013), von einem in Bezug auf die Kosten geringen Aufwand ausgegangen werden. Für eine grundlegende Abschätzung werden in Anlehnung an die Ausführungen von MONTAG (2008) für die MAP-Trocknung pauschal ein Invest von 15.000 € und jährliche Betriebskosten von 3.000 € angesetzt. Der Autor bezieht sich auf eine Anlage vergleichbarer Jahresleistung, sieht zur Trocknung allerdings eine Beutelfilteranlage vor.

Da sich der Produktions- und der Nutzungszeitraum des MAP nur wenig überschneiden, muss das innerhalb des Entwässerungszeitraumes produzierte MAP (152 t/a) grundsätzlich gespeichert werden. Die exakte Prognose des tatsächlichen Speicherbedarfs ist nicht möglich, da dieser u.a. von den konkreten Nutzungs- und Substitutionskonzepten sowie dem Verhalten der Landwirte abhängig ist. Im Sinne eines konservativen Ansatzes wird davon ausgegangen, dass die Jahresproduktion vollständig beim Produzenten – dem Klärwerk – gespeichert werden muss. Das Speichervolumen ist wesentlich von der Schüttdichte des MAP abhängig, zu der jedoch keine genauen Informationen vorliegen. STUMPF (2007) gibt für das im Rahmen des Airprex®-Verfahrens gewonnene MAP eine Dichte von  $1,33 \text{ g/cm}^3$  an; die Dichte reiner MAP-Kristalle wird u.a. in HERRMANN (2009) mit  $1,7 \text{ g/cm}^3$  angegeben. Da Korngrößenpektrum und Restwassergehalt des zurückgewonnenen MAP nicht bekannt sind, wird die Schüttdichte auf der sicheren Seite mit  $1 \text{ g/cm}^3$  angesetzt. Somit ist zur Speicherung der Jahresproduktion MAP ein Volumen von  $152 \text{ m}^3$  erforderlich; die Investitionen betragen bei spezifischen Kosten von  $255 \text{ €/m}^3$  (vgl. Abschnitt 7.1.1.2) somit 38.760 €.

### **7.3.2 Ammoniumsulfat**

Ammoniumsulfat fällt bereits als Lösung an und bedarf somit keiner weiteren Aufbereitung. Zur Speicherung der Jahresproduktion von 1.110 t ist bei einer Dichte von etwa  $1,22 \text{ g/cm}^3$  (NKWM 2009) ein Speichervolumen von etwa  $910 \text{ m}^3$  erforderlich. Gemäß obigem Ansatz betragen die Investitionen hierfür 232.000 €.

Wie bereits in Abschnitt 3.2.2.2 erläutert, wird der pH-Wert von schwefelsaurem Ammoniak bzw. Ammoniumsulfat je nach Herkunft sehr unterschiedlich mit pH 3-7 angegeben. Der pH-Wert kann jedoch bei großtechnisch umgesetzten Strippverfahren durch den Ammoniak eintrag in die Waschkolonnen gezielt gesteuert werden, sodass – wie beispielsweise auf der Anlage in Göttingen (ISWW 2005) – gezielt ein pH-Wert von etwa 7 eingestellt werden kann.

Eine Lösung mit pH 7 ist hinsichtlich der versauernden Wirkung bzw. möglicher Ättschäden unbedenklich, sodass für die landwirtschaftliche Nutzung des produzierten DAS keine zusätzliche pH-Wert-Korrektur des Produktes erforderlich ist.

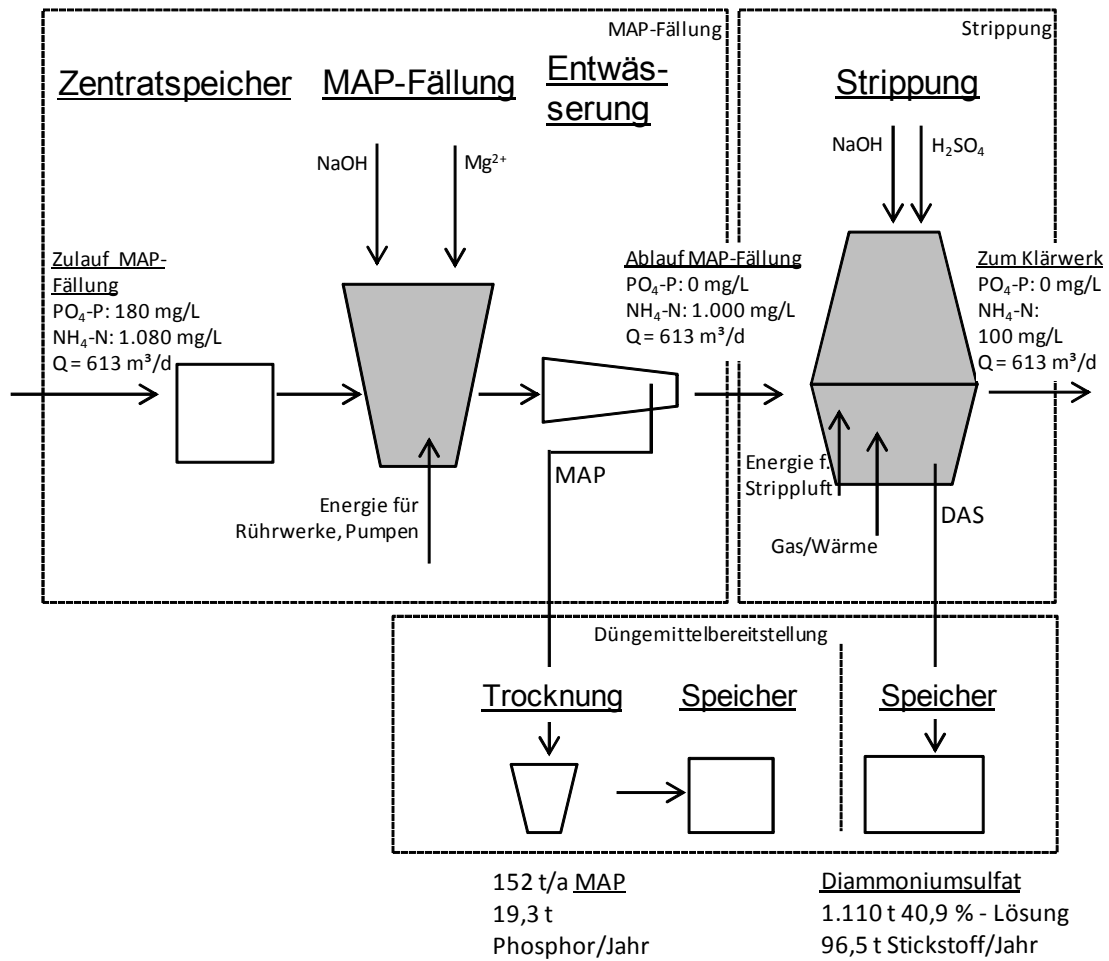
#### **7.4 Zusammenfassung: Nährstoffrückgewinnung am Fallbeispiel Braunschweig**

In den vorherigen Kapiteln wurden eine MAP-Fällung und eine Ammoniakstrippung mit anschließender saurer Wäsche für den Einsatz am Standort Braunschweig konzipiert. Da die in Kapitel 6 erläuterten Eingangsdaten der Anlagenbemessung im üblichen Rahmen liegen, können die Ergebnisse gut auf eine Kläranlage vergleichbarer Größenordnung übertragen werden. Es ist allerdings davon auszugehen, dass die Anlagen im Regelfall ganzjährig betrieben werden, was jedoch keine Auswirkung auf deren Dimensionierung hat (vgl. Kapitel 10). Lediglich im Bereich der Düngemittelaufbereitung ist eventuell ein größeres Speichervolumen notwendig, das im Hinblick auf die Kosten als vernachlässigbar angesehen werden kann. Die Übertragung der Ergebnisse auf größere Anlagen („Scale up“) erfolgt in Abschnitt 12.3.

Es wurde ebenfalls untersucht, inwiefern die grundlegende Anlagentechnik zur Produktion alternativer Düngemittel modifiziert werden könnte. Wie die Abschnitte 7.1.2 und 7.2.2 zeigen, ist dies für das Fallbeispiel Braunschweig grundsätzlich möglich, jedoch nicht als zielführend anzusehen. Produktion, Speicherung und Nutzung von MAP und Diammoniumsulfat stellen somit die Grundlage aller weiteren Betrachtungen dar.

In Abbildung 20 ist die gesamte Anlage zur Nährstoffrückgewinnung und -bereitstellung einschließlich der wesentlichen Betriebsmittel schematisch dargestellt. Die gestrichelte Umrandung kennzeichnet die Grenzen der einzelnen Systemkomponenten. Im Hinblick auf die in Kapitel 9 folgende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ermöglicht diese Unterteilung die Zuordnung von Investitionen und Betriebskosten zu einer bestimmten Systemkomponente und somit den Vergleich mit anderen, abweichend konzipierten Rückgewinnungsanlagen.

Die Düngemittelbereitstellung wurde als separates Teilsystem aufgefasst, wodurch der zusätzlich zur eigentlichen Nährstoffrückgewinnung für die landwirtschaftliche Verwertung notwendige Mehraufwand beziffert werden kann. Die Entwässerung des MAP wurde der Komponente „MAP-Fällung“ zugeordnet, da die Entwässerung des Rückgewinnungsproduktes unabhängig von der landwirtschaftlichen Verwertung erforderlich ist. Im Vergleich zu den Gesamtkosten sind die Investitionen zur Bereitstellung der Düngemittel jedoch gering.



**Abbildung 20: Schematische Darstellung der Anlagentechnik zur Nährstoffrückgewinnung und Düngemittelbereitstellung auf dem Klärwerk Steinhof**

## 8 Einsatz der Sekundärrohstoffdünger und Substitutionskonzepte

### 8.1 Substitution eines Phosphordüngers durch MAP

#### 8.1.1 Einsatzbereich des Sekundärrohstoffdüngers

Zur Phosphordüngung wird im Verbandsgebiet fast ausschließlich Diammoniumphosphat (DAP) verwendet; andere Düngemittelformen werden nur in vernachlässigbaren Mengen eingesetzt bzw. sind – wie bspw. Gärreste – im Hinblick auf die Substitution nicht von Interesse. Die untersuchten Substitutionskonzepte beschränken sich somit auf den Mineraldünger DAP.

Der Einsatz von DAP ist weitgehend auf die Unterfußdüngung von Mais und somit auf *eine* Düngegabe/Jahr beschränkt. Mais kann sich im Jugendstadium nur schlecht Phosphor aus dem Boden aneignen und ist daher auf eine externe P-Quelle angewiesen (LWKNRW 2012). Die Substitution von DAP durch MAP muss somit primär auf den Wirkstoff Phosphor ausgerichtet werden. Da sich die Stickstoffkonzentrationen von DAP und MAP unterscheiden und MAP im Gegensatz zu DAP zusätzlich den Nährstoff Magnesium enthält, wirkt sich eine auf Phosphor ausgerichtete Substitution zwangsweise auf die Nährstoffversorgung insgesamt aus. Hierauf wird in Abschnitt 8.2.3.2 eingegangen.

Wie bereits in Kapitel 5 geschlussfolgert, sind die Düngemittel DAP und MAP hinsichtlich ihrer Phosphorbereitstellung vergleichbar. Sie können somit gleichermaßen für das angestrebte Düngeziel „Bereitstellung von Phosphor“ eingesetzt werden. Aufgrund der geringeren  $P_2O_5$ -Gehalte des MAP muss hierfür im Vergleich zu DAP eine größere Düngemenge aufgebracht werden (vgl. Abschnitt 8.1.2). Hinsichtlich der physikalischen Produktqualität muss der Substitutionsdünger für den angedachten Einsatz zur Unterfußdüngung v.a. streu- und rieselfähig sein (AVBS o.J.). Es ist davon auszugehen, dass getrocknetes MAP diese Eigenschaft erfüllt und somit auch bezüglich der physikalischen Produkteigenschaften als Substitutionsdünger eingesetzt werden kann.

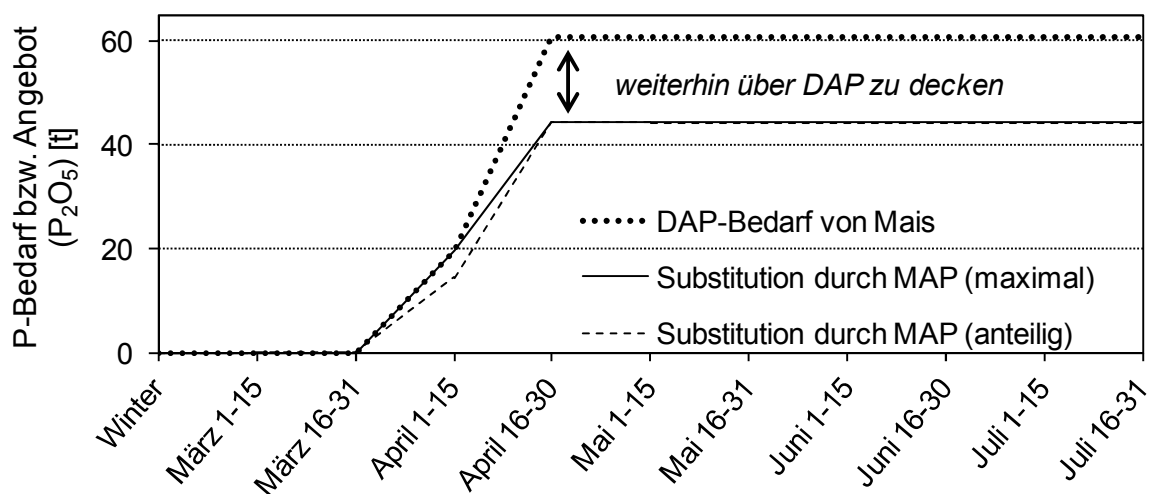
Bei einem 175-tägigen Betrieb der Phosphorrückgewinnungsanlage stehen jährlich 152 t MAP zur Verfügung, entsprechend 19,3 t P bzw. 44,3 t  $P_2O_5$  (vgl. Abschnitt 6.3.4). Der DAP-Bedarf aller Maisflächen des Verbandsgebietes beträgt im Jahr insgesamt 60 t  $P_2O_5$ , sodass das produzierte MAP vollständig und ausschließlich zur Düngung von Mais eingesetzt werden kann. In diesem Fall können rund 75% des eingesetzten DAP durch MAP substituiert werden. Ein jährlicher Bedarf von 15 t  $P_2O_5$  muss weiterhin über DAP oder einen anderen P-Dünger gedeckt werden.

In Abbildung 21 sind für das Gesamtgebiet beispielhaft zwei Optionen dargestellt, wie MAP zur Deckung des DAP-Bedarfs von Mais eingesetzt werden könnte. Die Option „anteilig“ geht davon aus, dass jeder Landwirt anteilig 75% seines DAP-Einsatzes durch MAP substituiert. Dementsprechend muss während der gesamten Düngeperiode 25% des P-Bedarfs weiterhin durch DAP gedeckt werden. Um die An-



zahl der Düngegaben nicht zu erhöhen, ist die Mischung der beiden Düngemittel und eine gemeinsame Ausbringung empfehlenswert.

Bei der Option „maximal“ wird das zur Verfügung stehende MAP mit Beginn der Düngeperiode zur *vollständigen* Substitution des DAP eingesetzt. Bedarfs- und Substitutionskurve sind somit anfänglich deckungsgleich. Sind die MAP-Vorräte des Klärwerks erschöpft, muss der restliche P-Bedarf zu 100% über DAP gedeckt werden. Bei dieser Vorgehensweise könnte die Mehrzahl der Landwirte die Unterfußdüngung vollständig auf MAP umstellen; ein Teil müsste allerdings weiterhin auf DAP zurückgreifen.



**Abbildung 21: Substitution von DAP durch MAP, bezogen auf den DAP-Phosphorbedarf der Maisflächen des Verbandsgebietes**

Abbildung 21 stellt beispielhaft zwei grundlegend verschiedene Möglichkeiten dar, den Sekundärrohstoffdünger MAP zur Substitution von DAP einzusetzen. Auf Detail- bzw. Schlagebene sowie in Abhängigkeit von ökonomischen Rahmenbedingungen (Preis und Akzeptanz des SRD) ist eine Vielzahl weiterer Substitutions- und Verteilungskonzepte denkbar, die jeweils mit den Landwirten abgestimmt werden müssen. Dies *kann* sich auf den Preis des Sekundärrohstoffdüngers auswirken, beispielsweise wenn die Nachfrage bei gegebener Limitierung des Angebotes stetig steigt oder wenn MAP aufgrund des Magnesiumgehaltes als „Spezialdünger“ nachgefragt wird. Für die Bewertung der wirtschaftlichen Auswirkungen der Substitution wird im Folgenden davon ausgegangen, dass gemäß der Variante „maximal“ *eine* DAP-Gabe vollständig durch MAP ersetzt wird (Abbildung 21).

### 8.1.2 Ausbringung des Substitutionsdüngers

Zur Gewährleistung der gleichen Phosphorzufuhr je Flächeneinheit muss aufgrund der im Vergleich zu DAP geringeren Nährstoffgehalte eine größere Menge MAP aufgebracht werden. Die durchschnittliche Höhe einer Phosphorgabe beträgt nach Daten des Abwasserverbandes Braunschweig (AVBS 2009A und 2010) im Mittel 68 kg

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha; bei einem P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt von 46% entsprechend einer DAP-Ausbringung von 148 kg/ha. Die zur Substitution erforderliche MAP-Menge beträgt bei einem P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt von 29% 235 kg/ha. Tabelle 25 fasst die wesentlichen Aspekte der Substitution zusammen.

**Tabelle 25: Zusammenfassung der Substitution einer DAP-Gabe durch MAP**

P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -Bedarf für Unterfußdüngung Mais (Ø)	Entsprechende DAP-Menge	Entsprechende MAP-Menge	Anzahl Düngegaben
68 kg/ha*	148 kg/ha	235 kg/ha	1*

*\*im Gegensatz zu dieser Darstellung weist Tabelle 16 alle P-Düngemaßnahmen für Mais aus, sodass die dort angegebenen Mittelwerte höher sind. Die für die Substitution relevante Unterfußdüngung ist hingegen in allen Fällen auf 1 Düngegabe von im Mittel 68 kg/ha (mit sehr geringen Abweichungen) beschränkt.*

Durch die Substitution entstehen somit höhere Ausbringungskosten, die anhand des KTBL-Feldarbeitsrechners abgeschätzt wurden (KTBL 2013). Mittels dieses Tools können die Maschinenkosten für landwirtschaftliche Arbeitsverfahren u.a. in Abhängigkeit von der Ausbringungsmenge, der Transportentfernung und der Schlaggröße ermittelt werden. Die errechneten Kosten beinhalten die Abschreibungen für die Maschinen, die Reparatur- sowie die Betriebsmittelkosten, im Wesentlichen Treibstoff. Darüber hinaus wird der Arbeitsaufwand in h/ha ausgewiesen. Mit einem Lohnkostenansatz von 20 €/h wurde der Arbeitsaufwand auf hektarspezifische Lohnkosten in €/ha umgerechnet.

Die Ausbringung eines Unterfußdüngers erfolgt parallel zur Drillsaat von Mais und ist somit nicht als separates Verfahren in der KTBL-Datenbank hinterlegt. Angesichts des ohnehin kostenintensiven Saatprozesses ist es fraglich, ob die erhöhte Düngemenge überhaupt einen (merklichen) Einfluss auf das Arbeitsverfahren hat. Um dennoch eine Abschätzung vornehmen zu können wurde die Annahme getroffen, dass DAP bzw. MAP unabhängig von der Drillsaat mittels Schleuderstreuer ausgebracht wird.

Tabelle 26 fasst die Ergebnisse für das betrachtete Substitutionskonzept zusammen. Als Schlaggröße wurden 10 ha angesetzt, was einer im Verbandsgebiet gängigen Größe entspricht. Die Agrardieselskosten wurden mit 1,20 €/L angenommen.

Durch die Substitution einer Gabe DAP durch MAP entstehen somit zusätzliche Kosten von 1,57 €/ha bzw. 1,57 € für die Ausbringung von 240 kg MAP. Dies entspricht 6,54 € je t zur Substitution eingesetztem MAP. Angesichts der geringen Kosten ist es akzeptabel, dass für die Berechnung verallgemeinernde Annahmen getroffen werden mussten. Weitere Anwendungen der KTBL-Datenbank für andere Schlaggrößen und Wegeentfernungen zeigen, dass die Ausbringungskosten hierdurch nur in geringem Maße beeinflusst werden.

**Tabelle 26: Einfluss der Düngemittelsubstitution auf die Ausbringungskosten**

Vorgang	Maschinenkosten	Lohnkosten	Gesamtkosten
DAP-Ausbringung* 140 kg/ha***	2,64 €/ha	1,40 €/ha	4,04 €/ha
MAP-Ausbringung** 240 kg/ha***	3,61 €/ha	2,00 €/ha	5,61 €/ha
Zusatzkosten der Substitution	0,97 €/ha	0,60 €/ha	<b>1,57 €/ha</b>

*\*Annahme: Hof-Feld-Entfernung 10 km \*\*Annahme: Hof-Feld-Entfernung 20 km, da Abholung auf Klärwerk \*\*\*Zur Anwendung des KTBL-Feldarbeitsrechners mussten die Düngemengen leicht gerundet werden*

### 8.1.3 Weitere Auswirkungen der Substitution

#### 8.1.3.1 Veränderung des Boden-pH

Die Ausbringung mineralischer Düngemittel wirkt sich auf den pH-Wert des Bodens aus. Allgemein gilt, dass kalkhaltige Düngemittel zu einer Erhöhung des pH-Wertes führen; schwefel-, harnstoff- und ammoniumhaltige hingegen zu einer pH-Absenkung und somit zu einer Versauerung (Gisi 1997). Aufgrund des in der Regel großen Einsatzes versauernd wirkender Stickstoffdüngemittel ist vor allem die mögliche pH-Wert-Absenkung zu beachten. Diese muss üblicherweise durch Gegenmaßnahmen (Kalkung) kompensiert werden. Für Düngemittel wird daher in der Regel der Kalkwert bzw. die Kalkzehrung in Bezug auf die zugeführte Stickstoffmenge angegeben (LWK NRW 2011).

Zentraler Prozess der Versauerung ist die Oxidation von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) im Boden. Das zur Unterfußdüngung eingesetzte Diammoniumphosphat wirkt somit ebenfalls kalkzehrend; die zur Kompensation der versauernden Wirkung notwendige Kalkmenge wird mit 238 kg CaO je 100 kg Stickstoff angegeben (DLG 2006). MAP enthält deutlich geringere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen, sodass die Kalkzehrung durch die Ammoniumoxidation bei gleicher Phosphorzufuhr geringer ist. Aufgrund der bisher geringen Verbreitung von MAP gibt es noch keinen Richt- bzw. Rechenwert für die Kalkzehrung dieses Düngers. Eine theoretische Berechnung bzw. Prognose der Kalkzehrung von MAP kann ebenfalls nicht vorgenommen werden, da der Boden-pH-Wert nicht alleine durch die Stickstoffumsetzung, sondern durch eine Vielzahl weiterer, düngemittel- und standortspezifischer Faktoren beeinflusst wird (Trott 2008).

Für die weiteren Betrachtungen wird daher davon ausgegangen, dass sich die Substitution weder positiv noch negativ auf den Kalkbedarf auswirkt und somit diesbezüglich keine zusätzlichen Kosten/Erlöse entstehen.

### 8.1.3.2 Auswirkungen der Substitution auf sonstige Nährstoffe

MAP enthält im Vergleich zu DAP nur etwa 1/3 des Stickstoffes, sodass durch die Substitution eine grundsätzliche Beeinflussung der Stickstoffbilanz gegeben ist. Der „Verlust“ wird jedoch durch die notwendigerweise höhere Ausbringungsmenge zumindest teilweise wieder ausgeglichen. Die Veränderungen der Stickstoffbilanz sind in Tabelle 27 zusammengefasst.

**Tabelle 27: Einfluss der Substitution auf die Stickstoffbilanz**

Düngemittel und N-Gehalt	Für das Düngeziel (68 kg/ha P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) erforderliche Ausbringungsmenge	Hiermit verbundene N-Zufuhr
DAP (18% N)	148 kg/ha DAP	27 kg/ha
MAP (6% N)	235 kg/ha MAP	14 kg/ha

Durch die Substitution entsteht somit ein N-Defizit von 13 kg/ha bzw. von rund 60 kg je Tonne eingesetztem Substitutionsdünger. Das Stickstoffdefizit muss durch andere Düngemittel kompensiert werden. Bei einem Reinnährstoffpreis von aktuell (April 2013) knapp 1 €/kg N entstehen durch die Substitution somit rechnerische Folgekosten von etwa 60 €/t MAP. Der Reinnährstoffpreis wurde auf der Basis verschiedener Düngemittel errechnet, als Quellen wurden u.a. aktuelle Angaben von VHE und INDEXMUNDI verwendet.

Allerdings wird durch die Substitution zusätzlich Magnesium auf die Flächen aufgebracht, das von den Pflanzen als Nährstoff verwendet werden kann. Die LFL (2007) weist darauf hin, dass der Magnesiumbedarf von Mais generell eher hoch ist. Auch die Landwirte des Verbandsgebietes haben bestätigt, dass die zusätzliche Mg-Ausbringung als günstig einzustufen ist (AVBS o.J.). Die spiegelt sich jedoch nicht in der aktuellen Düngepraxis wider; gemäß den vorliegenden Daten wird nur auf einem Teil der Flächen überhaupt eine Magnesiumdüngung vorgenommen (AVBS 2009B und 2010). Sofern schlagspezifisch eine Mg-Zufuhr erfolgt, werden hierfür MgO-angereicherte Mineraldünger wie Kornkali oder NPK-Dünger in der Größenordnung von jährlich 10-20 kg/ha MgO verwendet.

Im Gegensatz zum Nährstoff „Stickstoff“ kann somit für den Nährstoff „Magnesium“ keine allgemeingültige Aussage getroffen werden, inwiefern durch die Substitution der Mg-Kreislauf beeinflusst wird und ob durch die Ausbringung von MAP an anderer Stelle Mg-Düngemittel eingespart werden können. Angesichts der oben angegebenen Größenordnung der üblichen Magnesiumdüngung im Verbandsgebiet wird die Annahme getroffen, dass maximal 15 kg mineralisches MgO durch das im MAP enthaltene Magnesium substituiert und somit monetär angerechnet werden können. Tabelle 28 zeigt, dass die tatsächliche MgO-Zufuhr durch MAP über doppelt so hoch ist. Die rechnerischen Überschüsse können nicht (monetär) angerechnet werden.

**Tabelle 28: Einfluss der Substitution auf die Magnesiumbilanz**

Düngemittel und Mg-Gehalt	Für das Düngeziel (68 kg/ha P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) erforderliche Ausbringungsmenge	Hiermit verbundene MgO-Zufuhr
DAP (0% MgO)	148 kg/ha DAP	-
MAP (16% MgO)	235 kg/ha MAP	37 kg/ha*

*\*hiervon 15 kg/ha anrechenbar*

Da Mg fast ausschließlich als „Spurennährstoff“ in Mehrkomponentendüngern gehandelt wird und die Datengrundlage diesbezüglich sehr gering ist, können die im vorherigen Absatz verwendeten Quellen nicht für eine belastbare Abschätzung des Reinnährstoffpreises von Magnesium herangezogen werden. Basierend auf dem Preis industrieller Mg-Salze wie Mg(OH)<sub>2</sub> oder MgCl<sub>2</sub> kann der Preis von 1 t Reinnährstoff aktuell mit 1.100 – 1.500 €/t angesetzt werden (u.a. in ESEMEN 2012, PFI 2012). Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird der Mg-Preis mit 1.100 €/t bzw. 1,1 €/kg angesetzt, entsprechend etwa 0,66 €/kg MgO.

Bei einer Anrechnung von 15 kg/ha MgO – entsprechend etwa 64 kg/t MAP – können somit durch die Substitution von DAP durch MAP an anderer Stelle 42 € je t eingesetztem Substitutionsdünger eingespart werden.

#### **8.1.4 Preis des Substitutionsdüngers**

Grundsätzlich kann für den Substitutionsdünger – bezogen auf das Düngeziel bzw. den Zielnährstoff – der gleiche Preis wie für den aktuell verwendeten Mineraldünger angesetzt werden. Gemäß VHE (2013) beträgt der Preis für DAP mit einem P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt von 46% auf dem regionalen Markt rund 500 €/t (Stand: Feb./Mrz. 2013). Bezogen auf den Nährstoff Phosphor ergibt sich somit für MAP (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>=29%) ein Preis bzw. Wert von 315 €/t. Mit diesem Preis müssen die in den vorherigen Abschnitten diskutierten Mehrkosten bzw. Gutschriften verrechnet werden. Tabelle 29 fasst die Ergebnisse zusammen.

Unter Berücksichtigung aller Folgeeffekte der Substitution kann somit der Wert von MAP mit 290 €/t angesetzt werden. Sind die Landwirte bereit, diesen Preis zu zahlen, ergeben sich durch die Substitution keine ökonomischen Vor- bzw. Nachteile gegenüber einer Mineraldüngung. In Anbetracht der Neuartigkeit des Düngemittels MAP ist davon auszugehen, dass dieser Preis insbesondere in den ersten Jahren nicht erzielt werden kann. Hierauf wird in Abschnitt 9.5 eingegangen.

**Tabelle 29: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von DAP durch MAP**

Posten	
Rechnerischer Wert von MAP (bezogen auf den Nährstoff P)	315 €/t (02/2013; VHE 2013)
Erhöhte Ausbringungskosten (Abschn. 8.1.2)	- 6,50 €/t
Mehrkosten für N-Düngung (Abschn. 8.1.3.2)	- 60 €/t
Erlöse/Anrechnung von Mg (Abschn. 8.1.3.2)	42 €/t
Summe: Wert von MAP unter Berücksichtigung der Mehrkosten und Gutschriften („Substitutionswert“)	<b>290,5 €/t</b>

## 8.2 Substitution eines Stickstoffdüngers durch Diammoniumsulfat

### 8.2.1 Einsatzbereich des Sekundärrohstoffdüngers

Zur Stickstoffdüngung werden im Verbandsgebiet fast ausschließlich Einzelnährstoffdünger verwendet, sodass die Substitution zweifelsfrei auf den Nährstoff Stickstoff ausgerichtet werden kann und muss. Im Gegensatz zur Phosphordüngung kommen hierfür verschiedene Düngemittelformen zum Einsatz. In Tabelle 30 sind die drei wichtigsten, im Verbandsgebiet verwendeten Stickstoffdünger aufgeführt (vgl. Tabelle 17).

**Tabelle 30: Im Verbandsgebiet verwendete Stickstoffdünger sowie deren Anteile am gesamten N-Bedarf der jeweiligen Feldfrucht. Alle Angaben in t Stickstoff pro Jahr, gerundet auf 1 t. Differenz zu 100% = sonstige Düngemittelformen. Datenbasis: AVBS 2009B und 2010**

Feldfrucht	AHL	KAS	Harnstoff
Mais	60 (45%)	13 (9%)	19 (14%)
Winterweizen	77 (91%)	0	0
Zuckerrübe	18 (26%)	16 (23%)	22 (32%)
Winterroggen	25 (100%)	0	0
<b>Summe</b>	<b>180</b>	<b>29</b>	<b>41</b>

Im Gegensatz zu der in Abschnitt 8.1.1 dargestellten Phosphorsubstitution muss die Substitution somit nicht auf *einen* Dünger und *eine* Feldfrucht beschränkt werden. Grundsätzlich kann die jährlich als DAS rückgewonnene Stickstoffmenge von 96,5 t

(Abschnitt 6.3.4) flexibel zur (Teil-)Substitution eines oder mehrerer Düngermittel eingesetzt werden. Auch die Beschränkung auf bestimmte Feldfrüchte ist denkbar.

Im Hinblick auf die spezifischen Eigenschaften der potentiell substituierbaren Mineraldünger ist die Substitution von KAS allerdings wenig zielführend. KAS enthält neben  $\text{NO}_3^-$ - und  $\text{NH}_4^-$ -Stickstoff auch Calcium und ist demnach bzgl. der Bodenversauerung als günstig einzustufen (DLG 2006). Die Substitution durch den stark versauernden Stickstoffdünger DAS, der zudem ausschließlich  $\text{NH}_4^-$ -Stickstoff enthält, hätte somit massive Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt und den Boden-pH. Darüber hinaus müsste die Ausbringtechnik von Feststoff- auf Flüssigdüngung umgestellt werden.

Aus dem gleichen Grund bietet sich auch Harnstoff nicht für die Substitution an, zumal die Stickstoffkonzentrationen von DAS (ca. 8,6% N) deutlich niedriger als von Harnstoff (46% N) sind. Um das gleiche Düngeziel zu erreichen, müsste bei einer Substitution in etwa die 5-fache Menge DAS aufgebracht werden.

Dementsprechend konzentrieren sich die folgenden Substitutionskonzepte auf den Mineraldünger AHL, der ebenfalls in flüssiger Form aufgebracht wird und somit in technischer Hinsicht gut durch DAS ersetzt werden kann. Auch bei diesem Substitutionskonzept müssen aufgrund der geringeren Nährstoffgehalte deutlich größere DAS-Mengen (ca. Faktor 3,5) aufgebracht werden. Inwiefern die unterschiedlichen Stickstoffformen ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^-$  und Harnstoff-Stickstoff in AHL; ausschließlich  $\text{NH}_4^-$ -Stickstoff in DAS) von Relevanz sind, muss im Detail abgestimmt werden. Einige Landwirte sehen die unterschiedlichen Stickstoffformen als gleichwertig an (AVBS o.J.), wobei diese Aussage jedoch nicht pauschal für alle Einsatzzwecke, Randbedingungen und Feldfrüchte getroffen werden kann. Um etwaigen Problemen vorzubeugen, die mit der Änderung der Stickstoffform verbunden sein könnten, wird daher von einer vollständigen Substitution der Stickstoff- bzw. AHL-Düngung durch DAS abgesehen.

Die im Verbandsgebiet angebauten Feldfrüchte weisen keine grundsätzlichen Unterschiede bzgl. ihres Schwefelbedarfs auf (DLG 2012B), sodass diesbezüglich keine Präferenzen oder Einschränkungen für den Einsatz von schwefelhaltigem DAS vorliegen. Standortbedingt ist im Verbandsgebiet eine externe Schwefelzufuhr grundsätzlich notwendig, die jedoch bereits weitgehend über die Verregnung sichergestellt wird. Die Zufuhr mineralischer Schwefeldünger erfolgt nur noch vereinzelt in geringen Mengen (AVBS o.J.). Überschüssig gedüngter Schwefel ist auswaschungsgefährdet; Pflanzenschäden sind jedoch üblicherweise nicht zu erwarten (DLG 2012B).

Basierend auf diesen Überlegungen wird daher für alle Feldfrüchte die Substitution *einer* AHL-Gabe durch DAS vorgesehen. Die durchschnittliche Höhe einer AHL-Gabe ist für die Hauptfeldfrüchte in Tabelle 31 dargestellt. Ebenso ist dargestellt, welche Menge DAS bei der Substitution einer Düngegabe für die jeweilige Feldfrucht jährlich zur Substitution eingesetzt werden muss und welchen Anteil der Substitutionsdünger an der AHL-Düngung einnimmt.

**Tabelle 31: Substitution einer AHL-Gabe durch DAS für die vier wichtigsten Feldfrüchte; eingesetzte DAS-Mengen sowie Anteil des Substitutionsdüngers (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010)**

<b>Feldfrucht und Anbaufläche</b>	<b>Durchschnittliche Höhe einer AHL-Gabe*</b>	<b>DAS-Bedarf bei Substitution einer AHL-Gabe*</b>	<b>Anteil des Substitutionsdüngers am AHL-Bedarf</b>
Mais (889 ha)	57 kg/ha	50,7 t/a	85%
W.-Weizen (500 ha)	43 kg/ha	21,5 t/a	28%
Zuckerrübe (448 ha)	15 kg/ha	6,72 t/a	37%
W.-Roggen (258 ha)	49 kg/ha	12,6 t/a	50%
<b>Summe</b>		<b>91,5 t/a</b>	<b>51%</b>

*\*jeweils bezogen auf Stickstoff, nicht auf die Gesamtmasse des Düngemittels*

Bei der Substitution jeweils einer AHL-Gabe für alle Feldfrüchte werden bezogen auf das Verbandsgebiet insgesamt rund 50% des AHL-Bedarfs durch DAS substituiert. Bei einer jährlichen Bereitstellung von 96,5 t Stickstoff als DAS verbleibt rechnerisch ein Überschuss von 5 t DAS-Stickstoff, der flexibel eingesetzt werden kann.

Aufgrund verschiedener Düngestrategien der AHL-Düngung ergeben sich für die betrachteten Feldfrüchte deutlich unterschiedliche Substitutionsanteile. Bei Mais ist der Einsatz von AHL im Mittel auf eine hohe Düngegabe von durchschnittlich 57 kg/ha beschränkt; demzufolge wird bei der Substitution dieser Düngegabe der Mineraldünger AHL nahezu vollständig (85%) durch DAS ersetzt. Im Gegensatz hierzu erhält Winterweizen im Mittel über 3 und Winterroggen 2 AHL-Gaben, die in Summe annähernd den gesamten N-Bedarf decken (vgl. Tabelle 30). Bei der Substitution einer dieser Düngegaben durch DAS ist die Substitutionsquote entsprechend geringer.

In Abbildung 22 ist am Beispiel von Winterroggen der mögliche zeitliche Verlauf der Substitutionsdüngung dargestellt. In diesem Fall wird der Substitutionsdünger für die frühere der beiden AHL-Gaben im März eingesetzt, spätere Düngegaben werden weiterhin durch AHL gedeckt. Insgesamt können 50% des AHL-Bedarfs substituiert werden.

In Abbildung 23 ist für das Beispiel Winterweizen ein mögliches Substitutionskonzept dargestellt. In diesem Beispiel wird eine AHL-Gabe im April durch DAS ersetzt. Frühere und spätere Düngemaßnahmen werden weiterhin mit AHL durchgeführt. Aufgrund der hohen Anzahl an AHL-Gaben werden bei der Substitution einer Düngegabe nur 28% des gesamten AHL-Bedarfs durch DAS ersetzt.

Wiederum ist anzumerken, dass auf Detail- bzw. Schlagebene sowie in Abhängigkeit von ökonomischen Rahmenbedingungen eine Vielzahl weiterer Substitutions- und



Verteilungskonzepte denkbar sind, die mit den Landwirten abgestimmt werden müssen.

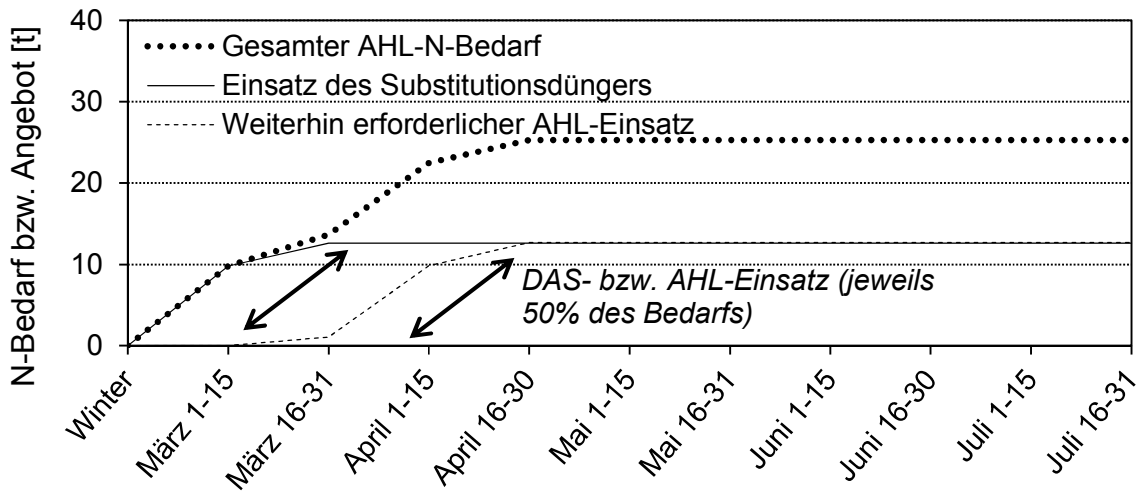


Abbildung 22: Möglicher Einsatz des Substitutionsdüngers DAS für Winterroggen

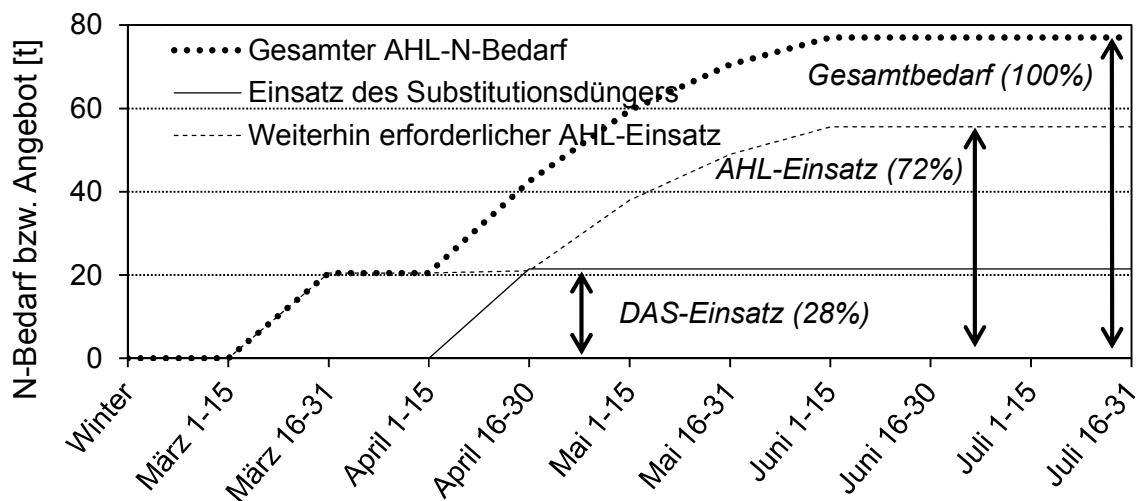


Abbildung 23: Möglicher Einsatz des Substitutionsdüngers DAS für Winterweizen

### 8.2.2 Ausbringung des Substitutionsdüngers

Zur Gewährleistung der gleichen Stickstoffzufuhr muss aufgrund der im Vergleich zu AHL-Lösung geringeren Nährstoffgehalte eine größere Menge des Substitutionsdüngers DAS aufgebracht werden. Bezogen auf das Volumen der Dünge­lösung enthält handelsübliches AHL eine Stickstoffkonzentration von 36%; DAS enthält 10,5% Stickstoff. Die für eine durchschnittliche Dünge­gabe erforderlichen AHL- bzw. DAS-Mengen sind in Tabelle 32 zusammenfassend dargestellt.

**Tabelle 32: Zusammenfassung der Substitution einer AHL-Düngegabe durch DAS für die verschiedenen Feldfrüchte**

Feldfrucht	Durchschn. Höhe einer AHL-Gabe (bezogen auf N)	Entsprechende AHL-Menge (N=36%)*	Entsprechende DAS-Menge (N=10,5%)**
Mais	57 kg/ha	158 L/ha	542 L/ha
W.-Weizen	43 kg/ha	119 L/ha	408 L/ha
Zuckerrübe	15 kg/ha	42 L/ha	144 L/ha
W.-Roggen	49 kg/ha	136 L/ha	466 L/ha

\*das im Verbandsgebiet üblicherweise verwendete AHL enthält (bezogen auf das Volumen der Lösung) 36% N (AVBS 2009B und 2010) \*\*DAS enthält etwa 8,6% N je kg; volumenbezogen entsprechend etwa 10,5% je Liter bei einer Dichte von 1,22 g/L (NKWM 2009)

Durch die Substitution entstehen somit höhere Ausbringungskosten, die analog zur Substitution von DAP (vgl. Abschnitt 8.1.2) anhand des KTBL-Feldarbeitsrechners (KTBL 2013) abgeschätzt wurden. Der Arbeitsschritt „AHL-Ausbringung“ ist in der Datenbank als eigenständiges Verfahren hinterlegt. Die Schlaggröße wurde wiederum mit 10 ha; der Agrardieselpreis mit 1,20 €/L angesetzt. Zur Anwendung des Tools mussten die Düngemengen leicht gerundet werden. Tabelle 33 fasst die Ergebnisse für das betrachtete Substitutionskonzept zusammen.

**Tabelle 33: Einfluss der Düngemittelsubstitution auf die Ausbringungskosten**

Feldfrucht	Vorgang	Maschinenkosten	Lohnkosten	Gesamtkosten
Mais	AHL-Ausbringung* 160 L/ha	6,66 €/ha	2,80 €/ha	9,46 €/ha
	DAS-Ausbringung** 540 L/ha	13,61 €/ha	7,20 €/ha	20,81 €/ha
W.-Weizen	AHL-Ausbringung* 120 L/ha	6,16 €/ha	2,60 €/ha	8,76 €/ha
	DAS-Ausbringung** 400 L/ha	11,25 €/ha	5,80 €/ha	17,05 €/ha
Zuckerrübe	AHL-Ausbringung* 60 L/ha	5,40 €/ha	2,20 €/ha	7,60 €/ha
	DAS-Ausbringung** 140 L/ha	6,96 €/ha	3,20 €/ha	10,16 €/ha

(Tabelle 33 Fortsetzung)

W.-Roggen	AHL-Ausbringung* 140 L/ha	6,41 €/ha	2,60 €/ha	9,01 €/ha
	DAS-Ausbringung** 460 L/ha	12,25 €/ha	6,40 €/ha	18,65 €/ha

\*Annahme: Hof-Feld-Entfernung 10 km \*\*Annahme: Hof-Feld-Entfernung 20 km bei Abholung auf Klärwerk

Aufgrund der deutlich höheren Ausbringungsmengen und der größeren Transportwege ist die Substitution in allen Fällen mit einer deutlichen Steigerung der Ausbringungskosten verbunden. In Tabelle 34 sind die erhöhten Kosten zusammenfassend dargestellt.

**Tabelle 34: Hektarbezogene Zusatzkosten der Substitution jeweils einer AHL-Gabe durch DAS und resultierende Zusatzkosten je m<sup>3</sup> Substitutionsdünger**

Feldfrucht	Gesamtkosten AHL-Düngung*	Gesamtkosten DAS-Düngung (+ erforderliche Menge)*	Zusatzkosten der Substitution*	Zusatzkosten je m <sup>3</sup> DAS
Mais	9,46 €/ha	20,81 €/ha (540 L/ha)	11,35 €/ha	<b>21,02 €</b>
W.-Weizen	8,76 €/ha	17,05 €/ha (400 L/ha)	8,29 €/ha	<b>20,73 €</b>
Zuckerrübe	7,60 €/ha	10,16 €/ha (140 L/ha)	2,56 €/ha	<b>18,29 €</b>
W.-Roggen	9,01 €/ha	18,65 €/ha (460 L/ha)	9,64 €/ha	<b>20,96 €</b>

\*jeweils bezogen auf eine Gabe

Durch die Substitution von AHL entstehen somit zusätzliche Kosten von etwa 18 bis 21 € je m<sup>3</sup> Diammoniumsulfat, das zur Substitution eingesetzt wird. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird ein Mittelwert von 20 €/m<sup>3</sup> (entsprechend 16,40 €/t bei einer Dichte von 1,22 g/cm<sup>3</sup>) angesetzt. Dies entspricht *zusätzlichen* Ausbringungskosten von rund 0,20 €/kg N. Aufgrund der notwendigerweise getroffenen Annahmen hat diese Angabe nur abschätzenden Charakter.

Es wird jedoch deutlich, dass durch die Substitution nicht unerhebliche Zusatzkosten entstehen, die vor allem auf die höheren Ausbringungsmengen zurückzuführen sind. Bei „üblichen“ Stickstoffgaben von 40-50 kg je Hektar und Gabe, entsprechend 120-150 L/ha AHL bzw. 400-500 L/ha DAS, kann gemäß KTBL (2013) überschlägig von einer Verdoppelung der Ausbringungskosten von knapp 10 € je Hektar und Gabe auf

etwa 20 €/ha·Gabe ausgegangen werden (vgl. Tabelle 34). Dies entspricht einer Steigerung von etwa 0,20 €/kg N auf etwa 0,40 €/kg N.

### **8.2.3 Weitere Auswirkungen der Substitution**

#### **8.2.3.1 Veränderung des Boden-pH**

Wie bereits in Abschnitt 8.1.3.1 erläutert, führt die Ausbringung von Düngemitteln üblicherweise zu einer Bodenversauerung, die durch Kalkung kompensiert werden muss. Die Kalkzehrung des substituierten Mineraldüngers AHL beträgt 100 kg CaO je 100 kg aufgebrachtem N; die von schwefelsaurem Ammoniak bzw. DAS wird mit 300 kg CaO je 100 kg N angegeben (DLG 2006, LWKNRW 2011). Diese überdurchschnittlich hohe Kalkzehrung ist auf die zusätzlich versauernde Wirkung des enthaltenen Schwefels zurückzuführen. Der zur Kompensation notwendige Kalkbedarf erhöht sich somit durch die Substitution um 200 kg CaO je 100 kg aufgebrachtem Stickstoff.

In Abhängigkeit von der Bindungsform des Calciums liegt der Preis für Kalkdünger im Bereich von etwa 40-100 €/t CaO (DLG 2012A). Für die folgenden Betrachtungen wird ein mittlerer Preis von 70 €/t angesetzt, der durch aktuelle Angaben von VHE (2013) bestätigt wird. Durch die Substitution von AHL durch DAS entstehen somit zusätzliche Kalkkosten von 14 €/100 kg N bzw. von 12 €/t DAS mit einer N-Konzentration von 8,6%.

#### **8.2.3.2 Auswirkungen der Substitution auf sonstige Nährstoffe**

Durch die Substitution von AHL durch DAS wird den Flächen zusätzlicher Schwefel zugeführt. Eine monetäre Anrechnung dieses Spurennährstoffs ist jedoch nicht statthaft, da der Schwefelbedarf bereits weitgehend über die Abwassererregung gedeckt wird (AVBS o.J.; vgl. Abschnitt 8.2.1).

### **8.2.4 Preis des Substitutionsdüngers**

Grundsätzlich kann für den Substitutionsdünger, bezogen auf den jeweiligen Zielnährstoff, der gleiche Preis wie für den aktuell verwendeten Mineraldünger angesetzt werden. Gemäß VHE (2013) beträgt der Preis für AHL mit einem massebezogenen N-Anteil von 30% auf dem regionalen Markt etwa 270 €/t (Stand: Feb./Mrz. 2013). Für DAS (N=8,6%) ergibt sich somit – bezogen auf den Nährstoff Stickstoff – ein Preis bzw. Wert von 77 €/t.

Mit diesem Preis müssen die in den vorherigen Abschnitten diskutierten Mehrkosten verrechnet werden. Gutschriften können für die AHL/DAS-Substitution nicht anrechnet werden. Tabelle 35 fasst die Ergebnisse zusammen.

**Tabelle 35: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von AHL durch DAS**

Posten	
Rechnerischer Wert von DAS (bezogen auf Stickstoff)	77 €/t (02/2013; VHE 2013)
Erhöhte Ausbringungskosten (Abschnitt 8.2.2)	- 16,40 €/t
Erhöhter Kalkbedarf (Abschnitt 8.2.3.1 )	- 12 €/t
Summe: Wert von DAS unter Berücksichtigung der Mehrkosten und Gutschriften („Substitutionswert“)	<b>48,6 €/t</b>

Unter Berücksichtigung aller Folgeeffekte der Substitution kann somit der Wert von DAS mit rund 50 €/t angesetzt werden. Sind die Landwirte bereit, dem Klärwerk als Produzenten diesen Preis zu zahlen, ergeben sich durch die Substitution keine ökonomischen Vor- bzw. Nachteile gegenüber einer Mineraldüngung. In Anbetracht der Neuartigkeit des Düngemittels DAS ist analog zu MAP davon auszugehen, dass dieser Preis insbesondere in den ersten Jahren nicht erzielt werden kann. Hierauf wird in Abschnitt 9.5 eingegangen.

### **8.3 Übertragbarkeit der dargestellten Substitutionsansätze**

Im folgenden Abschnitt wird untersucht, ob und wie die dargestellten Substitutionsansätze auf andere Standorte bzw. Rahmenbedingungen übertragen werden können. Aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren auf Düngemittelbedarf und Düngestrategie (vgl. Abschnitt 2.2.2) ist es nicht anzunehmen, dass es einen Standort gibt, für den die dargestellten Konzepte 1:1 übernommen werden können. Aus diesem Grund ist es ebenfalls nicht zielführend, zur Bewertung der Übertragbarkeit detaillierte Substitutionskonzepte zu entwickeln, da diese wiederum nur für eine spezifische Kombination von verschiedenen Rahmenbedingungen gelten.

Im Folgenden werden daher die zentralen Einflussfaktoren betrachtet und mit den Rahmenbedingungen des Fallbeispiels verglichen. Gegebenenfalls wird abgeschätzt, wie sich geänderte Rahmenbedingungen/Einsatzbereiche auf den Substitutionswert der Sekundärrohstoffdünger auswirken.

#### **8.3.1 Industrielle Landwirtschaft in Industriestaaten**

Unter dem Stichwort „Industrielle Landwirtschaft“ werden in diesem Abschnitt Standorte zusammengefasst, bei denen der Düngemiteleinsatz an die Maximierung des Ertrages angepasst ist und dementsprechend mineralische Düngemittel in großem Maße eingesetzt werden. Entgegen der verbreiteten Auffassung einer „industriellen Landwirtschaft“ ist der Begriff in diesem Fall jedoch nicht auf eine bestimmte Betriebs- und Flächengröße beschränkt. Es wird die zusätzliche Annahme getroffen, dass die Düngung aus wirtschaftlichen und ökologischen Gründen *bedarfsorientiert*

erfolgt und entsprechende Beratungs- und Überwachungsinstitutionen vorhanden sind. Vor diesem Hintergrund ist der Einsatz eines Sekundärrohstoffdüngers immer mit der *Substitution* eines Mineraldüngers verbunden.

Ferner wird angenommen, dass an den hier betrachteten Standorten moderne Klärwerke inkl. Schlammbehandlung/-entwässerung vorhanden sind, die die Möglichkeit zur Implementierung der Nährstoffrückgewinnungstechnologien bieten. Abgesehen vom Fallbeispiel Braunschweig sind diese Rahmenbedingungen u.a. in weiten Teilen Europas sowie bspw. in Nordamerika gegeben, sodass vor allem die Übertragbarkeit auf diese Standorte untersucht wird.

### 8.3.1.1 Substitution von Phosphordüngern

Im Gegensatz zum Fallbeispiel ist für den Standardfall eines Standorts ohne Faulschlammverregnung davon auszugehen, dass der Phosphorbedarf quantitativ deutlich höher ist. Dies wirkt sich verständlicherweise auf die „Reichweite“ des Sekundärrohstoffdüngers aus; die Substitutionskonzepte an sich sind hierdurch jedoch nicht betroffen.

Die Faulschlammverregnung hat im Fallbeispiel ebenfalls zur Folge, dass im Verbandsgebiet nur *ein* Mineraldünger (DAP) für *einen* Einsatzzweck (Unterfußdüngung) eingesetzt wird. Auf Standorten ohne eine vergleichbare anthropogene oder pedogene P-Grundversorgung werden in aller Regel auch andere P-Dünger verwendet. Verbreitet sind beispielsweise SSP (Superphosphat) und TSP (Tripel-Superphosphat), deren Substitution durch MAP hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit problemlos möglich ist (vgl. Tabelle 7). Im Gegensatz zu MAP enthalten jedoch sowohl SSP als auch TSP Calcium, das bei einer Substitution durch eine externe Düngung zugeführt werden müsste. Demgegenüber könnte der im MAP enthaltene Stickstoff bei einer Substitution von SSP oder TSP voll angerechnet werden.

In Tabelle 36 werden am Beispiel der Substitution von TSP die entstehenden Folgekosten und Erlöse dargestellt. Hierfür wurden die gleichen Annahmen wie für die Substitution von DAP (vgl. Abschnitt 8.1) getroffen. Da mit TSP im Gegensatz zu DAP ein Einzelnährstoffdünger substituiert wird, ist der rechnerische Wert von MAP bezogen auf den Zielnährstoff Phosphor deutlich geringer. Allerdings kann der stickstoffbezogene Mehrwert vollständig angerechnet werden. Der resultierende Substitutionswert von MAP bei der Substitution von TSP ist somit im Prinzip identisch wie bei der Substitution von DAP (vgl. Tabelle 29).

**Tabelle 36: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von TSP durch MAP**

Posten	
Rechnerischer Wert von MAP bei der Substitution von TSP (bezogen auf P)	211 €/t (Stand 03/2013; INDEXMUNDI 2013A)
Erhöhte Ausbringungskosten	- 6,50 €/t

(Tabelle 36 Fortsetzung)

Benefit aus durch N-Ausbringung (60 kg/t MAP)	60 €/t
Erlöse/Anrechnung von Mg*	42 €/t
Kompensation der Ca-Zufuhr**	- 12,60 €/t
Summe: Wert von MAP unter Berücksichtigung der Mehrkosten und Gutschriften („Substitutionswert“)	<b>294 €/t</b>

\*hier wurde die gleiche Annahme wie in Abschnitt 8.1.3.2 getroffen \*\*TSP enthält etwa 130 kg Ca bzw. 180 kg CaO je Tonne Düngemittel; Preisansatz 70 €/t CaO (vgl. Abschnitt 8.2.3.1)

Unabhängig vom konkreten Einsatzzweck ist MAP im Hinblick auf seine Eigenschaften als gut geeigneter Substitutionsdünger einzustufen. Die Umsetzung des enthaltenen  $\text{NH}_4$ -Stickstoffs im Boden führt zwar zur Freisetzung von  $\text{H}^+$ -Ionen; da jedoch durch den Einsatz von MAP in gleichem Maße Stickstoffdünger eingespart werden, ist diese Eigenschaft hinsichtlich einer möglichen Bodenversauerung und deren Kompensation nicht von Belang. Die Schadstoffgehalte von MAP sind ohnehin in der Regel deutlich niedriger als von Mineraldüngern (vgl. Abschnitt 3.2.2.3).

Aus naheliegenden Gründen ist es von Vorteil, wenn MAP für Feldfrüchte bzw. auf Böden eingesetzt wird, die einen grundlegend hohen Magnesiumbedarf aufweisen. Dies ist auf vielen Standorten der Fall, da aufgrund der leichten Auswaschung von Mg sowie der Konkurrenz zu anderen kationischen Nährstoffen eher eine Unterdenn eine Überversorgung auftritt (DLG 2008). Wird MAP hier zur Substitution eingesetzt, können durch eine höhere Anrechnung des Mg zusätzliche ökonomische Vorteile generiert werden. Eine angepasste Düngung zur Vermeidung von etwaigen Überschüssen sowie ein ausgewogenes Verhältnis der sich gegenseitig beeinflussenden Nährstoffe ist jedoch in allen Fällen anzustreben.

Sofern der Einsatzbereich von MAP über die Unterfuß- bzw. Grunddüngung hinaus erweitert werden soll, ist insbesondere auf die physikalische Produktqualität zu achten. Für dezentral produzierte Sekundärrohstoffdünger sind gewisse Qualitätsschwankungen zu erwarten, die die Anwendung einschränken können (BREUER & MÜLLER 2005). Eine pauschale Aussage, inwiefern hierdurch ein bestimmter Einsatzzweck betroffen ist, ist jedoch nicht möglich. Der Einsatzbereich eines Sekundärrohstoffdüngers ist daher im Detail mit den beteiligten Landwirten abzustimmen. Möglicherweise kann durch einen geänderten Betrieb des Fäll- bzw. Rückgewinnungsprozesses die Produktqualität an den intendierten Einsatzzweck angepasst werden. Ein externe, zentrale Aufbereitung und Konfektionierung kann darüber hinaus notwendig und sinnvoll sein; hierdurch wird jedoch der Substitutionswert des Sekundärrohstoffdüngers verringert.

### 8.3.1.2 Substitution von Stickstoffdüngern

Aufgrund des geringen Einflusses der Faulschlammverregnung auf die Stickstoffversorgung spiegelt das Verbandsgebiet gut den quantitativen Stickstoffbedarf einer vergleichbaren Anbaustruktur wider. Im bundesdeutschen Durchschnitt (BMELV 2013) ist der Anteil von AHL an der Stickstoffdüngung jedoch deutlich geringer (etwa 10% im Vergleich zu fast 60% im Verbandsgebiet), sodass der Sekundärrohstoffdünger DAS an vielen Standorten mutmaßlich nicht zur ausschließlichen Substitution von AHL eingesetzt werden kann.

Die im Fall einer anderweitigen Verwendung entstehenden Folgekosten sind am Beispiel der Substitution von Harnstoff in Tabelle 37 dargestellt. Hierfür wurden, soweit zutreffend, die gleichen Annahmen wie für die Substitution von AHL (vgl. Abschnitt 8.2) getroffen.

**Tabelle 37: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von Harnstoff durch DAS**

Posten	
Rechnerischer Wert von DAS bei der Substitution von Harnstoff (bezogen auf N)	78,5 €/t (Stand 02/2013; VHE 2013)
Erhöhte Ausbringungskosten	- 25,5 €/t
Erhöhter Kalkbedarf	- 12 €/t
Summe: Wert von DAS unter Berücksichtigung der Mehrkosten und Gutschriften („Substitutionswert“)	<b>41 €/t</b>

Zur Bereitstellung der gleichen N-Fracht muss bei der Substitution von Harnstoff durch DAS in etwa die fünffache Düngemittelmenge aufgebracht werden. Hierdurch entstehen zusätzliche Aufbringungskosten von über 25 € je Tonne Substitutionsdünger. Auch bei der Substitution von Harnstoff muss die stärker kalkzehrende Wirkung von DAS durch eine zusätzliche Kalkung kompensiert werden. In Summe reduziert sich der nährstoffbezogene Wert von 78,5 €/t um fast 50% auf 41 €/t; dementsprechend verringern sich die erzielbaren Erlöse sowie der Spielraum zur Festlegung des tatsächlichen Preises (vgl. Abschnitt 9.5).

Der Einsatz von DAS als Substitutionsdünger wird somit vor allem durch ökonomische Fragestellungen bzw. die hohen Folgekosten limitiert. Diese können nur dann effektiv gesenkt werden, wenn DAS zur Substitution von schwefelsaurem Ammoniak (SSA) eingesetzt wird. SSA ist die kristalline Festform von DAS und enthält in etwa die doppelte Stickstoff- und Schwefelkonzentration (vgl. Tabelle 6). Die Folgeeffekte und -kosten der Substitution von SSA durch DAS sind somit in Bezug auf die Ausbringungskosten eher gering, zumal die Kalkzehrung beider Dünger identisch ist. Auf



Flächen mit entsprechendem Bedarf stellt dieses Konzept somit die präferierte Möglichkeit zum Einsatz von DAS dar. Die Bedeutung von SSA als Stickstoffdünger ist insgesamt jedoch gering (BMELV 2013).

Unabhängig vom Substitutionskonzept bietet sich der Einsatz von DAS auf Böden und Flächen an, die einen erhöhten Schwefelbedarf aufweisen. Eine monetäre Anrechnung der Schwefelausbringung vorausgesetzt, können die hohen Folgekosten gesenkt und der Substitutionswert des Düngers erhöht werden.

Im Hinblick auf die physikalischen Eigenschaften ist der Flüssigdünger DAS sehr gut als Substitutionsdünger geeignet. Aufgrund seines Aggregatzustandes ist er homogen und kann mittels konventioneller Ausbringtechnik ausgebracht werden.

### 8.3.2 Sonstige Standorte und Regionen

Die Übertragbarkeit der Substitutionskonzepte wird im Folgenden für alle Standorte und Regionen betrachtet, die nicht der Kategorie „Industrielle Landwirtschaft in Industriestaaten“ zugeordnet werden können. Die Kategorie fasst somit sehr unterschiedliche Standortbedingungen zusammen. Aus naheliegenden Gründen ist für alle hier betrachteten Einsatzzwecke vorauszusetzen, dass Sekundärrohstoffdünger – in diesem Sinne sind organische Wirtschaftsdünger oder Klärschlamm *nicht* eingeschlossen – grundsätzlich verfügbar sind. Gleiches gilt dementsprechend für die Infrastruktur zur Sammlung und Behandlung von Abwässern, wobei Sekundärrohstoffdünger in Einzelfällen auch in kleinem Maßstab dezentral anfallen können, beispielsweise im Rahmen von neuartigen Sanitärsystemen.

Hinsichtlich der Situation der Landwirtschaft sind hingegen verschiedene Fälle zu unterscheiden. Ist der Einsatz mineralischer Düngemittel – wie in vielen Entwicklungsländern – primär durch deren Verfügbarkeit und die Marktpreise bestimmt (vgl. auch Abschnitt 2.2.2.2), ist der Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern zur *Substitution* dieser Düngemittel eher zweitrangig. Unter diesen Rahmenbedingungen können SRD vielmehr einen grundlegenden Beitrag zu einer konstanten und vom globalen Markt weitgehend unabhängigen Nährstoffversorgung leisten. Da keine Substitution von Mineraldüngern erfolgt, hat der Ansatz zur Bestimmung des Substitutionswertes keine Relevanz; mögliche negative Einflüsse auf Boden und Umwelt sind jedoch insbesondere für stark kalkzehrende Sekundärrohstoffdünger wie DAS zu beachten. Dies gilt verstärkt für Regionen, in denen die Böden bereits von Degradation betroffen sind, das Bewusstsein für potentielle Umweltbelastungen wenig ausgeprägt ist und eine regulierende Gesetzgebung bzw. Kontrolle derselben fehlt.

Demgegenüber ist am anderen Ende der Skala der Fall zu betrachten, dass ein nicht angepasster, *übermäßiger* Düngemiteleinsatz erfolgt, was beispielsweise von der chinesischen Landwirtschaft berichtet wird (FAOSTAT 2010, JU ET AL 2009). Eine Substitution mineralischer Düngemittel ist hier nur dann zielführend, wenn zuvor der grundlegende Düngemiteleinsatz auf das ökonomisch notwendige und ökologisch verträgliche Maß reduziert wird. Im Hinblick auf den Ressourcen- und Umweltschutz

sind diese Maßnahmen von größerer Bedeutung als die Substitution von in diesem Fall übermäßig eingesetzten Mineraldüngern.

Eine in jeglicher Hinsicht angepasste Düngestrategie vorausgesetzt, können durch Substitutionskonzepte selbstverständlich die hiermit verbundenen Vorteile generiert werden. Zur Bewertung der monetären (Folge-)Effekte der Substitution kann der in den Abschnitten 8.1, 8.2 und 8.3.1 dargestellte Ansatz verwendet werden. Aufgrund der mutmaßlich hohen Vorbelastung sollte der etwaigen Beeinflussung von Boden, Wasser und Umwelt besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Es kann somit geschlussfolgert werden, dass Sekundärrohstoffdünger (SRD) in den dargestellten Fällen und somit im globalen Maßstab als Düngemittel eingesetzt werden können und sollen. Der Begriff der „Übertragbarkeit“ ist dann entsprechend weit zu fassen und kann nicht immer angewendet werden. Steht auf unterversorgten Böden die grundlegende Versorgungs- und Ertragssicherheit im Vordergrund des Einsatzes von SRD, gewinnen bei zunehmender Düngemittelverfügbarkeit die *Substitution* sowie deren monetäre und sonstige (Folge-)Effekte eine zunehmende Bedeutung. Ein sinnvoller Einsatz von SRD – mit unterschiedlichen primären Zielsetzungen – ist in allen Fällen möglich.

#### **8.4 Zusammenfassung der Substitutionskonzepte**

Im vorliegenden Kapitel wurde untersucht, welche mineralischen Düngemittel durch die auf dem Klärwerk produzierten Sekundärrohstoffdünger ersetzt werden können und welche ökonomischen Auswirkungen hieraus resultieren.

Da DAP mit großem Abstand der wichtigste im Verbandsgebiet verwendete Phosphordünger ist, kann MAP ausschließlich zur Substitution dieses Mineraldüngers eingesetzt werden. Hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit sowie der physikalischen Produktqualität können beide Düngemittel als gleichwertig angesehen werden, sodass grundsätzlich ein vollständiger Ersatz des Mineraldüngers DAP durch MAP möglich ist. Positive und negative Folgeeffekte der Substitution halten sich in ökonomischer Hinsicht in etwa die Waage, sodass der nährstoffbezogene Wert des Substitutionsdüngers weitgehend dem Wert des substituierten Mineraldüngers entspricht.

Aufgrund der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Stickstoff-Sekundärrohstoffdüngers DAS konzentriert sich dessen Einsatz im Verbandsgebiet ebenfalls auf *einen* verwendeten Stickstoffdünger, in diesem Fall AHL. Auch in diesem Konzept können Substitutions- und Mineraldünger nicht als gleichwertig angesehen werden, sodass der Einsatz des Substitutionsdüngers im Fallbeispiel auf einzelne Düngemittelgaben beschränkt wurde. Unabhängig hiervon ist die Substitution mit erheblichen Folgekosten verbunden, die sich negativ auf den Substitutionswert auswirken.

Insgesamt konnten für beide Nährstoffe Nutzungskonzepte entwickelt werden, die die Anforderungen und Rahmenbedingungen sowohl auf Produzenten-, als auch auf Abnehmerseite berücksichtigen. Unabhängig von den ökonomischen Aspekten kön-

nen aus der ausführlichen Berücksichtigung der Folgeaspekte zudem die wesentlichen Kernpunkte abgeleitet werden, die bei Substitutionskonzepten generell zu berücksichtigen sind. Der hier gewählte Ansatz bietet somit die wesentliche Grundlage für die im jeweiligen Einzelfall notwendige, detaillierte Abstimmung zwischen Produzent und Abnehmer.

Abschließend wurde die Übertragbarkeit der dargestellten Konzepte auf andere Rahmenbedingungen betrachtet. Die Übertragung ist grundsätzlich gut möglich; in Abhängigkeit vom substituierten Düngemittel und von den Standortbedingungen kann sich jedoch ein höherer bzw. niedrigerer Substitutionswert ergeben. Auf Standorten mit ohnehin mangelnder Nährstoffversorgung tritt die grundsätzliche Versorgungs- und Ertragssicherheit in den Vordergrund des Einsatzes von Sekundärrohstoffdüngern, der somit auch in diesen Fällen sinnvoll ist. Im Hinblick auf den Boden-, Wasser- und Umweltschutz sind in jeglicher Hinsicht angepasste Dünge- bzw. Substitutionsstrategien von besonderer Bedeutung.

## 9 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung des Fallbeispiels

Im folgenden Kapitel erfolgt eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Nährstoffrückgewinnung. Wenngleich im Rahmen dieser Arbeit kein *Vergleich* von Investitionsalternativen erfolgt, wird zur Ermittlung der Jahreskosten auf die grundsätzliche Methodik der dynamischen Kostenvergleichsrechnung (KVR) zurückgegriffen, die in den Richtlinien der LAWA (2005) ausführlich beschrieben wird. Demgemäß werden die Kosten in Investitionen und laufende Kosten/Betriebskosten aufgeteilt.

### 9.1 Investitionen

Wie in den Abschnitten 7.1.1.4 und 7.2.1.2 dargestellt, kann für die MAP-Fällung eine Investitionssumme von 1,5 Mio. € und für die NH<sub>3</sub>-Strippung eine Summe von 2,5 Mio. € angesetzt werden. Diese verteilen sich jeweils zu 33% auf Bau- und zu 67% auf EMSR- und Maschinentechnik. Über den Kapitalwiedergewinnungsfaktor ‚KFAKR‘ (LAWA 2005) können die punktuellen Investitionen unter Berücksichtigung der Nutzungsdauer der Anlagen ( $a$ ) sowie des kalkulatorischen Zinssatzes ( $i$ ) auf jährlich anfallende Kapitalkosten umgerechnet werden. Die Vorgehensweise entspricht der Annuitätenmethode, die beispielsweise in SANDER (2003) speziell für wasserwirtschaftliche Fragestellungen beschrieben wird.

Gemäß den Empfehlungen der LAWA (2005) wird der kalkulatorische Zinssatz  $i$  mit 3% angesetzt. Dies entspricht dem bei einer Fremdfinanzierung anfallenden Kreditzins und/oder den Opportunitätskosten bei einer Eigenfinanzierung. Es wird angenommen, dass die Investitionen zeitgleich mit der Inbetriebnahme zum Bezugszeitraum  $t=0$  getätigt werden. Basierend auf üblichen Ansätzen (u.a. LAWA 2005, PFI 2012) wird für die Bautechnik eine mittlere Nutzungsdauer ab Inbetriebnahme von 25 Jahren; für die EMSR- und Maschinentechnik von 12,5 Jahren angenommen.

Der Betrachtungszeitraum beträgt, entsprechend der Nutzungsdauer der Bautechnik, 25 Jahre. Hieraus folgt, dass die Investitionen für die EMSR- und Maschinentechnik innerhalb des Betrachtungszeitraumes zweimal getätigt werden müssen. Unter der Annahme, dass keine *realen* Preissteigerungen auftreten (SANDER 2003), entsprechen die Reinvestitionen in ihrer Höhe der Ursprungsinvestition. Bei jeweils gleichen Abschreibungszeiträumen von 12,5 Jahren sind die jährlichen Kapitalkosten von Investition und Reinvestition identisch.

Tabelle 38 fasst die jährlichen Kapitalkosten für MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung zusammen. Da für die Reinvestitionen keine realen Preissteigerungen angenommen wurden, sind die jährlichen Kapitalkosten über den gesamten Betrachtungszeitraum konstant. Auf die bei Kostenvergleichsrechnungen übliche Ermittlung der Projektkostenbarwerte wurde verzichtet, da diese nur als Rechengröße zum Kostenvergleich dienen und keine Aussage über die hier relevanten Jahreskosten zulassen (LAWA 2005; SANDER 2003). Über den Betrachtungszeitraum müssen somit jährliche Kapitalkosten in Höhe von 335.500 € aufgewendet werden.

**Tabelle 38: Investitionen und entsprechende Kapitalkosten der Nährstoffrückgewinnungsanlagen mit KFAKR = 0,05743 (i=3; a=25) für die Bautechnik und KFAKR = 0,09712 (i=3; a=12,5) für die EMSR- und Maschinentechnik; gerundet auf 100 €**

Posten	Investitionen	Kapitalkosten
Bautechnik MAP-Fällung	500.000 €	28.700 €/a
Maschinen-/EMSR-Technik MAP-Fällung (Invest bzw. Reinvest)	1.000.000 €	97.100 €/a
Bautechnik NH <sub>3</sub> -Stripung	833.000 €	47.800 €/a
Maschinen-/EMSR-Technik NH <sub>3</sub> -Stripung (Invest bzw. Reinvest)	1.667.000 €	161.900 €/a
Summe	*	<b>335.500 €/a</b>

*\*aufgrund der unterschiedlichen zeitlichen Bezugspunkte der Investitionen (Reinvest) würde die Aufsummierung der Investitionen zu einem von den angegebenen Kapitalkosten abweichenden Ergebnis führen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird daher auf die Angabe der Gesamtinvestitionen verzichtet*

## 9.2 Betriebskosten

Gemäß SANDER (2003) beinhalten die Betriebskosten die Personal-, Sach- und Energiekosten. Darüber hinaus werden im Folgenden die anfallenden Wartungskosten separat ausgewiesen. In Anlehnung an die Maßgabe der LAWA (2005) wird angenommen, dass die laufenden Kosten keiner realen Preissteigerung unterliegen und somit über den gesamten Betrachtungszeitraum konstant sind. Mögliche Preissteigerungen und deren Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit werden in Kapitel 11 eingehend untersucht.

Tabelle 39 fasst die Betriebskosten der MAP-Fällung zusammen. Die spezifischen Betriebsmittelbedarfe und Kostenansätze basieren auf aktuellen Angaben bzw. eigenen Berechnungen (siehe Fußnoten sowie Anmerkungen in der Tabelle). Ggf. wurden Mittelwerte aus den verschiedenen Angaben gebildet.

**Tabelle 39: Jahreskosten der MAP-Fällung, gerundet auf 100 €; jeweils bezogen auf 175 Betriebstage pro Jahr**

Posten	Ansatz/Bedarf und spezifische Kosten	Jahreskosten
<b>Personalkosten</b>	Anteilig 20% einer vollen Stelle à 5.000 €/Monat; siehe Tabelle 40	5.800 €/a
<b>Sachkosten</b>		
Fällmittel Mg <sup>2+</sup>	592 kg/d MgCl <sub>2</sub> (vgl. Abschnitt 7.1.1.3) à 400 €/t*	41.400 €/a

(Tabelle 39 Fortsetzung)

NaOH (pH = 9,5)	1.530 L/d 40% NaOH (vgl. Abschnitt 7.1.1.3); entsprechend ca. 2.140 kg NaOH/d à 170 €/t**	63.800 €/a
<b>Energie</b>	Gesamtleistung 16 kW (entsprechend 384 kWh/d) erforderlich***; à 12 ct/kWh	8.100 €/a
<b>Wartung</b>	0,5% Bau; 1,5% EMSR+Maschinentechnik***	17.500 €/a
<b>Summe Betriebskosten</b>		<b>136.600 €/a</b>

\*aktueller Referenzpreis (PFI 2012); \*\*PFI (2012), ESEMEN (2012); \*\*\*PFI (2012)

Für den Betrieb der MAP-Fällung müssen somit jährlich etwa 135.000 € aufgewendet werden. Etwa 105.000 € bzw. knapp 80% der Kosten sind den Betriebsmitteln  $MgCl_2$  und NaOH zuzuordnen, die somit den wesentlichen Kostenfaktor darstellen. Die Betriebsmittelkosten liegen insgesamt eher auf der sicheren Seite, da der wesentliche Kostenfaktor NaOH eher hoch angesetzt wurde (vgl. Abschnitt 7.1.1.3).

Die Betriebskosten der  $NH_3$ -Strippung sind in Tabelle 40 zusammengefasst. Die spezifischen Betriebsmittelbedarfe und Kostenansätze basieren auf aktuellen Angaben bzw. eigenen Berechnungen (siehe Fußnoten sowie Anmerkungen in der Tabelle); ggf. wurden Mittelwerte gebildet.

**Tabelle 40: Jahreskosten der  $NH_3$ -Strippung, gerundet auf 100 €; jeweils bezogen auf 175 Betriebstage pro Jahr**

Posten	Ansatz/Bedarf und spezifische Kosten	Jahreskosten
<b>Personalkosten</b>	Anteilig 80% einer vollen Stelle (=100%-Stelle für beiden Anlagen)*	23.000 €/a
<b>Sachkosten</b>		
$H_2SO_4$ (Waschkolonne); 96%	1,95 L/kg $NH_3$ -N (vgl. Abschnitt 7.2.1.3), entsprechend 3,59 kg/kg $NH_3$ Bedarf bei 96,5 t $NH_4$ -N (eliminiert): 346 t/a $H_2SO_4$ Spezifische Kosten: 140 €/t $H_2SO_4$ (96%)**	48.500 €/a
NaOH (pH > 11)	7 kg/m <sup>3</sup> Zentrat (vgl. Abschnitt 7.2.1.3); entsprechend ca. 4.290 kg NaOH/d à 170 €/t**	127.700 €/a

(Tabelle 40 Fortsetzung)

<b>Energie</b>		
Elektrische Energie	Spez. Energieverbrauch (Mittelwert*) 2 kWh/m <sup>3</sup> Bedarf für ca. 107.300 m <sup>3</sup> Zentrat: 214.600 kWh/a; Energiekostenansatz: 0,12 €/kWh	25.700 €/a
Erdgas	Spez. Gasverbrauch (vgl. 7.2.1.3) 0,6 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> Bedarf für ca. 107.300 m <sup>3</sup> Zentrat: 64.380 m <sup>3</sup> /a; Erdgaskosten****: 0,50 €/m <sup>3</sup>	32.200 €/a
<b>Wartung</b>	0,5% Bau; 1,5% EMSR+Maschinentchnik***	29.200 €/a
<b>Summe Betriebskosten</b>		<b>286.300 €/a</b>

\*PFI (2012), ISWW (2005); \*\*PFI (2012), ESEMEN (2012); \*\*\*PFI (2012); \*\*\*\*ERDGASRECHNER (2013)

Für den Betrieb der NH<sub>3</sub>-Strippung müssen somit jährlich etwa 290.000 € aufgewendet werden. Gut 175.000 € bzw. 60% den Kosten sind den Betriebsmitteln zuzuordnen, die somit analog zur MAP-Fällung den wesentlichen Kostenfaktor darstellen. Aufgrund der weitgehend ähnlichen Literaturangaben bzgl. der Betriebsmittelverbräuche (vgl. Abschnitt 7.2.1.3) ist davon auszugehen, dass die Kostenschätzung insgesamt im durchschnittlichen Bereich einzuordnen ist.

### 9.3 Kosten der Düngemittelaufbereitung und Speicherung

#### Kapitalkosten

Basierend auf den Betrachtungen in Abschnitt 7.3 sind für Aufbereitung und Speicherung der produzierten Düngemittel und somit für die Systemkomponente „Düngemittelbereitstellung“ die in Tabelle 41 dargestellten Kapitalkosten aufzubringen.

**Tabelle 41: Investitionen und entsprechende Kapitalkosten für Düngemittelaufbereitung und -speicherung mit KFAKR = 0,05743 (i=3; a=25) für die Bautechnik und KFAKR = 0,09712 (i=3; a=12,5) für die EMSR- und Maschinentchnik; gerundet auf 100 €**

Posten	Kostenansatz	Investitionen	Kapitalkosten
Trocknungstechnik MAP	Maschinentchnik	15.000 €	1.500 €/a
Speicher MAP	Bautechnik	38.760 €	2.200 €/a
Speicher DAS	Bautechnik	232.000 €	13.300 €/a
Summe			<b>17.000 €/a</b>

### Betriebskosten

Zusätzlich zu den Kapitalkosten fallen für die MAP-Trocknung jährliche Betriebskosten von 3.000 € an (vgl. Abschnitt 7.3). Gemäß dem üblichen verwendeten Ansatz sind zudem 1.600 €/a für die Wartung aufzubringen. Es kann angenommen werden, dass für die Düngemittelspeicherung darüber hinaus keine weiteren Betriebskosten anfallen.

Über die eigentliche Rückgewinnung hinaus entstehen durch die Düngemittelbereitstellung somit zusätzliche Jahreskosten in Höhe von insgesamt 21.600 €.

### 9.4 Bewertung des Reinigungseffektes der Rückgewinnungsverfahren

Es wurde bereits betont, dass beide Rückgewinnungsverfahren auch bzw. primär der Abwasserreinigung dienen und durch den Einsatz der Rückgewinnungsverfahren Kosten im Bereich der Abwasserreinigung eingespart werden können. Maximale Einsparungen bzw. Synergieeffekte ergeben sich allerdings nur, wenn die betrachtete Kläranlage bzgl. der Parameter Stickstoff und Phosphor überlastet ist und eine Erhöhung – durch eine konventionelle Erweiterung oder eben eine Teilstrombehandlung – mittelfristig zwingend erforderlich ist. Diese Situation ist auch für das betrachtete Fallbeispiel gegeben (SE/BS o.J.).

Durch die geplante Implementierung der Rückgewinnungsverfahren wird somit die Behandlungs- und Investitionsalternative „konventionelle Erweiterung“ obsolet. Ihre hypothetischen Kosten können den Rückgewinnungsverfahren als Einsparung bzw. Benefit angerechnet werden. Ein direkter Vergleich der Verfahrensalternativen – bzw. im Umkehrschluss die Anrechnung entstehender Einsparungen – ist allerdings nur dann legitim, wenn beide Alternativen den *gleichen* Zweck erfüllen („Nutzen-gleichheit“ gemäß KVR-Leitlinie; SANDER 2003).

Zur Bezifferung dieses Benefits werden im Folgenden die Kosten einer konventionellen Behandlung ermittelt, die aufgrund der notwendigen Nutzengleichheit ausschließlich auf die Entfernung von zentralwasserbürtigem Stickstoff und Phosphor ausgelegt wird. Zur Stickstoffentfernung wird eine Nitri- und Denitrifikation vorgesehen; die Phosphorentfernung erfolgt mittels chemischer P-Elimination. Die zur Bemessung der konventionellen Verfahrensalternative maßgebenden Frachten entsprechen den P- und N-Frachten, die durch die Nährstoffrückgewinnungsverfahren entfernt bzw. rückgewonnen werden. Angesichts des äußerst geringen Mengenanteils (Q) des Zentratwassers (etwa 1% des Klärwerkszulaufs) wird angenommen, dass die Behandlung des Zentratwassers keinen Einfluss auf die Anlagenhydraulik sowie die Funktion der Vor- und Nachklärung hat. Die mit der Zentratwasserbehandlung verbundenen Änderungen im Bereich der Schlammbehandlung können für den vorliegenden Fall ebenfalls als vernachlässigbar angesehen werden.

Zur Bestimmung der Kapital- und Betriebskosten der auf diesem Wege berechneten Investitionsalternative wird, wie in den vorherigen Abschnitten, auf die in LAWA (2005) beschriebene Methodik zurückgegriffen. Die ermittelten Jahreskosten der



konventionellen Erweiterung können den Rückgewinnungsverfahren als Gutschrift angerechnet werden.

#### 9.4.1 Aufwand und Kosten konventioneller Reinigungstechnik

Im Hinblick auf die notwendigen Investitionen der Behandlungsalternative wird angenommen, dass die Anlagen für die chemische P-Elimination bereits vorhanden und für die betrachteten Belastungsfälle mit/ohne Zentratwasserbehandlung ausreichend dimensioniert sind. Vereinfachend kann somit davon ausgegangen werden, dass für die Kostenabschätzung der konventionellen Erweiterung nur das Belebungsbecken zur Nitrifikation und Denitrifikation von Relevanz ist. Zur Erfassung des zentratwasserbezogenen Anlagenvolumens wurde die Belegung des Klärwerks Braunschweig mit den tatsächlichen Frachten und Konzentrationen – und somit inklusive der Rückbelastung aus dem Zentrat im Winter – gemäß ATV A 131 (ATV-DVWK 2000) für das Bezugsjahr 2012 nachbemessen. In einem zweiten Schritt wurde die gleiche Berechnung unter Berücksichtigung der Reinigungsleistung von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung durchgeführt. Die Differenz entspricht der notwendigen bzw. eingesparten konventionellen Erweiterung. Tabelle 42 fasst die wesentlichen Ergebnisse der Nachbemessung zusammen.

**Tabelle 42: Wesentliche Ergebnisse der Nachbemessung der Belegung des KWS mit bzw. ohne den Einfluss des Zentratwassers**

Parameter	Mit Zentratwasserbehandlung	Ohne	Veränderung (Vergleichswert*)
TKN im Zulauf Belegung	68,5 mg/L	77,7 mg/L	+13%
PO <sub>4</sub> -P im Zulauf Belegung	11,2 mg/L	12,8 mg/L	+14%
Schlammalter TS <sub>BB</sub>	10,1 d	11,4 d	+13% (+18%)*
Volumen Belegung	76.000 m <sup>3</sup>	86.700 m <sup>3</sup>	+14% (+20%)*
erforderliche Belüftung	271.700 m <sup>3</sup> /h	324.100 m <sup>3</sup> /h	+19%

*\*Zum Vergleich mit dem Fallbeispiel wurde die Nachbemessung für eine Kläranlage der gleichen Größenordnung mit den nach ATV-DVWK (2000) üblichen einwohnerspezifischen Richtwerten durchgeführt*

Um mit einer konventionellen Erweiterung den Reinigungseffekt der MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung zu erreichen, müsste die Belegung des Klärwerks Steinhof um 10.700 m<sup>3</sup> bzw. 14% erweitert werden. Dies ist fast ausschließlich auf die notwendige Erweiterung der Denitrifikationszone zurückzuführen; der Einfluss des Parameters Phosphor auf die Beckengröße ist hingegen vernachlässigbar. Der Einfluss des Zentratwassers im Fallbeispiel Braunschweig ist geringer als auf durchschnittlichen

Anlagen, wo der zentratwasserbürtigen N-Fracht ein anteiliges Beckenvolumen von 20% zugeordnet werden kann (Tabelle 42). Auch SIEGRIST (1996) schreibt der Rückbelastung aus dem Zentratwasser pauschal einen prozentualen Anteil von 20% des Beckenvolumens zu. Der geringere Einfluss des Zentratwassers im Fallbeispiel Braunschweig ist auf die hohen BSB<sub>5</sub>-Frachten und das bessere BSB<sub>5</sub>/Stickstoff-Verhältnis zurückzuführen, woraus eine effektivere Denitrifikation resultiert.

GÜNTHERT & REICHERTER (2001) beziffern die spezifischen Kosten für Bau- und Maschinenteknik für Belebungsbecken dieser Größenordnung mit 400 DM/m<sup>3</sup> Beckenvolumen, entsprechend etwa 260 €/m<sup>3</sup> nach heutigem Preisstand (DESTATIS 2013A). Die Erweiterung des Belebungsbeckens um 10.700 m<sup>3</sup> ist somit mit einer Investition in Höhe von 2,782 Mio. € verbunden. Gemäß der Übersichtsdarstellung in REICHERTER (2009) können diese zu gleichen Teilen der Bau- und Maschinenteknik zugeordnet werden. Mit den auch in diesem Fall angemessenen Abschreibungs- bzw. Nutzungsdauern von 25 a für die Bau- und 12,5 a für die Maschinen/EMSR-Technik ergeben sich die in Tabelle 43 dargestellten Kapitalkosten.

**Tabelle 43: Investitionen und entsprechende Kapitalkosten für die Ersatzinvestition „Erweiterung der Klärwerks“ mit KFAKR = 0,05743 (i=3; a=25) für die Bautechnik und KFAKR = 0,09712 (i=3; a=12,5) für die EMSR- und Maschinenteknik; gerundet auf 100 €**

Posten	Investitionen	Kapitalkosten
Bautechnik	1.391.000 €	79.900 €/a
Maschinen-/EMSR-Technik (Invest bzw. Reinvest)	1.391.000 €	135.100 €/a
Summe	-	<b>215.000 €/a</b>

Die Kapitalkosten der Variante „konventionelle Erweiterung“ betragen somit 215.000 €/a. Diese sind fast ausschließlich dem Parameter „Stickstoff“ zuzuordnen und liegen in der gleichen Größenordnung wie die Kapitalkosten der NH<sub>3</sub>-Stripfung (Tabelle 38).

Da die Betrachtung ausschließlich das Belebungsbecken umfasst, sind die errechneten Kosten als eher niedrig einzuschätzen, was durch Literaturangaben bestätigt wird. Für eine vergleichbare Stickstofffracht setzt GRÖMPING (2001) beispielsweise ein Bauvolumen von 6.000 m<sup>3</sup> an und schätzt die jährlichen Kapitalkosten hierfür (allerdings mit einem höheren Zinssatz von i=6%) mit rund 280.000 €/a ab, entsprechend etwa 350.000 €/a nach heutigem Preisstand (DESTATIS 2013A). Für ein zweites Beispiel vergleichbarer Größenordnung beziffert GRÖMPING (2001) die Investitionen mit 14 Mio. DM bzw. etwa 9 Mio. € nach heutigem Preisstand.

Die Zahlen bestätigen somit die Aussage (u.a. in JARDIN ET AL 2005, GRÖMPING 2001), dass ein auf die Entfernung von Stickstoff ausgelegter Kläranlagenausbau im Regel-

fall mit höheren Investitionen verbunden ist als die entsprechende Teilstrombehandlung.

Die genannten Beispiele können allerdings nur als Richtwerte zur Erfassung des grundsätzlichen Kostenrahmens verwendet werden, da die tatsächlichen Kosten einer Erweiterung von einer Vielzahl von standortspezifischen Gegebenheiten und Anforderungen abhängig sind und demgemäß nur durch eine konkrete ingenieurtechnische Planung erfasst werden können. Dies gilt im besonderen Maße auch für das Fallbeispiel Braunschweig, da die Anlage auch ohne den Einfluss des Zentratwassers rechnerisch überlastet ist (vgl. Abschnitt 6.3.1 und ISWW 2005) und außergewöhnliche standortspezifische Gegebenheiten wie Rieselfeld und Abwasserverregung zu berücksichtigen sind. Durch den gewählten Ansatz ist jedoch eine nachvollziehbare, in Anbetracht der Literaturangaben eher konservative Abschätzung der zentratwasserbezogenen Erweiterungskosten möglich.

#### 9.4.2 Betriebskosten konventioneller Reinigungstechnik

Die Betriebskosten der konventionellen Erweiterung werden im Wesentlichen durch den Energiebedarf der Belüftung, den Fällmittelbedarf der chemischen P-Elimination sowie die Wartungskosten bestimmt (vgl. auch EGGLE ET AL 2013). Der Energiebedarf der Belüftung kann über den O<sub>2</sub>-Bedarf abgeschätzt werden. Basierend auf der Nachbemessung können 19% des gesamten Sauerstoffbedarfs der Behandlung des Zentratwassers zugeordnet werden (Tabelle 42). Unter der Annahme eines proportionalen Zusammenhangs zwischen O<sub>2</sub>- und Energiebedarf sinkt der monatliche Energiebedarf der Belüftung ohne den Einfluss des Zentratwassers somit von 565 MWh (SE/BS o.J.) um 90 MWh auf 475 MWh. Bei einem 175-tägigen bzw. 5,5 monatigen Betrieb der Rückgewinnungsanlagen sind somit jährliche Energieeinsparungen von etwa 500 MWh zu erwarten.

Die zentratwasserbezogenen Betriebskosten sowie die verwendeten Berechnungsansätze sind in Tabelle 44 zusammengefasst.

**Tabelle 44: Wesentliche Betriebskosten der „konventionellen“ Zentratwasserbehandlung; gerundet auf 100 €, bezogen auf 175 Betriebstage**

Posten	Ansatz/Bedarf und spezifische Kosten	Jahreskosten
Belüftung	500 MWh/Jahr à 0,12 €/kWh (vgl. Erläuterungen im Text)	60.000 €/a
Fällmittelbedarf	282 kg/d Fe <sup>3+</sup> (Nachbemessung); Kosten* 1.000 €/t Fe <sup>3+</sup> ; Betriebsdauer 175 Tage	49.400 €/a
Wartungskosten	0,5% Bau; 1,5% EMSR+Maschinentchnik	27.800 €/a
Summe Betriebskosten		<b>137.200 €/a</b>

\*Erfahrungswert Kläranlagenbetrieb, aus BÖHLER & SIEGRIST (2008)

Die Betriebskosten der konventionellen Erweiterung betragen somit 137.200 €/a. Die in der Literatur dokumentierten Pauschalansätze zur Abschätzung der Betriebskosten der N- und P-Elimination gehen – ebenso wie die Literaturangaben zu den Investitionen – tendenziell von teils deutlich höheren Kosten aus. Nach SIEGRIST (1996), überschlägig umgerechnet auf das heutige Preisniveau, verursacht alleine der Betrieb einer Denitrifikation in der Größenordnung des Fallbeispiels jährliche Kosten von etwa 140.000 €. BAUMANN (2003) beziffert die Betriebskosten der chemischen P-Elimination (inklusive Schlammbehandlung) im günstigsten Fall mit 3,77 €/kg  $P_{elim}$ ; somit wäre bereits die Elimination von jährlich 19,3 t Phosphor mit Betriebskosten von über 70.000 €/a verbunden. Zum Betrieb einer biologischen Kläranlage dieser Größenordnung sind gemäß IMHOFF & IMHOFF (1993) zudem mehrere Arbeiter erforderlich, die entsprechende Personalkosten verursachen.

Angesichts dieser Beispiele ist anzunehmen, dass die ermittelten Betriebskosten von etwa 140.000 €/a ebenso wie die Kapitalkosten am unteren Ende der Skala anzusiedeln sind. Von einer Erhöhung bzw. Anpassung der in Tabelle 44 ermittelten Kosten wird jedoch abgesehen, da die genannten Beispiele auf unterschiedlichen Ansätzen und Rahmenbedingungen basieren und dementsprechend keine verlässliche Übertragung auf das Fallbeispiel möglich ist. Zur Verifikation der ermittelten Kosten wird der folgende alternative Berechnungsansatz durchgeführt.

### 9.4.3 Das Zentratwasser als Starkverschmutzer

Alternativ zur Ermittlung der anlagenspezifischen Kapital- und Betriebskosten können die Reinigungskosten auch über Starkverschmutzerzuschläge abgeschätzt werden. Hierbei wird die Annahme getroffen, dass das Zentratwasser als Starkverschmutzer parameterspezifisch erhöhte Reinigungskosten in der biologischen Reinigungsstufe verursacht.

Der grundlegende Ansatz zur Ermittlung parameterbezogener Reinigungskosten wurde in ATV (1990) vorgestellt. Hierbei werden in Abhängigkeit von der Konzentration des verschmutzungsrelevanten Parameters Zuschlagssätze gemäß folgender Gleichung ermittelt.

$$z_C = \frac{c_{SV} - c_{GW}}{c_m} \cdot \frac{\text{Kosten}_{KA}}{\text{Gesamtkosten}} \cdot \frac{f_x}{100}$$

Hierbei ist  $Z_C$  der Zuschlagssatz für den betrachteten Parameter,  $C_{SV}$  seine Konzentration im stark verschmutzten Abwasser,  $C_{GW}$  die Grenzkonzentration, ab der ein Zuschlag erhoben wird, und  $C_m$  die mittlere Konzentration des Parameters im häuslichen Abwasser. Zur Bestimmung der parameterspezifischen Zuschlagssätze werden die Jahreskosten der Abwasserbehandlung insgesamt (Gesamtkosten) sowie die Jahreskosten der verschmutzungsabhängigen Anlagen und Einrichtungen ( $\text{Kosten}_{KA}$ ) berücksichtigt, jeweils inkl. der Kapital- und Betriebskosten. Über einen standortspe-

zifischen Faktor  $f_x$  werden die auf diesem Wege ermittelten Kosten auf die einzelnen Parameter umgelegt.

Der Ansatz wurde in ISWW (2005) an die spezifischen Gegebenheiten des Klärwerks Steinhof angepasst. Aus obigem Ansatz ergibt sich für jeden verschmutzungsrelevanten Parameter ein Rechenterm, durch den die erhöhten Reinigungskosten in Abhängigkeit von der Konzentration errechnet werden können. Für das Fallbeispiel Braunschweig ergibt sich, bezogen auf die Kostenbasis von 2001, der folgende Zusammenhang.

$$G = 1,83 + \left[ 1,83 \cdot \frac{c_{CSB} - 900}{690} \cdot 0,324 + 1,83 \cdot \frac{c_N - 80}{62} \cdot 0,081 + 1,83 \cdot \frac{c_P - 12}{8,5} \cdot 0,027 \right]$$

Die drei Terme innerhalb der Klammer bezeichnen somit die verschmutzungsabhängigen, spezifischen Kosten zur Reinigung von CSB, N und P; die Zahl vor der Klammer die verschmutzungsunabhängigen Kosten.

Zur Bestimmung der erhöhten Kosten zur Reinigung des Zentratwassers sind im Hinblick auf die erforderliche Nutzengleichheit der betrachteten Varianten nur die Parameter P und N von Relevanz. Für  $C_P$  und  $C_N$  werden somit die durch die Rückgewinnung entfernten P- und N-Konzentrationen von 180 mg/L bzw. 980 mg/L (vgl. Tabelle 20 und Tabelle 21) eingesetzt. Die spezifischen Kosten der Phosphorelimination betragen somit 0,98 €/m<sup>3</sup>, die der Stickstoffelimination 2,15 €/m<sup>3</sup>. Bei der Anrechnung der erhöhten Reinigungskosten als Ersparnis können von den 2,15 €/m<sup>3</sup> anteilig 8% (entsprechend 0,18 €/m<sup>3</sup>) der MAP-Fällung und 92% (1,97 €/m<sup>3</sup>) der Strippung zugeordnet werden. Hieraus ergeben sich die in Tabelle 45 dargestellten Kosten bzw. anrechenbare Einsparungen.

**Tabelle 45: Erhöhter Reinigungsaufwand zur Behandlung des Zentratwassers bzw. der MAP-Fällung/NH<sub>3</sub>-Strippung anrechenbare Einsparungen**

Posten	Betrag
N- und P-Speicherung in MAP: $(0,98 \text{ €/m}^3 + 0,18 \text{ €/m}^3) \cdot 613 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 175 \text{ d}$	124.400 €/a
N-Fixierung in Diammoniumsulfat: $1,97 \text{ €/m}^3 \cdot 613 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 175 \text{ d}$	211.300 €/a
<b>Summe</b>	<b>335.700 €/a</b>

Die Behandlung des Zentratwassers verursacht somit erhöhte Reinigungskosten von 335.700 €/a. Bezogen auf das heutige Preisniveau (DESTATIS 2013A) ist von Kosten in Höhe von etwa 420.000 €/a auszugehen.

#### 9.4.4 Zusammenfassung: Anrechnung des Reinigungseffektes der Rückgewinnungsverfahren

Aus den Darstellungen in den Abschnitten 9.4.1 und 9.4.2 ergeben sich die folgenden Jahreskosten der Behandlungsalternative „konventionelle Erweiterung“ (Tabelle 46).

**Tabelle 46: Gesamtkosten der Verfahrensalternative „konventionelle Erweiterung“**

Posten	Jahreskosten
Kapitalkosten (vgl. Tabelle 43)	215.000 €/a
Betriebskosten (vgl. Tabelle 44)	137.200 €/a
<b>Summe</b>	<b>352.200 €/a</b>

Die konventionelle Erweiterung ist somit mit Jahreskosten von 352.200 € verbunden; die Abschätzung über den Starkverschmutzerzuschlag (vgl. Abschnitt 9.4.3) liegt mit 420.000 €/a in der gleichen Größenordnung. Da in Anbetracht der Literaturangaben eher von (deutlich) höheren Kosten auszugehen ist, wird für die folgende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der höhere errechnete Wert von 420.000 €/a angesetzt.

#### 9.5 Erlöse der Düngemittelvermarktung

Durch die Vermarktung der Rückgewinnungsprodukte als Düngemittel können Erlöse generiert werden, die den Gesamtkosten der Rückgewinnungsverfahren als Benefit angerechnet werden können. Als theoretischer Maximalerlös ist grundsätzlich der rechnerische Wert der Substitutionsdüngers anzusehen; in der Praxis sind jedoch die durch die Substitution entstehenden Mehrkosten bzw. etwaige zusätzliche Erlöse zu berücksichtigen. Demgemäß ergibt sich für MAP bei der Substitution von DAP ein Substitutionswert von 290 €/t; für DAS bei der Substitution von AHL ein Wert von 48,60 €/t (vgl. Abschnitte 8.1.4 und 8.2.4). Werden die Sekundärrohstoffdünger zu diesen Preisen vermarktet, ergeben sich auf Abnehmerseite keine (ökonomischen) Vorteile im Vergleich zur Nutzung von Mineraldüngern.

Im Rahmen einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise ist es jedoch anzustreben, dass nicht nur das Klärwerk als Produzent, sondern auch die Abnehmer in ökonomischer Hinsicht von der Nährstoffrückgewinnung profitieren. Demgemäß sollte ein Preis angesetzt werden, der unter dem Substitutionswert (=Preisobergrenze) der Sekundärrohstoffdünger von 290 €/t bzw. 48,60 €/t liegt. Diese Vorgehensweise ist auch im Hinblick auf die Akzeptanz und Etablierung „neuer“ Produkte zielführend.

Am anderen Ende der Skala ist als Preisuntergrenze der Erlös anzusehen, der auf Produzentenseite (Klärwerk) bei der Abgabe der Rückgewinnungsprodukte an industrielle Verwerter erzielt werden könnte. Die Richtwerte für diese Nutzungsoption

betragen 60-100 €/t MAP (vgl. Abschnitt 3.1.1.5) bzw. 25 €/t für Diammoniumsulfat (PFI 2012). Mit diesen Ansätzen ergäben sich für das Klärwerk durch die landwirtschaftliche Nutzung keine ökonomischen Vorteile.

Für alle Preise bzw. Erlöse innerhalb der dargestellten Ober- und Untergrenzen ergibt sich eine ökonomische Win-Win-Situation für *beide* Akteure. Für die weitere Verfahrensbewertung wird angenommen, dass 75% des Substitutionswertes tatsächlich als Erlös erzielt werden können. Tabelle 47 fasst die hiermit erzielbaren Erlöse zusammen.

**Tabelle 47: Minimaler, maximaler sowie angesetzter Preis/Erlös von MAP und DAS im Rahmen der dargestellten Substitutionskonzepte**

Preisansatz	MAP	DAS
Maximalerlös (Substitutionswert; vgl. Abschnitte 8.1.4 und 8.2.4)	290 €/t	48,60 €/t
Minimalerlös (bei Abgabe an industrielle Verwerter)	60-100 €/t	25 €/t
Angesetzter Erlös = 75% von Max.	<b>220 €/t</b>	<b>36 €/t</b>
Resultierender Jahreserlös (Jahresproduktion 152 t MAP, 1.110 t DAS), Produzentenseite	<b>33.400 €/a</b>	<b>40.000 €/a</b>
Benefit auf Produzentenseite = Differenz zur industriellen Verwertungsalternative	>18.250 €/a	12.200 €/a
Benefit auf Abnehmerseite = Differenz zum Substitutionswert (bzw. zum Preis des subst. Mineraldüngers)	10.650 €/a	14.000 €/a

Mit spezifischen Erlösen von 220 €/t MAP und 36 €/t DAS kann durch die Düngemittelvermarktung ein Erlös von insgesamt etwa 75.000 €/a erzielt werden. Gegenüber der industriellen Verwertung ergibt sich ein Benefit von rund 30.000 €/a auf Seiten des Düngemittelproduzenten. Der ökonomische Vorteil auf Abnehmerseite beträgt etwa 25.000 €/a. Die aus der landwirtschaftlichen Verwertung im Vergleich zur Abgabe an die Industrie insgesamt resultierenden ökonomischen Vorteile sind somit in etwa zu gleichen Teilen auf die beteiligten Akteure verteilt.

Innerhalb der dargestellten Bandbreite sind in Abstimmung mit den beteiligten Akteuren auch andere Preisansätze denkbar, die zu höheren/niedrigeren Erlösen führen können. Darüber hinaus gilt der Maximalerlös nur für das zugrundeliegende Substitutionskonzept. Ein hiervon abweichender Einsatz der Substitutionsdünger führt, wie in Abschnitt 8.3.1 dargestellt, zu einem geänderten Maximalwert und somit zu insgesamt höheren bzw. niedrigeren ökonomischen Vorteilen.

## 9.6 Zusammenfassung der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

### 9.6.1 Kosten und Erlöse bei einem 175-tägigen Betrieb

Tabelle 48 fasst alle Kosten und Erlöse der Zentratwasserbehandlung mittels NH<sub>3</sub>-Strippung und MAP-Fällung für das Fallbeispiel zusammen. Darüber hinaus wird in der Tabelle eine Einschätzung vorgenommen, ob die errechneten Kosten als durchschnittlich oder eher auf der sicheren Seite einzustufen sind. Im Hinblick auf die in Kapitel 11 durchgeführten Sensitivitätsanalysen enthält die Übersicht zudem einen Hinweis, ob die Kosten mutmaßlich eher hohen oder eher geringen Schwankungen („Dynamik“) unterliegen.

**Tabelle 48: Zusammenstellung der Kosten und Erlöse für das dargestellte Fallbeispiel und einen Betriebszeitraum von 175 Tagen, inkl. Bewertung der Kostenansätze**

Posten	Verweis	Ansatz*/Dynamik	Jahreskosten
Kapitalkosten MAP-Fällung	Tabelle 38	Ø / gering	125.800 €/a
Kapitalkosten Strippung	Tabelle 38	Ø / gering	209.700 €/a
Betrieb MAP-Fällung	Tabelle 39	+ / mittel**	136.600 €/a
Betrieb Strippung	Tabelle 40	Ø / mittel**	286.300 €/a
Düngemittelbereitstellung	Tabelle 41	Ø / gering	21.600 €/a
<b>Zwischensumme Kosten</b>			<b>780.000 €/a</b>
Anrechnung Starkverschmutzerzuschlag	Tabelle 45	+ / gering	- 420.000 €/a
Erlöse MAP	Tabelle 47	Ø / hoch	- 33.400 €/a
Erlöse DAS	Tabelle 47	Ø / hoch	- 40.000 €/a
<b>Zwischensumme Erlöse</b>			<b>- 493.400 €/a</b>
<b>Resultierende Jahreskosten</b>			<b>286.600 €/a</b>

\*Ø = durchschnittlich/real; + = eher auf der sicheren Seite; jeweils in Bezug auf die Kosten der Zentratwasserbehandlung \*\*die hierin enthaltenen Betriebsmittelkosten unterliegen mutmaßlich einer hohen Dynamik

Unter Berücksichtigung aller Erlöse ist die Implementierung von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung mit Jahreskosten von 286.600 € verbunden. Auf der Kostenseite fallen mit einem Anteil von über 50% vor allem die Betriebskosten ins Gewicht (Abbildung 24). Hinsichtlich der Erlöse sind vor allem die Einsparungen im Klär-



werksbetrieb von Bedeutung, die mit 420.000 €/a die Erlöse aus der Düngemittelvermarktung deutlich überschreiten.

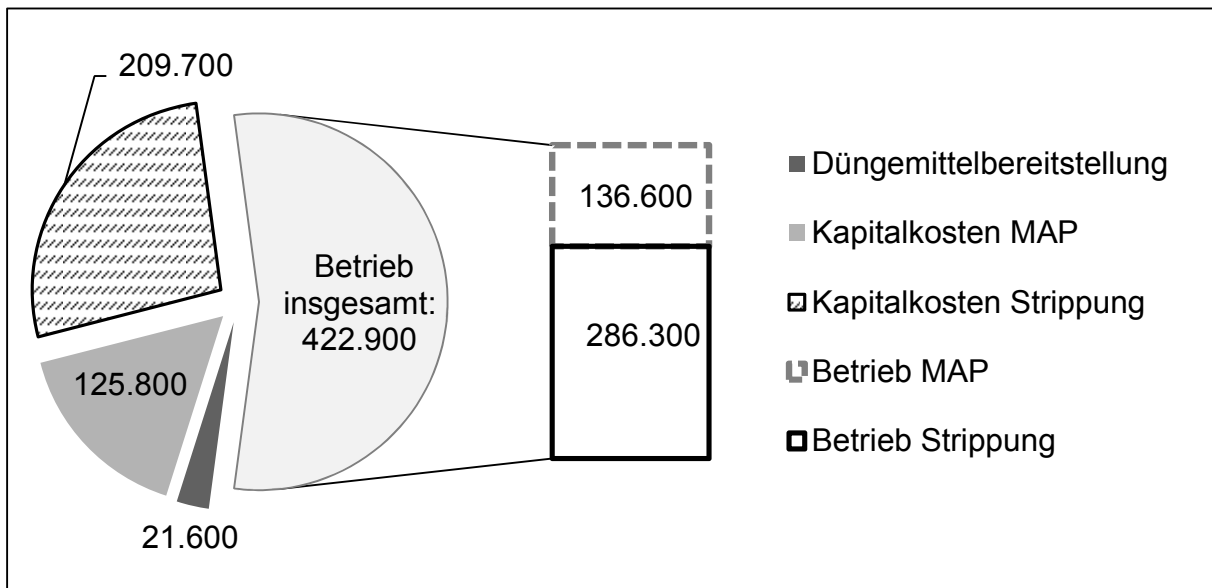


Abbildung 24: Aufteilung der Jahreskosten von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung bei einem 175-tägigen Betrieb (alle Angaben in €/a; Summe: 780.000 €/a; Erlöse nicht dargestellt)

### 9.6.2 Verfahrensspezifische Kosten

Im folgenden Abschnitt werden die Kosten und Erlöse den Rückgewinnungsverfahren zugeordnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 25 dargestellt.

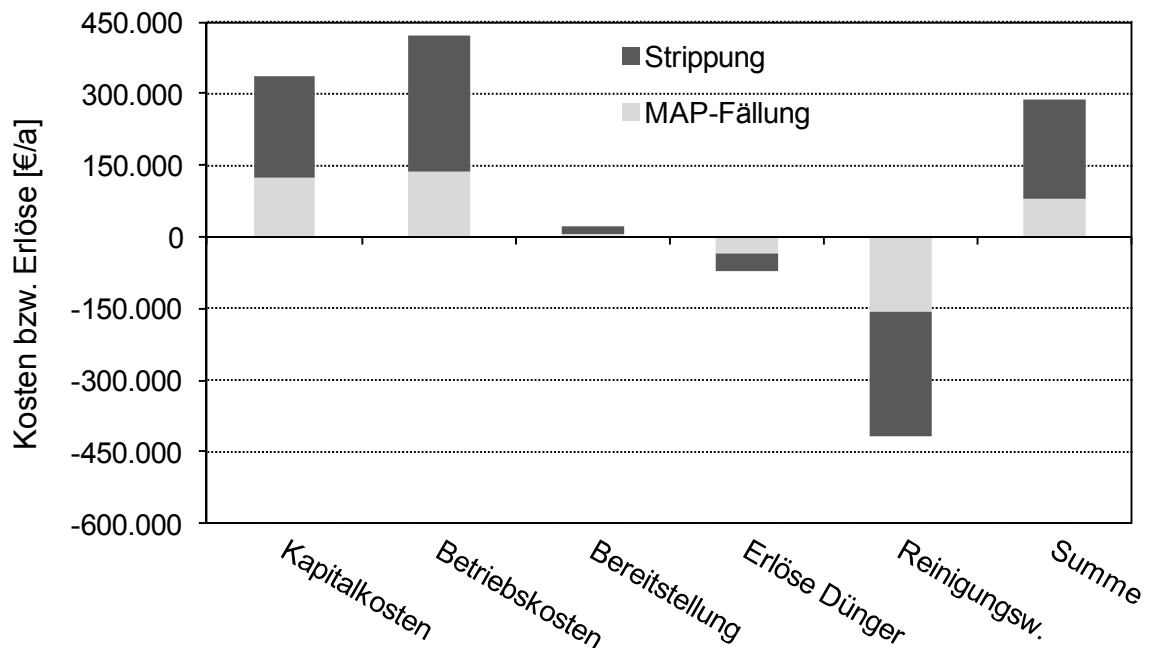


Abbildung 25: Anteile der MAP-Fällung bzw. NH<sub>3</sub>-Strippung an den Kosten und Erlösen

Die Kosten der NH<sub>3</sub>-Strippung übersteigen die der MAP-Fällung um etwa 90%, wohingegen die Erlöse nur um etwa 60% höher liegen. Die resultierenden Nettojahreskosten von 286.600 €/a sind dementsprechend vorwiegend auf die NH<sub>3</sub>-Strippung zurückzuführen. Ein Kostenanteil von rund 80.000 €/a entfällt auf die MAP-Fällung, die somit im Rahmen des vorgesehenen, etwa halbjährlichen Betriebs nicht weit von der Wirtschaftlichkeit entfernt ist. Hierdurch wird die Bedeutung einer gesamtsystemischen Betrachtungsweise bestätigt, denn die günstige Kostensituation ist vor allem auf die Anrechnung der Reinigungswirkung zurückzuführen. Demgegenüber sind die Düngemittelerlöse vergleichsweise gering; sie liegen jedoch in der gleichen Größenordnung wie die resultierenden Nettokosten und können somit den entscheidenden Faktor bzgl. der Wirtschaftlichkeit darstellen (vgl. auch Tabelle 47).

Unter Anrechnung aller Erlöse verbleiben für die NH<sub>3</sub>-Strippung Netto-Jahreskosten von etwa 200.000 €. Auch in diesem Fall übersteigen die Erlöse aus der Anrechnung der Reinigungswirkung die Düngemittelerlöse deutlich. Im Umkehrschluss ergibt sich hieraus, dass die Strippung mit höheren Kosten verbunden ist als die Behandlungsalternative „konventionelle Erweiterung“, obschon bei dieser keine Erlöse aus der Düngemittelvermarktung generiert werden können.

Es wurde jedoch bereits in Abschnitt 9.4 diskutiert, dass die Strippung in der Literatur teilweise deutlich besser beurteilt wird als ein konventioneller Ausbau (z.B. GRÖMPING 2001, JARDIN ET AL 2005). Die für das Fallbeispiel ermittelten Mehrkosten der Strippung sind somit möglicherweise auf den gewählten, eher sicheren Kostenansatz zurückzuführen; entsprechend der Betrachtung eher ungünstiger Rahmenbedingungen. Zudem wirkt sich der eingeschränkte Betriebszeitraum (175 Tage) negativ auf die Kostensituation aus, da beispielsweise die Investitionen in die Anlagentechnik in gleichem Maße anfallen wie bei einem Jahresbetrieb. In Kapitel 10 wird daher der ganzjährige Betrieb der Nährstoffrückgewinnung und somit der Standardfall untersucht.

## 10 Ganzjähriger Betrieb der Rückgewinnungsverfahren

### 10.1 Extrapolation des Fallbeispiels auf einen ganzjährigen Betrieb

Die grundlegenden Rahmenbedingungen der Nährstoffrückgewinnung auf dem Klärwerk Braunschweig sowie die Bemessungsgrundlagen entsprechen denen einer großen Kläranlage mit Bio-P-Elimination. Der 175-tägige Betrieb stellt jedoch eine Ausnahme dar, sodass die im vorherigen Kapitel ermittelten Kosten nicht als Vergleichswerte für den Standardfall einer Kläranlage dieser Größenordnung verwendet werden können.

Im Folgenden wird daher die Nährstoffrückgewinnung für einen ganzjährigen Betrieb (365 Tage) betrachtet. Der Ganzjahresbetrieb entspricht der üblichen Betriebsweise der Nährstoffrückgewinnung und kann somit als Referenz für ähnlich große Kläranlagen mit vergleichbaren Rahmenbedingungen verwendet werden. Er stellt somit auch das Referenzszenario für die Sensitivitätsanalysen (Kapitel 11) dar.

Der ganzjährige Betrieb hat keine Auswirkungen auf die Anlagendimensionierung und somit auch keine Auswirkungen auf Investitionen und Kapitalkosten. Die Betriebskosten erhöhen sich hingegen weitgehend linear zu den höheren Zentratwassermengen bzw. Nährstofffrachten; lediglich bzgl. der Wartungskosten wurde angenommen, dass diese sich nicht durch den längeren Betriebszeitraum ändern – der hierfür in Kapitel 9 gewählte Ansatz geht ohnehin von einem Ganzjahresbetrieb aus. Bzgl. der Düngemittelbereitstellung wurde davon ausgegangen, dass die vorhandenen Speichermöglichkeiten auch für einen ganzjährigen Betrieb ausreichend sind, da die zusätzliche Düngemittelproduktion während der Vegetationsperiode anfällt und somit ohne Zwischenspeicherung verwendet werden kann. Die Einsparungen bzw. Erlöse steigen wiederum linear mit der höheren Düngemittelproduktion bzw. Reinigungswirkung an.

Tabelle 49 fasst die Jahreskosten bei einem ganzjährigen Betrieb der Rückgewinnungsanlagen zusammen.

**Tabelle 49: Zusammenstellung und Vergleich der Kosten und Erlöse für das dargestellte Fallbeispiel bei einem Betriebszeitraum von 175 bzw. 365 Tagen (Kostenansätze siehe Text)**

Posten	Verweis	Jahreskosten 175 Betriebstage	Jahreskosten 365 Betriebstage
Kapitalkosten MAP-Fällung	Tabelle 38	125.800 €/a	125.800 €/a
Kapitalkosten Strippung	Tabelle 38	209.700 €/a	209.700 €/a
Betrieb MAP-Fällung	Tabelle 39	136.600 €/a	265.800 €/a
Betrieb Strippung	Tabelle 40	286.300 €/a	565.400 €/a

(Tabelle 49 Fortsetzung)

Düngemittelbereitstellung	Tabelle 41	21.600 €/a	24.900 €/a
<b>Zwischensumme Kosten</b>		<b>780.000 €/a</b>	<b>1.191.600 €/a</b>
Anrechnung Starkverschmutzerzuschlag	Tabelle 45	- 420.000 €/a	- 876.000 €/a
Erlöse MAP	Tabelle 47	- 33.400 €/a	- 69.700 €/a
Erlöse DAS	Tabelle 47	- 40.000 €/a	- 83.300 €/a
<b>Zwischensumme Erlöse</b>		<b>- 493.400 €/a</b>	<b>- 1.029.000 €/a</b>
<b>Resultierende Jahreskosten</b>		<b>286.600 €/a</b>	<b>162.600 €/a</b>

Bei einem Ganzjahresbetrieb steigen die Erlöse im Vergleich zu den Kosten überproportional stark an, sodass die resultierenden Netto-Jahreskosten mit gut 160.000 €/a geringer sind als bei einem Halbjahresbetrieb (175 Tage). Bei konstanten Kapitalkosten gewinnen die Betriebskosten weiter an Bedeutung; etwa 75% der Gesamtkosten sind auf diesen Posten zurückzuführen. Diese werden ihrerseits im Wesentlichen von den Betriebsmitteln dominiert (Abbildung 26).

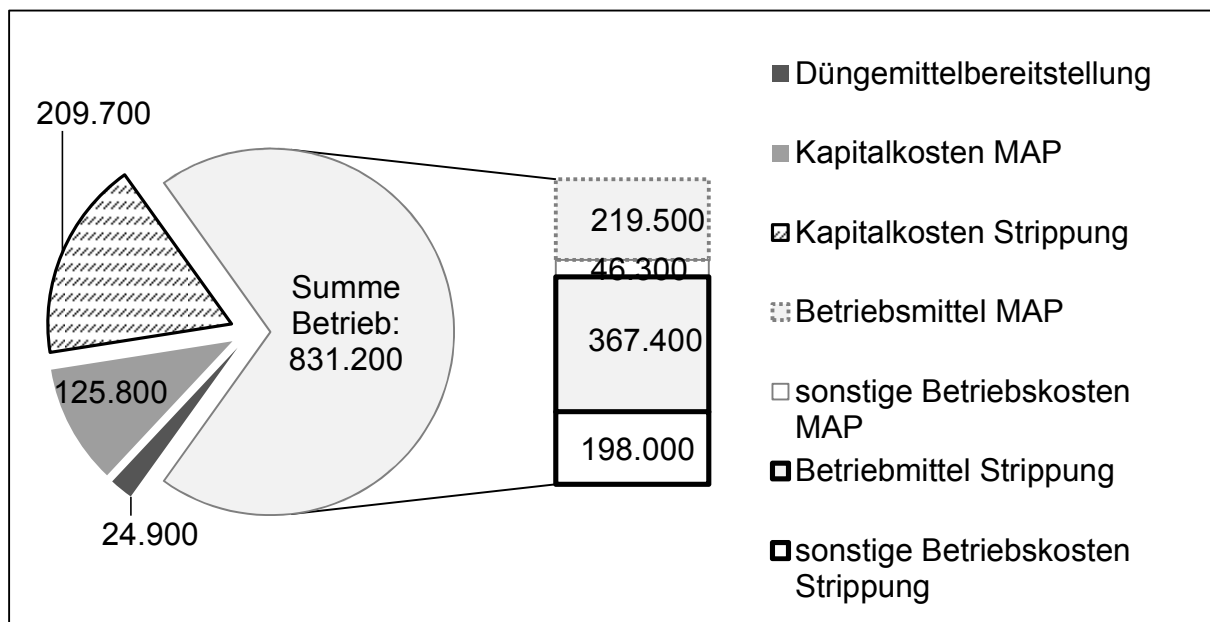


Abbildung 26: Aufteilung der Jahreskosten von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung bei einem Ganzjahresbetrieb (alle Angaben in €/a; Summe: 1.191.600 €/a; Erlöse nicht dargestellt)

## 10.2 Verfahrensspezifische Kosten bei einem Jahresbetrieb

Analog zur Betrachtung des Halbjahresbetriebes werden in Abbildung 27 die Kosten und Erlöse den jeweiligen Rückgewinnungsverfahren zugeordnet.

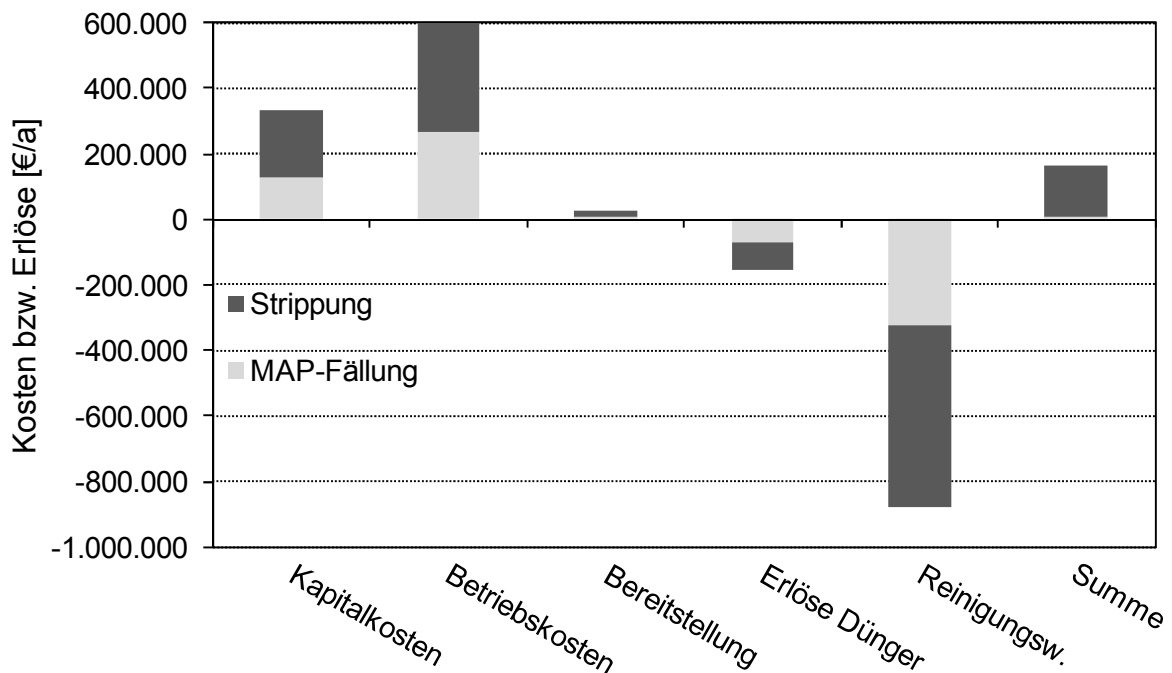


Abbildung 27: Anteile der MAP-Fällung bzw.  $\text{NH}_3$ -Strippung an den Kosten und Erlösen

Abbildung 27 zeigt, dass die MAP-Fällung bei einem ganzjährigen Betrieb kostenneutral betrieben werden kann, was wiederum im Wesentlichen auf die Anrechnung der Reinigungswirkung zurückzuführen ist. Durch eine gesamtsystemische Betrachtungsweise ist es somit möglich, die MAP-Fällung wirtschaftlich als Reinigungs- und Rückgewinnungsverfahren zu implementieren.

Im Gegensatz dazu ist die  $\text{NH}_3$ -Strippung unter Anrechnung aller Erlöse mit Netto-Jahreskosten von etwa 160.000 € verbunden. Die Strippung ist somit auch bei einem Ganzjahresbetrieb mit höheren Kosten verbunden als die Behandlungsalternative „konventionelle Erweiterung“ (vgl. die Diskussion bzgl. des hier gewählten Kostenansatzes in Abschnitt 9.6.2).

In Summe ist die Kombination beider Verfahren mit Jahreskosten von etwa 160.000 €/a verbunden. Unter den gegebenen Bedingungen und mit den getroffenen, eher sicheren Annahmen konnte somit die Hypothese dieser Arbeit, *beide* Verfahren wirtschaftlich implementieren zu können, nicht vollständig bestätigt werden. Im Umkehrschluss ist jedoch anzunehmen, dass unter günstigeren bzw. geänderten Randbedingungen ein kostendeckender Betrieb möglich ist. Hierauf wird in den Kapiteln 11 und 12 eingegangen.

Analog zur Betrachtung des Halbjahresbetriebs ist zu betonen, dass durch Synergieeffekte und die Integration der Landwirtschaft wesentliche ökonomische Potentiale erschlossen werden können (vgl. Kapitel 4) – aufgrund des überproportionalen Anstieges der Erlöse gilt dies für den Jahresbetrieb in besonderem Maße.

### 10.3 Ökonomische Bewertung der Synergieeffekte

Die im Vergleich zur konventionellen Betrachtungsweise von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung erzielten ökonomischen Vorteile sind in Tabelle 50 zusammenfassend dargestellt. Hierbei wird die Annahme getroffen, dass die NH<sub>3</sub>-Strippung im konventionellen Fall (vgl. Kapitel 3.1.2) ausschließlich als Reinigungsverfahren aufgefasst und eingesetzt wird und das entstehende Produkt keine ökonomisch relevante Nutzung erfährt.

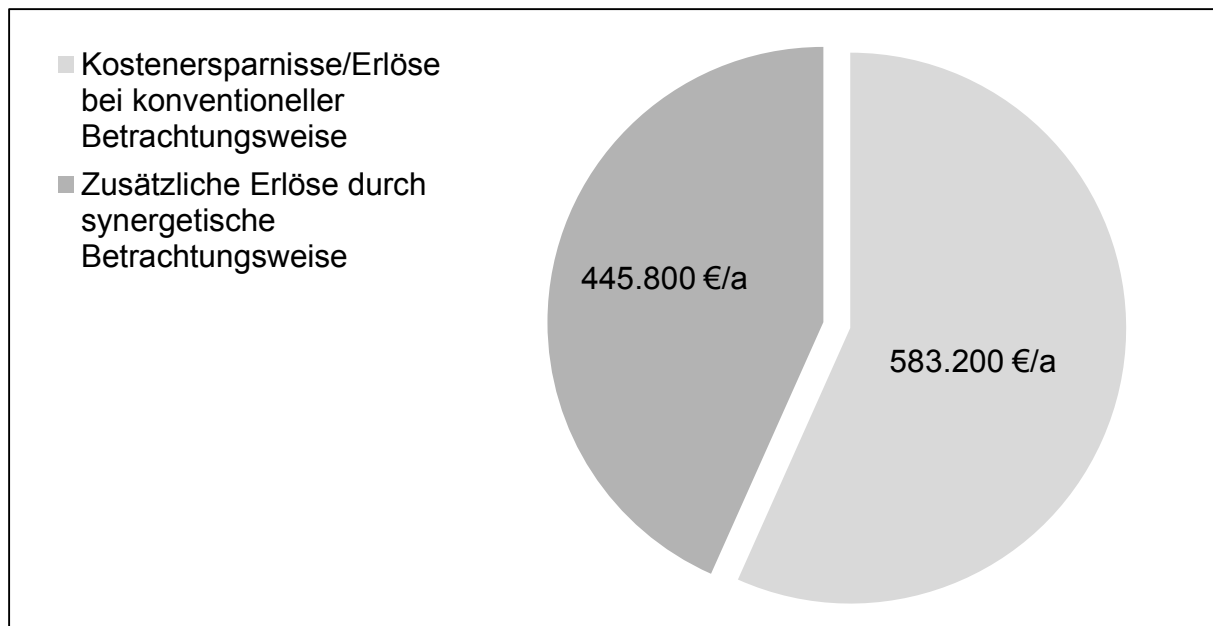
Im Gegensatz dazu wird die MAP-Fällung, wie in Kapitel 3.1.1 ausgeführt, auch im konventionellen Fall nicht ausschließlich als Rückgewinnungsverfahren aufgefasst. Reinigungs- und vor allem betriebliche Aspekte wie die Vermeidung von Inkrustationen spielen bei der Verfahrensimplementierung ebenfalls eine Rolle. Eine explizite monetäre Berücksichtigung dieser Effekte wird in der einschlägigen Literatur jedoch nicht bzw. nur in Ansätzen (z.B. EGGLE ET AL 2013) vorgenommen.

Es ist daher in ökonomischer Hinsicht statthaft, die MAP-Fällung bei konventioneller Betrachtungsweise ausschließlich als Rückgewinnungsverfahren zu interpretieren. Als konventionelle Nutzungsoption wird die Abgabe an die Industrie bzw. externe Verwerter mit einem Erlös von 100 €/t angenommen, die (noch) als Standardfall anzusehen ist. Tabelle 50 sowie Abbildung 28 fassen die Synergieeffekte zusammen.

**Tabelle 50: Verbesserung der Kostensituation von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung durch deren Bewertung als Rückgewinnungs- und Reinigungsverfahren („synergetische Betrachtung“); im Gegensatz zur konventionellen Bewertung der Verfahren (vgl. Text)**

	konventionelle	synergetische	Differenz
	Betrachtungsweise		
Berücksichtigung der Reinigungswirkung MAP-Fällung	keine relevante	324.500 €/a	324.500 €/a
Berücksichtigung der Reinigungswirkung der Strippung	551.500 €/a	551.500 €/a	-
Erlöse MAP (317 t/a)	31.700 €/a*	69.700 €/a**	38.000 €/a
Erlöse DAS (2.315 t/a)	keine relevanten	83.300 €/a**	83.300 €/a
<b>Summe</b>	<b>583.200 €/a</b>	<b>1.029.000 €/a</b>	<b>445.800 €/a</b>

\*Abgabe an die Industrie \*\*landwirtschaftliche Nutzung mit dem Preisansatz aus Abschnitt 9.5



**Abbildung 28: Zusammenfassung der Kostensparnisse bei konventioneller bzw. synergetische Betrachtungsweise, bezogen auf den Jahresbetrieb**

Im Vergleich zur konventionellen Verfahrensbewertung können durch die synergetische Betrachtungsweise wesentliche Defizite (vgl. Kapitel 4) verbessert und die Erlöse um etwa 450.000 €/a bzw. 75% gesteigert werden. Dies entspricht etwa 37% der gesamten Verfahrenskosten von etwa 1,2 Mio. €/a (Tabelle 49). Die zusätzlichen Erlöse sind zu einem Großteil auf die im konventionellen Fall nicht berücksichtigte Bewertung der MAP-Fällung als Reinigungsverfahren zurückzuführen; zu etwa 25% auf die Vermarktung von MAP und DAS in der Landwirtschaft. Diesbezüglich sind die größten ökonomischen Synergieeffekte (83.300 €/a) mit der Nutzung von DAS als Düngemittel verbunden, das bei konventioneller Betrachtungsweise keine ökonomisch relevante Nutzung erfährt.

Es ist anzunehmen, dass auch die verfahrenstechnische *Kombination* von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Stripung mit Synergieeffekten verbunden ist, beispielsweise im Bereich der Personalkosten und des Wartungsaufwandes. Aufgrund fehlender Erfahrungen und Richtwerte wird jedoch keine monetäre Bewertung dieser Aspekte vorgenommen.

Der annähernd kostendeckende Jahresbetrieb der Rückgewinnungsverfahren ist somit vorwiegend auf die dargestellten Synergieeffekte zurückzuführen. Erfahren diese *keine* Berücksichtigung, ist von etwa um 450.000 € höheren Jahreskosten auszugehen.

## 10.4 Spezifische Produktionskosten

### 10.4.1 Teilsystem Phosphorrückgewinnung

Die spezifischen Produktionskosten in €/kg Nährstoff finden in der Literatur zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von Nährstoffrückgewinnungsverfahren breite Verwendung. Liegen diese unter dem rechnerischen Wert des zurückgewonnenen Nährstoffs – in der Literatur ist hier ausschließlich Phosphor von Relevanz –, kann das Rückgewinnungsverfahren wirtschaftlich implementiert werden. Wie in Abschnitt 3.1.1.4 erläutert, schwanken die spezifischen Produktionskosten in einem breiten Bereich und liegen im Idealfall bereits unter dem theoretischen Wert von 1-3 € je kg Phosphor, in aller Regel jedoch mehr oder weniger deutlich darüber.

Aufgrund der weiten Verbreitung dieses Ansatzes werden im Folgenden die spezifischen Produktionskosten des Fallbeispiels betrachtet und mit den Literaturangaben verglichen. Da sich die Kostenangaben in der Regel auf unterschiedliche Verfahren und Rahmenbedingungen beziehen, ist die direkte Gegenüberstellung der reinen Zahlen allerdings als wenig zielführend anzusehen (DOCKHORN 2008). Die Angaben erfordern somit eine entsprechende Diskussion und Einschätzung, die im folgenden Abschnitt vorgenommen wird.

In Tabelle 51 sind die spezifischen Produktionskosten ausgewählter Verfahren zur Phosphorrückgewinnung gegenübergestellt. Alle Verfahren setzen im Zentratwasserstrom an und sind somit grundsätzlich vergleichbar. In Anbetracht des abschätzenden Charakters der Darstellung kann es als vernachlässigbar angesehen werden, dass sich die Berechnungen von EGGLE ET AL (2013) auf eine Anlage der Größenordnung 100.000 EW beziehen, was aufgrund von Skaleneffekten im Vergleich zum Fallbeispiel (350.000 EW) tendenziell zu höheren spezifischen Kosten führt. Die Darstellung umfasst neben den üblicherweise betrachteten Brutto-Kosten auch die Netto-Kosten, die von EGGLE ET AL (2013) für die dargestellten Verfahren abgeschätzt wurden.

**Tabelle 51: Spezifische Rückgewinnungskosten des Fallbeispiels und Vergleich mit Literaturangaben (Phosphorrückgewinnung); Literaturangaben gerundet**

Verfahren zur P-Rückgewinnung	Brutto	Netto (Anrechnung Synergien/Erlöse**)	Verhältnis Brutto/Netto***
MAP-Fällung Fallbeispiel	10,00 €/kg P	0,19 €/kg P	50:1
Ostara Pearl®	ca. 10 €/kg P*	ca. 5 €/kg P	2:1
AirPrex®	ca. 7 €/kg P*	ca. 2 €/kg P	3,5:1
Prisa (Pilotmaßstab)**	ca. 8-11 €/kg P	ca. 4-6 €/kg P	2:1

\*siehe Tabelle 3 \*\*Zahlen aus EGGLE ET AL (2013); außer Fallbeispiel \*\*\*gerundet



Die Brutto-Kosten liegen in allen Fällen deutlich über dem rechnerischen Wert von 1 bis maximal 3 €/kg Phosphor, sodass die einleitend beschriebene Gegenüberstellung von Bruttokosten und Erlösen zwangsweise dazu führen würde, dass die Rückgewinnungsverfahren als (deutlich) unwirtschaftlich bewertet werden. Hierdurch wird wiederum das grundlegende Problem einer einseitig auf die Rückgewinnung fokussierten Betrachtungsweise belegt. Werden die entstehenden Synergien und Einsparungen in die Kostenbetrachtung aufgenommen (Netto-Kosten), können die Brutto-Kosten in allen Fällen zumindest halbiert werden.

Obschon die Brutto-Kosten der dargestellten Verfahren in der gleichen Größenordnung von etwa 10 €/kg P liegen, führt die Anrechnung der Synergieeffekte und Erlöse allerdings nur im Fallbeispiel Braunschweig zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung – die spezifischen Kosten von 0,19 €/kg entsprechen Jahreskosten von rund 8.000 €/a und können als vernachlässigbar angesehen werden (vgl. Abschnitt 10.2).

Das Potential der konsequenten Anrechnung *aller* Einsparungen und somit die Relevanz des in dieser Arbeit gewählten Ansatzes wird somit im Vergleich zu den Literaturangaben deutlich, die auch unter den eher optimistischen Annahmen von EGGLE ET AL (2013) für die im Zentratwasser ansetzenden Verfahren in keinem Fall eine wirtschaftliche Umsetzung erwarten lassen.

#### **10.4.2 Teilsystem Stickstoffrückgewinnung**

Im Gegensatz zur Phosphorrückgewinnung erfolgt die Implementierung eines Verfahrens zur Elimination/Rückgewinnung von Stickstoff (fast) ausschließlich unter dem Reinigungsaspekt. Hierfür stehen in der Regel mehrere Optionen zur Auswahl, wobei in ökonomischer Hinsicht die Variante zu bevorzugen ist, die in einer KVR geringere Jahreskosten bzw. Projektkostenbarwerte aufweist. Mithilfe der spezifischen Kosten je kg eliminiertem Stickstoff wird diese Angabe normiert, was beispielsweise den Vergleich verschiedener Anlagenkonzepte und Größenordnungen erleichtert.

Aufgrund dieser direkten Vergleichbarkeit (Nutzengleichheit) der Reinigungsverfahren ist es nicht notwendig bzw. zielführend, die Reinigungswirkung der alternativen Behandlungsoptionen als Benefit anzurechnen. Weitere Synergieeffekte bzw. Erlöse sind ebenfalls nicht von Bedeutung, da das Rückgewinnungsprodukt keine ökonomisch relevante Nutzung erfährt. Dementsprechend liegen für die Stickstoffelimination bzw. Rückgewinnung ausschließlich Angaben zu Brutto-(Reinigungs-)Kosten vor, die in Tabelle 52 zusammengefasst sind. Die Brutto-Kosten der NH<sub>3</sub>-Strippung liegen für das Fallbeispiel im Bereich der Referenzanlagen, wodurch die in dieser Arbeit getroffenen Annahmen und Berechnungen bestätigt werden.

Wenngleich die Angabe dieser Kosten zum Verfahrensvergleich für „ausschließliche“ Reinigungs- bzw. Eliminationsverfahren sinnvoll und ausreichend ist, gerät der Ansatz mit zunehmender Bedeutung von Rückgewinnungsaspekten an seine Grenzen. Für den hypothetischen Fall, dass die Stickstoffelimination – wie die Phosphorrück-

gewinnung – gänzlich als Rückgewinnungsverfahren interpretiert bzw. eingesetzt wird, würde eine Gegenüberstellung von Bruttokosten und Nährstoffwert auch hier zwangsweise dazu führen, dass die Verfahren nicht wirtschaftlich darstellbar sind.

Demzufolge sollte auch im Rahmen der Stickstoffrückgewinnung zur Berücksichtigung der Reinigungswirkung sowie etwaiger weiterer Synergieeffekte ein Ansatz gewählt werden, der der Funktion als Reinigungs- und Rückgewinnungsverfahren gerecht wird.

**Tabelle 52: Spezifische Reinigungs- bzw. Rückgewinnungskosten des Fallbeispiels und Vergleich mit Literaturangaben (Stickstoffrückgewinnung)**

Verfahren zur N-Rückgewinnung	Brutto
NH <sub>3</sub> -Strippung Fallbeispiel	3,92 €/kg N
Strippung Kloten (90.000 EW) (LIEBI 2009)	3,5-7 €/kg N*
NH <sub>3</sub> -Strippung Braunschweig (Berechnung ISWW 2005)	3,5 €/kg N
Stickstoffentfernung allgemein (Bandbreite)**	3-6 €/kg N

\*auf € umgerechnet (INDEXMUNDI 2013B) \*\*THÖLE ET AL (2005)

## 10.5 Zusammenfassende Bewertung der Nährstoffrückgewinnung

Aus der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der vorherigen Abschnitte ergibt es sich, dass der *ganzjährige* Betrieb der Nährstoffrückgewinnungsverfahren – der aufgrund seiner Übertragbarkeit auf vergleichbare Kläranlagen von besonderer Relevanz ist – unter Berücksichtigung aller Erlöse und Synergieeffekte mit Netto-Jahreskosten von rund 160.000 € verbunden ist. Der Abstand zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung ist somit gering.

Die verfahrensspezifische Aufschlüsselung der Kosten und Erlöse zeigt, dass die Nettokosten ausschließlich der NH<sub>3</sub>-Strippung zuzuordnen sind, was möglicherweise auch auf den hier gewählten, konservativen Kostenansatz bzw. eher ungünstig angenommene Rahmenbedingungen zurückzuführen ist. Die MAP-Fällung als alleiniges Verfahren ist bereits heute wirtschaftlich darstellbar. In Bezug auf Kapitel 4 kann daher die grundlegende Hypothese, dass *beide* Rückgewinnungsverfahren wirtschaftlich auf üblichen Kläranlagen eingesetzt werden können, nicht in Gänze bestätigt werden. Gleichsam ist es jedoch denkbar, dass unter günstigeren Rahmenbedingungen die These mutmaßlich in allen Punkten bestätigt werden kann.

Durch die Kostenbetrachtung konnte ebenfalls nachgewiesen werden, dass die Bewertung *beider* Verfahren als Reinigungs- und Rückgewinnungsverfahren mit erheblichen Synergieeffekten verbunden ist, die mit rund 450.000 €/a beziffert werden können. Das Beheben dieser Defizite trägt somit wesentlich dazu bei, dass für die

Verfahrenskombination überhaupt von einem annähernd kostendeckenden Betrieb ausgegangen werden kann. Im Umkehrschluss ist in der *fehlenden* Betrachtung der Synergieeffekte ein wesentlicher Grund zu sehen, warum insbesondere die MAP-Fällung in der Literatur als wenig wirtschaftlich angesehen wird.

Durch die Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Belange konnte aufgezeigt werden, wie die Düngemittelproduktion und -nutzung konkret umgesetzt werden kann und welche Erlöse aus der Düngemittelvermarktung generiert werden können. Diese sind mit rund 150.000 €/a vergleichsweise gering, sie liegen jedoch in der gleichen Größenordnung wie die Netto-Jahreskosten.

Im jeweiligen Einzelfall kann somit die landwirtschaftliche Verwertung der Sekundärrohstoffdünger den entscheidenden Faktor bzgl. der Wirtschaftlichkeit darstellen.

## 11 Sensitivitätsanalysen

In Kapitel 11 wird untersucht, wie sich Unsicherheiten bzgl. der für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung getroffenen Annahmen auf die ökonomische Bewertung der Verfahrenskombination MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung auswirken. Diese Unsicherheiten sind v.a. mit der unklaren zukünftigen Entwicklung, beispielsweise in Bezug auf Kapitalmarktzinsen oder Betriebskosten (LAWA 2005), verbunden und somit unvermeidlich. Bei einer Kostenvergleichsrechnung wird eine Empfindlichkeitsprüfung bzw. Sensitivitätsanalyse vor allem zur Ermittlung sogenannter ‚kritischer Werte‘ (SANDER 2003, LAWA 2005) herangezogen. Mit diesem Begriff werden Werte bezeichnet, bei denen sich die ‚Vorteilhaftigkeit der zu vergleichenden Alternativen‘ (LAWA 2005) umkehrt, d.h. es wird ermittelt, unter welchen Rahmenbedingungen eine ursprünglich ungünstigere Alternative zur kostengünstigsten Alternative wird.

Im Folgenden wird die grundlegende Methodik einer Sensitivitätsanalyse für die Bewertung der Nährstoffrückgewinnungsverfahren angewendet. Da in der vorliegenden Arbeit allerdings keine Investitionsalternativen verglichen werden, können keine kritischen Werte angegeben werden. Im gegebenen Kontext können jedoch diejenigen Rahmenbedingungen im positiven Sinne als ‚kritisch‘ angesehen werden, unter denen die Verfahrenskombination kostenneutral bzw. gewinnbringend betrieben werden kann.

Prinzipiell können in einer Sensitivitätsanalyse alle relevanten Parameter wie beispielsweise der Auslastungsgrad der Anlagen oder die Höhe der Investitionen auf ihren Einfluss auf die Verfahrensbewertung untersucht werden. Da jedoch in dieser Arbeit *ein* konkretes Fallbeispiel im Vordergrund steht, wird auf die Variation dieser Parameter verzichtet, zumal die diesbezüglichen Eingangsdaten und Kostenansätze als solide anzusehen sind. Die folgende Analyse beschränkt sich daher auf dynamische Parameter wie Zinssätze und Betriebs(mittel)kosten. Ergänzend zu den Sensitivitätsanalysen wird in Kapitel 12 anhand von Break-Even-Analysen untersucht, wie sich maßgebliche Eingangsparameter ändern *müssten*, damit die Nährstoffrückgewinnung rechnerisch wirtschaftlich dargestellt werden kann.

Ausgangspunkt und Referenz der Sensitivitätsanalysen ist der in Kapitel 10 dargestellte ganzjährige Betrieb der Rückgewinnungsanlagen. Dieser ist mit Kosten von 1.191.600 €/a verbunden, denen Erlöse von 1.029.000 €/a gegenüberstehen. Es verbleiben Netto-Kosten von 162.600 €/a.

### 11.1 Einfluss der Kapitalzinsen

Gemäß den Empfehlungen der LAWA (2005) wurde der kalkulatorische Zinssatz mit  $i=3\%$  angenommen. Für die Sensitivitätsanalyse wird der Zinssatz in Anlehnung an SANDER (2003) im Bereich von  $i=2\%$  bis  $i=5\%$  variiert. Eine vergleichbare Bandbreite wurde auch von EVERDING (2011) speziell für die Bewertung von Nährstoffrückgewinnungsverfahren angewendet. Die Änderung des Zinssatzes wirkt sich ausschließlich

auf die Kapitalkosten aus. Auf die Darstellung der gleichbleibenden Kostenfaktoren sowie der ebenfalls konstanten Erlöse wird im Folgenden daher verzichtet.

Tabelle 53 fasst die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den Faktor „Zinssatz“ zusammen.

**Tabelle 53: Auswirkungen geänderter Kapitalzinsen  $i$  auf die Kapitalkosten sowie die resultierenden Jahreskosten, gerundet auf 100 €. Im Fallbeispiel gewählter Zinssatz (Referenz) = 3%; gleichbleibende Kosten und Erlöse nicht dargestellt**

	<b><math>i=2\%</math></b>	<b><math>i=3\%</math> (Ref.)</b>	<b><math>i=4\%</math></b>	<b><math>i=5\%</math></b>
Kapitalkosten MAP-Fäll.	116.800 €/a	125.800 €/a	135.200 €/a	145.000 €/a
Kapitalkosten Strippung	194.700 €/a	209.700 €/a	225.400 €/a	241.700 €/a
Kapitalkosten Düngemittelbereitstellung	15.200 €/a	17.000 €/a	18.900 €/a	20.900 €/a
<b>Summe Kapitalkosten</b>	<b>326.700 €/a</b>	<b>352.500 €/a</b>	<b>379.500 €/a</b>	<b>407.600 €/a</b>
Netto-Jahreskosten*	136.800 €/a	162.600 €/a	189.600 €/a	217.700 €/a
Veränderung gegenüber Referenz ( $i=3\%$ )	- 25.800 €/a	-	27.000 €/a	55.100 €/a

\*vgl. die vollständige Kostenbetrachtung in Tabelle 49

Der geänderte Zinssatz hat somit nur geringe Auswirkungen auf die Kapitalkosten und somit auf die Jahreskosten der Verfahrenskombination. Dies ist im Wesentlichen auf den geringen Anteil der Kapitalkosten an den Gesamtkosten von nur etwa 25% (vgl. Abbildung 26) zurückzuführen.

## 11.2 Einfluss der Abschreibungszeiträume

Für das Referenzszenario wurden mittlere Abschreibungszeiträume von 25 Jahren für die Bautechnik und von 12,5 Jahren für die EMSR- und Maschinenteknik gewählt. Die Literaturangaben weichen hiervon teilweise ab. So setzt EVERDING (2011) für die Bautechnik Abschreibungszeiträume von 30 a an; bezüglich der EMSR-Technik erfolgt eine Aufteilung in Maschinenteknik (15 a) und Elektrotechnik (10 a). MONTAG (2008) wählt einen weitgehend vergleichbaren Ansatz. LAWA (2005) gibt hingegen nur eine Bandbreite für verschiedene Anlagenteile an, beispielsweise 8-12 Jahre für Mess- und Steuerungseinrichtungen und 30-40 Jahre für Bauwerke.

Basierend auf dieser Bandbreite werden die Abschreibungszeiträume des Referenzszenarios für die Sensitivitätsanalyse um 20% erhöht bzw. vermindert. Es sei an dieser Stelle erneut darauf hingewiesen, dass für Ersatz- bzw. Reinvestitionen keine realen Preissteigerungen angenommen wurden (vgl. Abschnitt 9.1).

Tabelle 54 fasst die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den Faktor „Abschreibungszeiträume“ zusammen; auf die Darstellung der gleichbleibenden Kostenfaktoren und Erlöse wurde wiederum verzichtet.

**Tabelle 54: Auswirkungen geänderter Abschreibungszeiträume a auf die Kapitalkosten sowie die resultierenden Jahreskosten; Zinssatz  $i=3\%$  in allen Fällen, gerundet auf 100 €. Im Fallbeispiel gewählter Abschreibungszeiträume (Referenz) = 12,5 bzw. 25 Jahre**

	a=10 a bzw. 20 a*	a=12,5 a bzw. 25 a (Referenz)	a=15 a bzw. 30 a
Kapitalkosten MAP-Fällung	150.800 €/a	125.800 €/a	109.300 €/a
Kapitalkosten Strippung	251.400 €/a	209.700 €/a	182.100 €/a
Kapitalkosten Düngemittelbe- reitstellung	20.000 €/a	17.000 €/a	15.100 €/a
<b>Summe</b>	<b>422.200 €/a</b>	<b>352.500 €/a</b>	<b>306.500 €/a</b>
Netto-Jahreskosten**	232.300 €/a	162.600 €/a**	116.600 €/a
Veränderung gegenüber Referenz (a=12,5 a bzw. 25 a)	+ 69.700 €/a	-	- 46.000 €/a

\*erste Zahl: Abschreibung EMSR-Technik; zweite Zahl: Abschreibung Bautechnik \*\*vgl. die vollständige Kostenbetrachtung in Tabelle 49

Die Auswirkungen geänderter Abschreibungszeiträume sind im Vergleich zum Einfluss des Zinssatzes (Tabelle 53) etwas höher. Insgesamt ergeben sich jedoch keine wesentlichen Änderungen in der Verfahrensbewertung, was auf den dargestellten geringen Einfluss der Kapitalkosten zurückzuführen ist.

### 11.3 Einfluss der Betriebskosten

Im Referenzszenario werden etwa 75% der gesamten Kosten durch die Betriebskosten bestimmt (Abbildung 26). Demzufolge ist zu erwarten, dass sich diesbezügliche Änderungen bzw. Unsicherheiten in weitaus größerem Maße auf die Verfahrensbewertung auswirken als die Änderung der Zinsen bzw. Abschreibungszeiträume, die ausschließlich die Kapitalkosten betreffen. Bzgl. der Betriebskosten ist zudem davon auszugehen, dass diese im Laufe des Betrachtungszeitraums auch *realen* Preisveränderungen unterliegen. Gleiches gilt für die Düngemittelpreise und somit die erzielbaren Erlöse.

Abweichend von der bisherigen Vorgehensweise ist es daher in den folgenden Sensitivitätsanalysen nicht weiter zielführend, nur *einen*, gleichbleibenden Wert für die Jahreskosten anzugeben. Im Gegensatz dazu werden zur Berücksichtigung realer Preisveränderungen jahresspezifische Kosten über den gesamten Betrachtungszeit-

raum (= Abschreibungszeitraum der Bautechnik, vgl. Abschnitt 9.1) errechnet. Hieraus ergeben sich Projektkostenreihen (LAWA 2005).

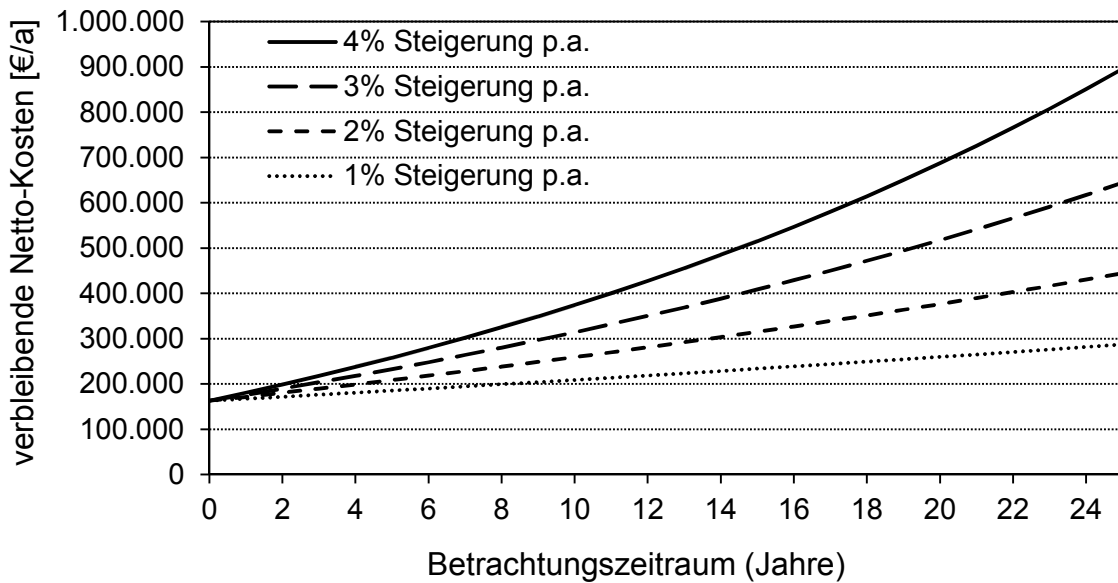
### 11.3.1 Einfluss der Betriebsmittelkosten

Zur Abschätzung der Schwankungsbreite der Betriebsmittelkosten wurde der Produzentenpreisindex (PPI) herangezogen, der die Entwicklung der Marktpreise gut widerspiegelt. Demgemäß schwanken die Preise für das wichtigste Betriebsmittel NaOH in ähnlichem Maßstab wie die Düngemittelpreise. Auch für NaOH konnte ein massiver Preisanstieg 2007/2008 festgestellt werden, auf den ein ebensolcher Einbruch folgte (TIMETRIC 2013). Vergleichbare Veränderungen traten auch in den Jahrzehnten zuvor auf. Die für die Sensitivitätsanalyse notwendige Angabe einer mittleren Preissteigerungsrate ist somit stark vom gewählten Bezugszeitraum abhängig und hat demgemäß nur abschätzenden Charakter. Bezogen auf das Basisjahr 1980 hat sich der Preis für NaOH bis heute in etwa verdreifacht, was einer durchschnittlichen jährlichen Steigerungsrate in der Größenordnung von 3,5% bis 4% entspricht. Dies deckt sich mit den Angaben von EVERDING (2011), die für ihre Sensitivitätsanalysen maximale Steigerungsraten von 4%/a ansetzt und von einer durchschnittlichen Steigerungsrate von 2%/a ausgeht. Sinkende Preise sind allenfalls über kurze Zeiträume zu erwarten und daher für eine langfristige Sensitivitätsanalyse nicht von Relevanz. Eine eingehende Betrachtung geänderter bzw. geringerer Betriebsmittelkosten erfolgt im Rahmen der Break-Even-Analyse.

In der folgenden Sensitivitätsanalyse werden für die Betriebsmittelkosten Steigerungsraten von 1%/a bis 4%/a untersucht. Aufgrund der vergleichbaren Preisdynamik wird für die Erlöse aus der Düngemittelvermarktung (153.000 €/a) die jeweils gleiche Steigerungsrate von 1%/a bis 4%/a angenommen. Die Kapitalkosten werden verständlicherweise als konstant angenommen; ebenso die Personal- und Energiekosten, woraus sich Fixkosten von etwa 600.000 €/a ergeben. Die Anrechnung der Reinigungswirkung (876.000 €/a) wird ebenfalls als fix angenommen.

Abbildung 29 fasst die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zusammen; Tabelle 55 die Netto-Jahreskosten am Ende des Betrachtungszeitraums sowie die gesamten Projektkosten innerhalb von 25 Jahren. Für das Referenzszenario ohne Preissteigerung ergeben sich die üblichen Netto-Jahreskosten von 162.600 €/a.

Es ist nachvollziehbar, dass aufgrund des großen Einflusses der Betriebskosten jedwede Preissteigerung zu einer Erhöhung der Differenz zwischen Kosten und Erlösen und somit zu einer Steigerung der Netto- bzw. der Gesamtkosten führt. Im Extremfall führt eine Preissteigerung von 4%/a im Vergleich zum Referenzszenario zu einer Verfünffachung der Netto-Jahreskosten auf rund 900.000 €/a am Ende des Betrachtungszeitraums. Die gesamten Projektkosten (Tabelle 55) haben sich dann in etwa verdreifacht. Selbst eine moderate Preissteigerungsrate von 1%/a führt innerhalb des Betrachtungszeitraumes zu einer Erhöhung der Jahreskosten um 75% und der gesamten Projektkosten um etwa 40%.



**Abbildung 29: Entwicklung der Jahreskosten bei einer Steigerung der Betriebsmittelkosten um 1% bis 4% pro Jahr**

**Tabelle 55: Jahreskosten am Ende des Betrachtungszeitraums und gesamte Netto-Jahreskosten innerhalb von 25 Jahren bei einer Steigerung der Betriebsmittelkosten um 1% bis 4% pro Jahr**

Szenario	Netto-Jahreskosten nach 25 Jahren	Gesamte Netto-Projektkosten* t=1 bis t=25
Referenz	162.600 €/a	4,07 Mio. €
Betriebsmittel +1%/a	286.900 €/a	5,62 Mio. €
Betriebsmittel +2%/a	444.600 €/a	7,44 Mio. €
Betriebsmittel +3%/a	644.100 €/a	9,59 Mio. €
Betriebsmittel +4%/a	895.900 €/a	12,13 Mio. €

*\*es sei darauf hingewiesen, dass diese Angabe der Summe der einzelnen Jahreskosten und somit nicht dem Projektkostenbarwert entspricht*

Geringere Kostensteigerungen ergeben sich, wenn der Abstand zwischen Betriebsmittelkosten und Erlösen bereits im Referenzszenario geringer ist und/oder die Erlöse schneller steigen als die Kosten, was demgemäß durch Optimierungsmaßnahmen anzustreben ist (vgl. Kapitel 12).

### 11.3.2 Einfluss der Betriebskosten insgesamt

Im Folgenden wird untersucht, wie sensitiv die Kostenbetrachtung auf eine Steigerung der *gesamten* Betriebskosten reagiert. Im vorherigen Abschnitt wurde bereits dargestellt, dass bzgl. der Betriebsmittelkosten mittel- bis langfristig eine Steigerung

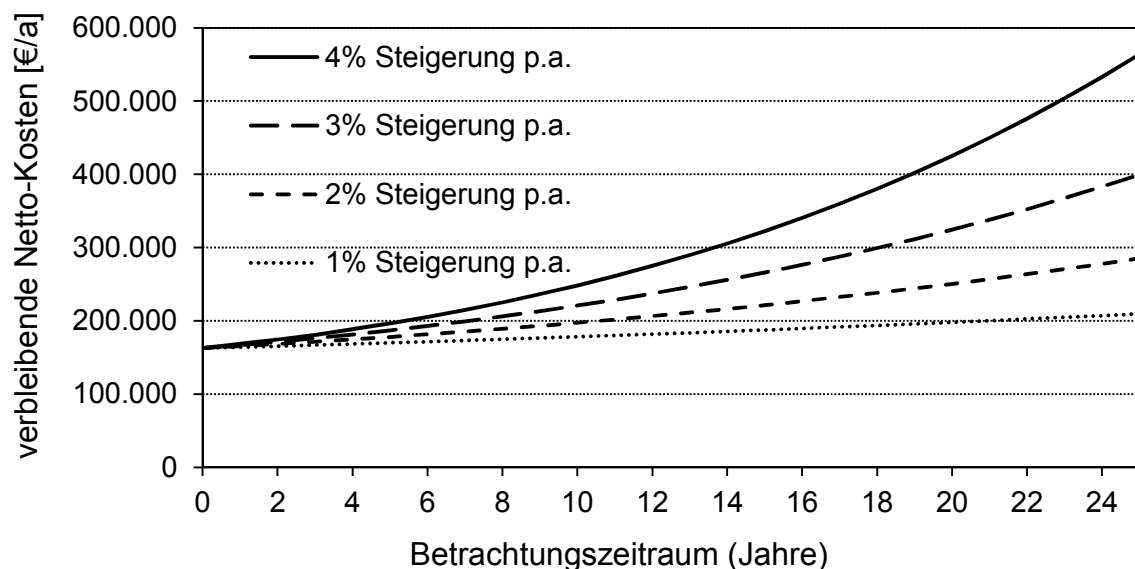


zu erwarten ist. Gleiches gilt für die Energiekosten (DESTATIS 2013B), sodass die folgende Analyse ebenfalls eine wahrscheinliche Entwicklung abbildet. Auf die Untersuchung sinkender Preise wurde erneut verzichtet.

Für Betriebsmittel, Düngemittelerlöse und Energiekosten wird im Folgenden eine Steigerungsrate von 1%/a bis 4%/a untersucht. Für die Erlöse aus der Anrechnung der Reinigungswirkung wird die Steigerungsrate jeweils halbiert. Hierdurch wird der Tatsache Rechnung getragen, dass der zur Anrechnung der Reinigungswirkung gewählte Ansatz auch fixe Kosten beinhaltet, die keiner Preisdynamik unterliegen. Wie gehabt werden die Kapital- und die Personalkosten als konstant angenommen.

Die Sensitivitätsanalyse umfasst somit in Summe variable Kosten in Höhe von 730.000 €/a, denen Erlöse in Höhe von 153.000 €/a aus der Düngemittelvermarktung sowie 876.000 €/a aus der Anrechnung der Reinigungswirkung gegenüberstehen (vgl. Tabelle 49).

Abbildung 30 fasst die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zusammen; Tabelle 56 die Netto-Jahreskosten am Ende des Betrachtungszeitraums sowie die gesamten Projektkosten. Für das Referenzszenario ergeben sich die üblichen Netto-Jahreskosten von 162.600 €/a.



**Abbildung 30: Entwicklung der Jahreskosten bei einer Steigerung aller Betriebskosten um 1% bis 4% pro Jahr (Steigerungsrate der Reinigungswirkung 0,5%/a bis 2%/a)**

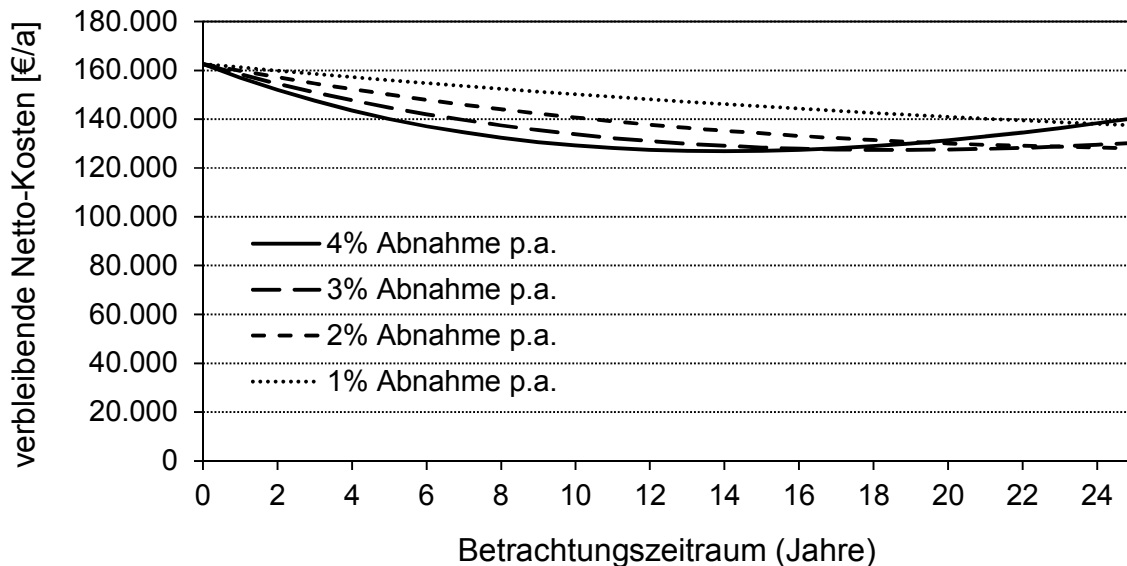
In diesem Szenario übersteigen die variablen Erlöse die variablen Kosten; da für einen Großteil der Erlöse (Anrechnung der Reinigungswirkung) jedoch eine um 50% geringere Dynamik angenommen wurde, ist über den Betrachtungszeitraum wiederum eine Kostensteigerung festzustellen. Eine Steigerungsrate von 1%/a wirkt sich nur in geringem Maße auf die Jahres- bzw. Gesamtkosten aus; eine Steigerungsrate von 4%/a führt jedoch bereits zu einer Verdoppelung der über die gesamte Projektlaufzeit betrachteten Projektkosten auf annähernd 8 Mio. €.

**Tabelle 56: Jahreskosten am Ende des Betrachtungszeitraums und gesamte Netto-Jahreskosten innerhalb von 25 Jahren bei einer Steigerung der gesamten Betriebskosten um 1%/a bis 4%/a (Für die Steigerung der Erlöse aus der Anrechnung der Reinigungswirkung wurde eine Steigerungsrate von 0,5%/a bis 2%/a angenommen)**

Szenario	Netto-Jahreskosten nach 25 Jahren	Gesamte Netto-Projektkosten* t=1 bis t=25
Referenz	162.600 €/a	4,07 Mio. €
Betriebskosten +1%/a	209.460 €/a	4,62 Mio. €
Betriebskosten +2%/a	285.300 €/a	5,41 Mio. €
Betriebskosten +3%/a	399.600 €/a	6,49 Mio. €
Betriebskosten +4%/a	563.900 €/a	7,93 Mio. €

\*es sei darauf hingewiesen, dass diese Angabe der Summe der einzelnen Jahreskosten und somit nicht dem Projektkostenbarwert entspricht

In Abbildung 31 ist dargestellt, wie sich die Jahreskosten für den eher unwahrscheinlichen Fall einer *Abnahme* der Betriebskosten entwickeln. Hierfür wurden die gleichen Annahmen wie für die vorherige Analyse (Abbildung 30, Tabelle 56) getroffen, allerdings wurden die angesetzten Steigerungsraten mit einem negativen Vorzeichen versehen.



**Abbildung 31: Entwicklung der Jahreskosten bei einer Verringerung aller Betriebskosten um 1%/a bis 4%/a (Ansatz bzgl. der Reinigungswirkung 0,5%/a bis 2%/a)**

Da in diesem Fall die Erlöse ebenso wie die Kosten sinken, ist in Summe nur eine geringe Veränderung der Jahreskosten festzustellen. Ein kostendeckender Betrieb kann in keinem Fall erreicht werden und ist auch für über 25 Jahre hinausgehende Betrachtungszeiträume nicht zu erwarten. Grund hierfür ist die Tatsache, dass abhängig von der gewählten Degressionsrate die Erlöse ab einem bestimmten Zeitpunkt schneller sinken als die Kosten, sodass die Netto-Jahreskosten in Summe wieder ansteigen. Diese Tendenz ist in Abbildung 31 für eine jährliche Kostenabnahme um 4% bereits deutlich zu erkennen.

#### **11.4 Zusammenfassung der Sensitivitätsanalysen**

Da die Kosten der Nährstoffrückgewinnungsverfahren im Wesentlichen durch die Betriebsmittelkosten bestimmt werden, haben diesbezügliche Sensitivitätsanalysen den größten Effekt auf die Verfahrensbewertung. Eine *Steigerung* der Betriebs- bzw. Betriebsmittelkosten (vgl. Abschnitt 11.3), die als das wahrscheinlichste Szenario angesehen werden muss, führt in allen Fällen zu einer Kostensteigerung, die durch die ebenfalls steigenden Erlöse nicht kompensiert werden kann. Selbst bei einer hypothetischen Abnahme der Betriebskosten ist langfristig kein wirtschaftlicher Betrieb möglich, da in diesem Szenario verständlicherweise auch eine Abnahme der Erlöse angesetzt werden muss. Die anzunehmenden zukünftigen Entwicklungen führen somit tendenziell zu einer Verschlechterung der Wirtschaftlichkeit.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass unter grundsätzlich anderen Rahmenbedingungen bzw. durch die Optimierung einzelner Stellgrößen mutmaßlich eine wirtschaftliche Umsetzung beider Verfahren möglich ist. Die Untersuchung zentraler Stellgrößen ist Gegenstand des folgenden Kapitels.

## 12 Break-Even-Analysen

In Abgrenzung zu den Sensitivitätsanalysen, in denen mögliche (externe) Einflüsse auf die Wirtschaftlichkeit untersucht wurden, wird im folgenden Kapitel untersucht, wie sich zentrale Stellgrößen bzw. Parameter ändern *müssten*, damit die Nährstoffrückgewinnung über die gesamte Projektlaufzeit wirtschaftlich ist. Die Kenntnis dieser Stellgrößen bietet Ansätze zur gezielten Verfahrensoptimierung und somit zur Verbesserung eines der in Kapitel 4 herausgestellten Defizite.

Die Wirtschaftlichkeit ist dann gegeben, wenn zum Zeitpunkt  $t=0$  bzw.  $t=1$  Netto-Erlöse erwirtschaftet werden, die durch die im Projektverlauf mutmaßlich steigenden Kosten (vgl. Abschnitt 11.3.2) nicht vollständig aufgezehrt werden. Netto-Erlöse können grundsätzlich dann generiert werden, wenn entweder die Kosten verringert und/oder die Erlöse erhöht werden.

Die Ableitung des Break-Even-Punktes bzw. der Gewinnschwelle ist nur für Parameter sinnvoll, die einerseits einen bedeutsamen Einfluss auf die Verfahrenskosten haben und andererseits durch gezielte Maßnahmen tatsächlich optimiert werden können. Dies trifft auf die Investitionen und die resultierenden Kapitalkosten beispielsweise nur eingeschränkt zu, da der hier gewählte Kostenansatz aktuell nur geringe Spielräume lässt. Die für eine merkliche Kostensenkung notwendige Optimierung der Anlagentechnik kann vor allem im Rahmen einer zunehmenden großtechnischen Verbreitung der Rückgewinnungsanlagen erreicht werden und ist somit erst mittel- bis langfristig zu erwarten. Zudem ist der Anteil dieser und anderer Fixkosten an den Gesamtkosten gering.

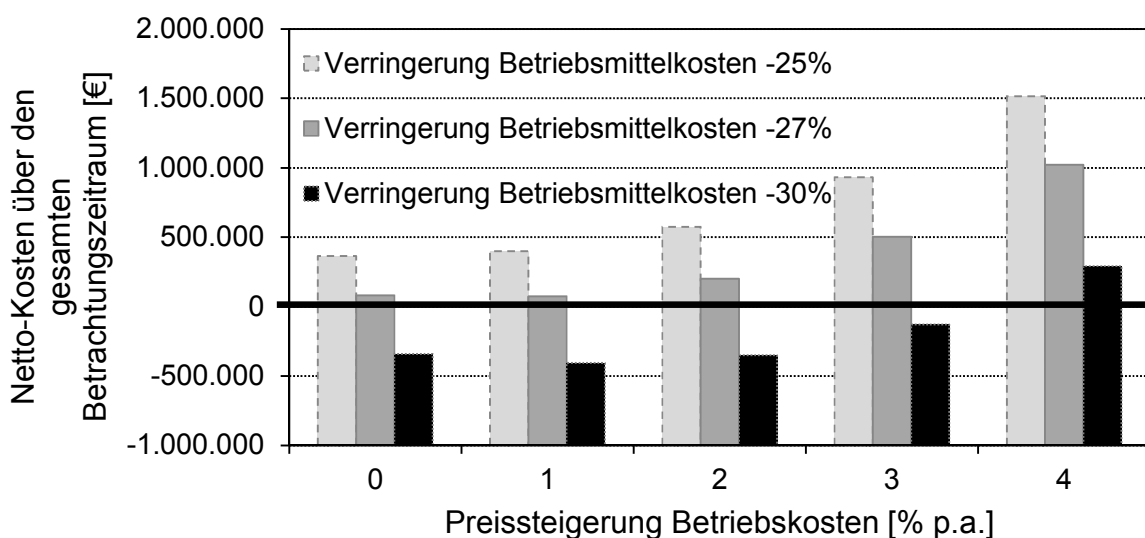
Aufgrund ihrer großen Relevanz für die Verfahrenskosten sind Break-Even-Analysen somit vor allem in Bezug auf die Betriebsmittel sinnvoll. Gleiches gilt für die Erlöse aus der Düngemittelvermarktung, deren Einfluss im Referenzszenario zwar vergleichsweise gering ist, die jedoch einer großen Dynamik unterliegen und beispielsweise durch eine entsprechende Preisgestaltung wirksam beeinflusst werden können.

Die Gewinnschwelle und somit der Punkt, an dem sich die Netto-Kosten des Basiszenarios (hier bezogen auf die gesamte Projektlaufzeit) in Erlöse umkehren, wird iterativ bestimmt. Hierfür wird der anfängliche Kostenansatz des untersuchten Parameters bzw. Kostenpostens schrittweise reduziert, bis die Gewinnschwelle gerade überschritten wird. Aus dem iterativen Ansatz ergibt es sich, dass die resultierenden Projektkosten (bzw. Erlöse) im Vergleich zu den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen eher gering sind. Zur Berücksichtigung der Preisdynamik und somit der Sensitivität wurde bei allen Break-Even-Analysen der als realistisch einzuschätzende Ansatz aus Abschnitt 11.3.2 in die Betrachtungen mit einbezogen.

## 12.1 Betriebsmittel

### 12.1.1 Senkung der Betriebsmittelkosten

Im folgenden Abschnitt wird untersucht, wie sich die Kosten *aller* Betriebsmittel (NaOH, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, Mg<sup>2+</sup>) ändern müssten, damit die Gewinnschwelle erreicht bzw. gerade überschritten wird. Hierzu werden die im Basisszenario verwendeten Kostensätze in einer Größenordnung von 25% bis 30% verringert. Es wurde angenommen, dass die prozentuale Kostenreduktion für alle Betriebsmittel identisch ist. Abbildung 32 fasst die Ergebnisse für Preissteigerungsraten von 0%/a bis 4%/a zusammen. Dargestellt sind die Projektkosten innerhalb des gesamten Betrachtungszeitraums von 25 Jahren.



**Abbildung 32: Abschätzung der Gewinnschwelle für den Parameter „Betriebsmittelkosten“; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a bzw. 0%/a bis 2%/a (vgl. Abschnitt 11.3.2)**

In Abhängigkeit von der Preissteigerungsrate ist somit zum Erreichen der Gewinnschwelle eine Senkung der Betriebsmittelkosten um 27% bis 30% erforderlich. Ob diese Ersparnis für einzelne bzw. alle Betriebsmittel erreicht werden kann, kann erst im laufenden Betrieb evaluiert werden. Potentiale bieten sich vor allem beim NaOH-Bedarf, für den im Referenzszenario ein eher sicherer Ansatz gewählt wurde. Eine Verringerung des NaOH-Bedarfs und somit der Betriebsmittelkosten kann möglicherweise auch durch einen angepassten Betrieb sowie ein optimiertes Zusammenwirken zwischen pH-Wert und Betriebstemperatur der Strippung erreicht werden (vgl. Abschnitt 7.2.1.3 und RAUTENBACH ET AL 1995). Auch bei anderen Betriebsmitteln können mutmaßlich durch eine optimierte Prozessführung Einsparpotentiale realisiert werden. Weitere Potentiale sind in dem Einsatz alternativer bzw. kostengünstiger Betriebsmittel (z.B. Reststoffe) zu sehen, sofern diese den qualitativen Anforderungen genügen (DOCKHORN 2007B, SARTORIUS 2011).

In Abhängigkeit von der Optimierung weiterer Rahmenbedingungen (vgl. z.B. Abschnitt 12.4) können ggf. auch geringere Kosteneinsparungen bei den Betriebsmitteln zu einem insgesamt wirtschaftlichen Betrieb führen.

### 12.1.2 Kostenneutrale bzw. kostengünstige Mg-Quelle

DOCKHORN (2008) hat gezeigt, dass das zur MAP-Fällung erforderliche Magnesium durch magnesiumhaltiges Meer-oder Haldenabwasser ersetzt werden kann. Dieser Ansatz stellt somit ein konkretes Beispiel für den Einsatz kostengünstiger Betriebsmittel dar. Für die alternativen Betriebsmittel fallen lediglich Transportkosten an, die deutlich unter dem Einkaufspreis industrieller Magnesiumsalze wie MgO oder MgCl<sub>2</sub> liegen. Für den Standort Braunschweig und eine Transportstrecke von etwa 250 km errechnete DOCKHORN (2008) spezifische Kosten von maximal 0,50 €/kg Magnesium aus Haldenabwasser.

Der Preis des Betriebsmittels Mg wird daher in der folgenden Analyse mit 0,5 €/kg bzw. 500 €/t angenommen. Dies entspricht einer Verringerung dieses Kostenpostens um über 65%. Wenngleich die Kosten des Teilsystems „MAP-Fällung“ wirksam gesenkt werden können, kann hierdurch für das *Gesamtsystem* die Gewinnschwelle nicht erreicht werden, da die Maßnahme auf die – in Bezug auf die Kosten dominierende – NH<sub>3</sub>-Strippung keinen Einfluss hat. Die gesamten Projektkosten beziffern sich in Abhängigkeit von der Kostensteigerungsrate auf 2,5 bis 5 Mio. € (Abbildung 33).

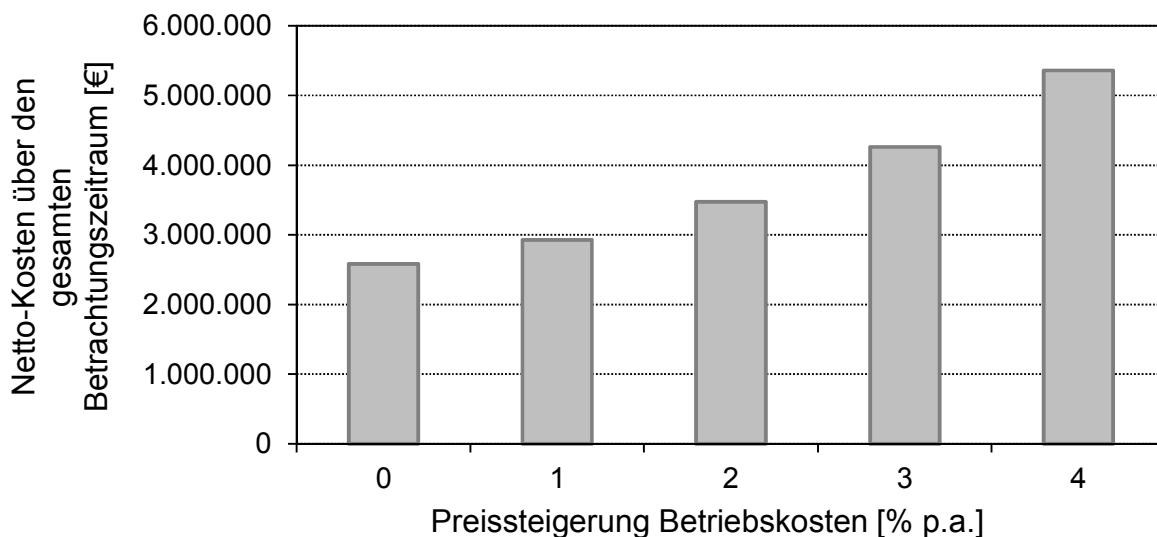
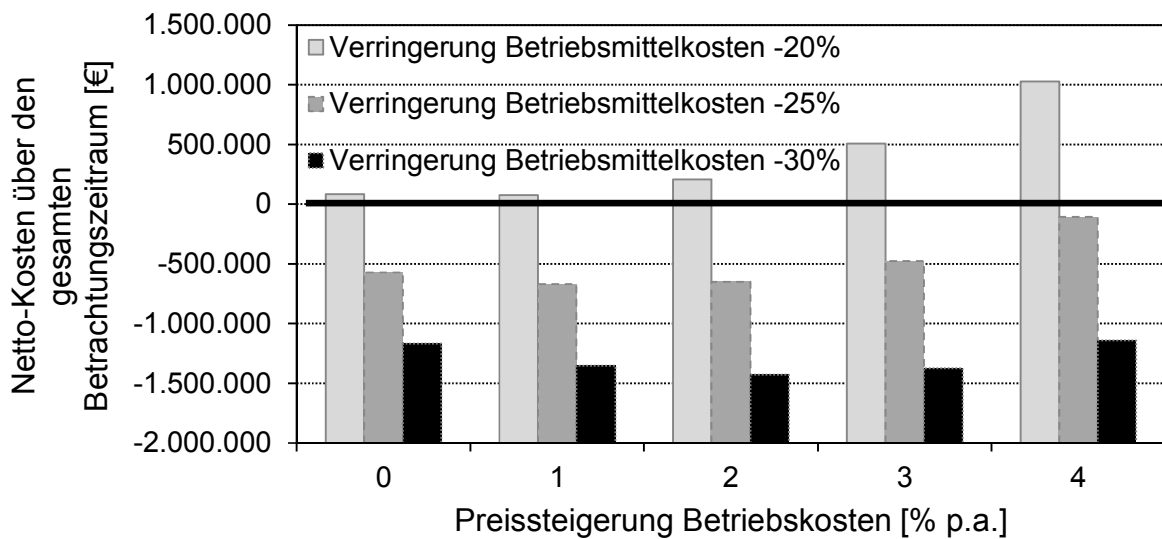


Abbildung 33: Resultierenden Projektkosten (über 25 Jahre) mit einem Kostenansatz für Mg = 500 €/t, ansonsten keine Veränderung der Eingangskosten; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a bzw. 0%/a bis 2%/a (vgl. Abschnitt 11.3.2)

Die tatsächliche Gewinnschwelle wurde daher erneut iterativ bestimmt, indem neben der Reduktion der Mg-Kosten auf 500 €/t die Kosten der Betriebsmittel NaOH und H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> analog zu Abschnitt 12.1.1 um den jeweils gleichen Prozentsatz verringert wurden. Für konkrete Ansatzpunkte zur Senkung der Betriebsmittelkosten sei auf

den vorherigen Abschnitt verwiesen. Die Steigerungsrate der Betriebskosten wurde wiederum im Bereich von 0%/a bis 4%/a variiert (vgl. Abschnitt 11.3.2). Die Ergebnisse sind in Abbildung 34 zusammengefasst.



**Abbildung 34: Abschätzung der Gewinnschwelle für den Parameter „Betriebsmittelkosten“; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a bzw. 0%/a bis 2%/a (vgl. Abschnitt 11.3.2); Kostenansatz Mg = 500 €/t**

Bei einem Ersatz der Magnesiumsalze durch Haldenabwasser und der damit verbundenen Senkung der Mg-Kosten um etwa 65% auf 500 €/t ist zum Erreichen der Gewinnschwelle eine Senkung der weiteren Betriebsmittelkosten um etwa 20% erforderlich. Eine Reduktion um 25% bzw. 30% führt unabhängig von der Preissteigerungsrate über den gesamten Betrachtungszeitraum zu Netto-Erlösen von etwa 0,5 bis 1,5 Mio. €. Analog zum vorherigen Abschnitt gilt, dass in Abhängigkeit von der Optimierung weiterer Rahmenbedingungen ggf. auch geringere bzw. betriebsmittel-spezifisch unterschiedliche Einsparungen zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung führen können.

## 12.2 Nährstoffkonzentrationen

Im einfachsten bzw. üblichen Fall einer Break-Even-Analyse wird die Gewinnschwelle dadurch erreicht, dass die Produktionsmenge und somit die Erlöse schneller steigen als die variablen- und Fixkosten. Übertragen auf die Nährstoffrückgewinnung steigen die Düngemittelproduktion und somit die Erlöse mit zunehmenden Nährstoffkonzentrationen an; die Investitionen sind hingegen größtenteils von der hydraulischen Belastung abhängig und somit fix. Wenngleich der Anteil der Fixkosten im Fallbeispiel relativ gering ist, führen höhere Konzentrationen mutmaßlich auch hier zu einer Verbesserung der Wirtschaftlichkeit und letztlich zu einem Überschreiten der Gewinnschwelle.

Bei näherer Betrachtung zeigt sich jedoch, dass bereits die von der P- bzw. N-Konzentration direkt abhängigen Kosten der Betriebsmittel Magnesium und Schwe-

felsäure im Basisszenario die ebenfalls konzentrationsabhängigen Erlöse aus der Düngemittelvermarktung übersteigen (vgl. Tabelle 39, Tabelle 40 sowie Tabelle 47). Durch eine Steigerung der Konzentrationen könnten somit zwar die spezifischen Produktionskosten gesenkt werden; aufgrund des linearen Zusammenhangs von Konzentration und Mg- bzw. Schwefelsäureverbrauch würden die Gesamtkosten des Verfahrens jedoch steigen. Diese Aussage bestätigt die grundsätzliche Problematik hoher Betriebskosten; sie gilt allerdings nur für den Fall, dass die Konzentrationserhöhung *ausschließlich* zur Steigerung von Rückgewinnung und Düngemittelproduktion erfolgt, beispielsweise durch eine gezielte Rücklösung von Phosphor und Stickstoff aus dem Faulschlamm. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen kann somit ein Einsatz entsprechender Verfahrensstufen nicht als zielführend angesehen werden.

Von Vorteil sind höhere Konzentrationen jedoch in allen Fällen, in denen die Rückgewinnung – Bezug nehmend auf einen der zentralen Ansätze dieser Arbeit – mit Synergieeffekten im Bereich der Abwasserreinigung verbunden ist. Unter der Annahme, dass durch die Nährstoffrückgewinnung eine gleichermaßen wirksame, konventionelle Anlagenerweiterung obsolet wird, übersteigen die konzentrationsabhängigen Erlöse aus Düngemittelvermarktung und angerechneten Einsparungen die ebenfalls konzentrationsabhängigen Kosten deutlich. Im Fallbeispiel Braunschweig würde unter diesen Voraussetzungen bei ansonsten gleichen Rahmenbedingungen die Gewinnschwelle bereits bei etwa 20% höheren Konzentrationen von etwa 215 mg/L PO<sub>4</sub>-P und 1.300 mg/L NH<sub>4</sub>-N erreicht werden (vgl. auch Abschnitt 13.1).

Sofern die Synergieeffekte voll zum Tragen kommen, führen höhere Nährstoffkonzentrationen im anfallenden Zentratwasser somit grundsätzlich zu einer Steigerung der Effizienz und Wirtschaftlichkeit von Nährstoffrückgewinnungsverfahren.

Auch bei einer Implementierung von Schlammaufschlussverfahren ist – im Prinzip als Nebeneffekt – von einer Konzentrationserhöhung im Zentratwasser auszugehen, die aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge ebenfalls zu einer Steigerung der Betriebsmittelkosten führt. Das Vorhandensein einer Teilstrombehandlung bzw. Nährstoffrückgewinnung kann jedoch in vielen Fällen als eine grundlegende Voraussetzung zur Implementierung von Aufschlussverfahren angesehen werden. Sie ist somit unabhängig von den Konzentrationen und eventuell höheren Behandlungskosten ein notwendiges Element, um die in der Regel weitaus größeren ökonomischen Potentiale eines Schlammaufschlusses überhaupt erst erschließen zu können (vgl. auch Abschnitt 13.2). Eine gesamtsystemische Betrachtungsweise ist somit auch in diesem Fall von zentraler Bedeutung, wobei die Systemgrenze entsprechend erweitert werden muss.

### 12.3 Anlagendimensionierung

In der Regel können größere Anlagen wirtschaftlicher betrieben werden als kleinere, was auf verschiedene Skaleneffekte zurückzuführen ist (KRUGMAN & OBSTFELD 2004). Im Falle eines produzierenden Unternehmens sind hierunter unter anderem Effizi-



enzgewinne durch zunehmende Automatisierung/Spezialisierung, eine verbesserte Position gegenüber Lieferanten sowie die Fixkostendegression zu nennen. Skaleneffekte können durch Unternehmen gezielt generiert werden, indem sie beispielsweise durch eine Erweiterung der Produktionskapazitäten oder Firmenzusammenschlüsse expandieren.

Wenngleich die Untersuchungen in Abschnitt 12.2 ebenfalls auf der Fixkostendegression basieren, spielen Skaleneffekte für die Break-Even-Analyse der Nährstoffrückgewinnung nur eine untergeordnete Rolle. Die Dimension bzw. Auslegungsgröße der Anlagen ist von äußeren Faktoren abhängig und somit standortspezifisch vorgegeben. Eine gezielte „Expansion“ ist dementsprechend kaum möglich.

Um dennoch den Effekt der Anlagengröße auf die Wirtschaftlichkeit untersuchen zu können, wird das gewählte Fallbeispiel auf andere Standorte mit entsprechend größeren Zentratwassermengen übertragen („Scale-up“). Exemplarisch wird eine Verdoppelung bzw. eine Vervielfachung der Auslegungsgröße vorgesehen. Um die Vergleichbarkeit zum Fallbeispiel zu gewährleisten, werden abgesehen von der Anschlussgröße keine weiteren Rahmenbedingungen variiert. Tabelle 57 fasst die wesentlichen Eingangsdaten der verschiedenen Varianten zusammen.

**Tabelle 57: Eingangsdaten der Nährstoffrückgewinnung bei einer Verdoppelung / Vervielfachung der Auslegungsgröße**

	<b>Basisszenario</b>	<b>Verdoppelung</b>	<b>Vervielfachung</b>
Angeschlossene EW	350.000	700.000	1.400.000
Zentratwassermenge	613 m <sup>3</sup> /d	1.226 m <sup>3</sup> /d	2.452 m <sup>3</sup> /d
PO <sub>4</sub> -P-Konzentration	180 mg/L	180 mg/L	180 mg/L
NH <sub>4</sub> -N-Konzentration	1.080 mg/L	1.080 mg/L	1.080 mg/L
MAP-Produktion	317 t/a	635 t/a	1.270 t/a
DAS-Produktion	2.315 t/a	4.630 t/a	9.260 t/a
Skalierungsfaktor Investitionen*	1	0,85	0,72
Absolute Erhöhung der Investitionen	-	70%	188%

*\*die spezifischen Investitionen je EW wurden nach den Regressionsgleichungen von GÜNTHERT & REICHERTER (2001) für kommunale Kläranlagen berechnet (spezifische Gleichungen für Nährstoffrückgewinnungsanlagen liegen nicht vor). Bei einer Verdoppelung der Anschlussgröße sinken die einwohnerspezifischen Investitionen demnach auf 85%; bei einer Vervielfachung auf 72% im Vergleich zum Basisszenario*

Im Gegensatz zu den Investitionen steigen die Betriebskosten weitgehend linear mit der steigenden Anschlussgröße, da diese entweder von den P- bzw. N-Frachten oder von der Zentratwassermenge abhängig sind. Gleiches gilt für die Erlöse aus der Düngemittelvermarktung sowie aus der Anrechnung der Reinigungswirkung. Lediglich für die Personalkosten wurde angenommen, dass diese von der Anschlussgröße undabhängig sind. Hieraus ergeben sich die in Tabelle 58 dargestellten Kosten und Erlöse.

**Tabelle 58: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse bei der Implementierung der Nährstoffrückgewinnung auf Anlagen mit 350.000 EW, 700.000 EW und 1,4 Mio. EW**

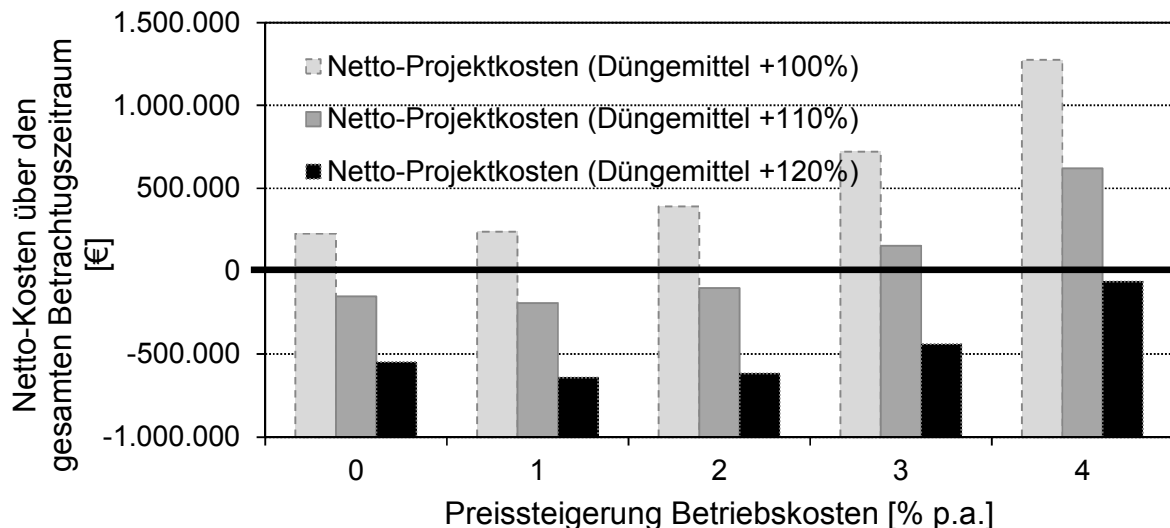
	<b>Basisszenario</b>	<b>700.000 EW</b>	<b>1,4 Mio. EW</b>
Kapitalkosten MAP-Fäll.	125.800 €/a	213.900 €/a	362.300 €/a
Kapitalkosten Strippung	209.700 €/a	356.500 €/a	604.000 €/a
Betrieb MAP-Fällung	265.800 €/a	515.100 €/a	1.010.000 €/a
Betrieb Strippung	565.400 €/a	1.074.000 €/a	2.085.100 €/a
Düngemittelbereitstellung insgesamt	24.900 €/a	44.200 €/a	80.600 €/a
<b>Summe Kosten</b>	<b>1.191.600 €/a</b>	<b>2.203.700 €/a</b>	<b>4.142.000 €/a</b>
Anrechnung Reinigungswirkung	- 876.000 €/a	- 1.752.000 €/a	- 3.504.000 €/a
Erlöse MAP und DAS	- 153.000 €/a	- 306.400 €/a	- 612.800 €/a
<b>Netto-Kosten</b>	<b>162.600 €/a</b>	<b>145.300 €/a</b>	<b>25.200 €/a</b>

Aufgrund des großen Einflusses der Betriebs(mittel)kosten, die von den Ausbaugröße und somit von Skaleneffekten unabhängig sind, ergeben sich durch die Erhöhung der Anschlussgröße nur geringe Änderungen in den Verfahrenskosten. Eine Verdoppelung auf 700.000 EW hat nahezu keinen Einfluss; ab einer Anschlussgröße von etwa 1,4 Mio. EW kann die Verfahrenskombination annähernd kostendeckend betrieben werden.

Mit steigender Anschlussgröße können somit in zunehmendem Maße auch geringe Einsparungen bzw. kleinmaßstäbliche Optimierungsansätze zum entscheidenden Faktor der Verfahrensimplementierung werden.

## 12.4 Düngemittelerlöse

Analog zu den Betrachtungen in den vorherigen Abschnitten wird iterativ untersucht, ab welchem Düngemittelerlös die Verfahrenskombination aus MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung bezogen auf die gesamte Projektlaufzeit wirtschaftlich ist. Hierfür wurden die angesetzten Erlöse für beide produzierten Düngemittel um den gleichen Prozentsatz erhöht. Zur Berücksichtigung der Sensitivität wurde die Preissteigerungsrate wiederum im Bereich von 0%/a bis 4%/a variiert (vgl. Abschnitt 11.3.2). Die Ergebnisse sind in Abbildung 35 zusammengefasst.



**Abbildung 35: Abschätzung der Gewinnschwelle für den Parameter „Düngemittelerlöse“; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a (bzw. 0%/a bis 2%/a für die Anrechnung der Reinigungswirkung)**

Abhängig von der Preissteigerungsrate ist zum Erreichen der Gewinnschwelle somit eine Steigerung der Düngemittelerlöse um etwa 110% erforderlich. Für die Substitution von Phosphor entspräche dies einem Netto-Erlös von etwa 460 €/t MAP anstelle der angesetzten 220 €/t. Wie Tabelle 29 und Tabelle 47 zeigen, werden die Erlöse durch verschiedene Faktoren beeinflusst, wobei insbesondere in der Anrechnung des enthaltenen Magnesiums ein bedeutsames Potential zu sehen ist. Im Basisszenario können aus den in Abschnitt 8.1.3.2 beschriebenen Gründen nur etwa 40% des ausgebrachten Mg monetär angerechnet werden. Eine vollständige Anrechnung kann durch den gezielten Einsatz von MAP – beispielsweise ausschließlich auf Mg-armen Böden oder für Sondernutzungen – erzielt werden (vgl. Abschnitt 8.3). Im Idealfall erhöht sich der Mg-spezifische Erlös von 42 €/t auf über 100 €/t.

Eine stärkere Anrechnung der enthaltenen Nebennährstoffe ist auch für den Stickstoffdünger DAS möglich. Diammoniumsulfat enthält anteilig etwa 24 Gew.-% Schwefel, entsprechend etwa 100 kg Schwefel je Tonne 40,9%-Lösung. Werden diese im Gegensatz zum Basisszenario vollständig monetär angerechnet, erhöht sich der Substitutionswert von DAS überschlägig von knapp 50 €/t (Tabelle 35) auf 90 €/t.

In Abhängigkeit vom gewählten Preisansatz sind die tatsächlichen Erlöse aus der Anrechnung von Mg und S entsprechend höher oder niedriger.

Ein höherer Preisansatz führt dementsprechend ebenfalls zu einer Steigerung der Erlöse. Der ursprüngliche Ansatz von 75% des Substitutionswertes wurde gewählt, um eine Win-Win-Situation für alle Akteure zu schaffen und gleichzeitig Einführung und Akzeptanz eines neuen Düngemittelproduktes zu erleichtern. Nach erfolgreicher Etablierung sind die Landwirte möglicherweise bereit, höhere Preise zu zahlen. Gleiches kann der Fall sein, wenn die Landwirte zusätzlichen, nicht-ökonomischen Vorteilen der Substitution wie bspw. der Preisstabilität oder den spezifischen Eigenschaften der Substitutionsdünger einen höheren Stellenwert einräumen (vgl. Kapitel 13.3).

Zur Bewertung der ökonomischen Auswirkungen eines geänderten Preisansatzes wird eine mögliche Steigerung auf 85% des Substitutionswertes angenommen, bei dem ebenfalls noch eine ökonomische Win-Win-Situation für die beteiligten Akteure gegeben ist. Tabelle 59 und Tabelle 60 fassen dieses Szenario sowie die Auswirkungen einer vollständigen Anrechnung von Mg und S zusammen.

**Tabelle 59: Mögliche Steigerung der Erlöse durch eine Erhöhung des Preisansatzes von 75% auf 85% des Substitutionswertes**

Dünger	MAP	DAS
Im Basisszenario angesetzt Erlös = 75% des Substitutionswertes (Abschnitt 9.5)	220 €/t	36 €/t
Erlöse bei einem Preisansatz von 85% des Substitutionswertes ( <u>ohne</u> Änderung der Anrechnung von Mg und S; vgl. Tabelle 60)	247 €/t (+12%)*	41 €/t (+14%)*

*\*Werte in Klammern: Prozentuale Steigerung der Erlöse im Vergleich zu den Erlösen im Basisszenario*

**Tabelle 60: Mögliche Steigerung der Erlöse durch eine vollständige Anrechnung von Mg und S mit/ohne Erhöhung des Preisansatzes von 75% auf 85% des Substitutionswertes**

Dünger	MAP	DAS
Substitutionswert im Basisszenario (vgl. Abschnitt 9.5)	290 €/t	48,60 €/t
Zusätzliche Gutschriften durch die vollständige Anrechnung von Mg bzw. S	61 €/t	40 €/t
Neuer Substitutionswert bei vollständiger Anrechnung von Mg bzw. S	351 €/t	88,60 €/t

(Tabelle 60 Fortsetzung)

Resultierender Erlös bei 75%-Ansatz	263 €/t (+20%)*	66,50 € (+85%)*
Resultierender Erlös bei 85%-Ansatz	298 €/t (+35%)*	75 €/t (+108%)*

\*Werte in Klammern: Prozentuale Steigerung der Erlöse im Vergleich zu den Erlösen im Basiszenario

Durch die alleinige Erhöhung des Preisansatzes auf 85% können die Erlöse um 12% bzw. 14% gesteigert werden; durch die vollständige Anrechnung von Mg und S um 20% bzw. 85%. Werden *beide* Aspekte miteinander kombiniert (Tabelle 60 letzte Zeile), können die Erlöse um 35% bzw. 108% gesteigert werden. Die für das Erreichen der Gewinnschwelle erforderliche Steigerung des Ausgangsniveaus um 110% kann somit für den Substitutionsdünger DAS unter den dargestellten Rahmenbedingungen realisiert werden.

Unabhängig von den dargestellten *gezielten* Optimierungsmaßnahmen ist auch aufgrund der Dynamik des globalen Düngemittelmarktes tendenziell eine stetige Preissteigerung zu erwarten. Diese wirkt sich auf Preis und Wert der Substitutionsdünger und somit auf die Wirtschaftlichkeit der Rückgewinnungsverfahren aus.

Zum Höhepunkt der Marktpreise im Jahre 2008 lagen die Weltmarktpreise für die im Fallbeispiel substituierten Düngemittel DAP und AHL um etwa 80% bzw. 20% über dem heutigen und für die vorherigen Betrachtungen angesetzten Preisniveau (VHE 2013). Es ist nicht auszuschließen, dass dieses Preisniveau mittel- bis langfristig wieder erreicht wird. Der Wert der Substitutionsdünger und somit die erzielbaren Erlöse erhöhen sich entsprechend; Tabelle 61 gibt hierzu eine Übersicht.

**Tabelle 61: Auswirkung der Preissteigerung auf das Niveau von 2008 auf die Erlöse der Düngemittelvermarktung**

Posten	MAP	DAS
Rechnerischer Wert der Substitutionsdünger im Rahmen der untersuchten Substitutionskonzepte; Stand Frühjahr 2013	315 €/t	77 €/t
Maximalwert mit Preisstand 2008	570 €/t	94 €/t
Neuer Substitutionswert mit Preisstand von 2008 (vgl. Rechengänge Tabelle 29 bzw. Tabelle 35)	545 €/t	65,6 €/t
Resultierende Erlöse bei einem Preisansatz 75%	409 €/t	49 €/t
Veränderung der Erlöse im Vergleich zur Referenz	+86%	+36%

In Folge eines massiven Preisanstieges auf das Niveau von 2008 würden die kalkulatorischen Erlöse von MAP somit um 86% und die von DAS um 36% ansteigen. In Verbindung mit einem höheren Preisansatz und/oder einer optimierten Anrechnung von Magnesium und Schwefel (vgl. Tabelle 59 und Tabelle 60) ist es somit mittel- bis langfristig realistisch, dass die Gewinnschwelle ausschließlich durch höhere Erlöse überschritten werden kann.

## 12.5 Zusammenfassung der Break-Even-Analysen

In den vorherigen Abschnitten wurde untersucht, unter welchen optimierten Rahmenbedingungen die Nährstoffrückgewinnung die Schwelle zur Wirtschaftlichkeit überschreitet. In diesem Zusammenhang sind vor allem die Betriebsmittelkosten von Bedeutung, die einen wesentlichen Einfluss auf die gesamte Verfahrensbewertung ausüben und in den dargestellten Grenzen gezielt beeinflusst werden können. Optimierungspotentiale sind vor allem im Zusammenspiel zwischen Betriebstemperatur, Betriebs-pH und Strippungseffizienz sowie in der Verwendung kostengünstiger Betriebsmittel zu sehen. Ob hierdurch die zum Erreichen der Gewinnschwelle nötige Kostensenkung in der Größenordnung von 25-30% tatsächlich erreicht werden kann, muss sich im laufenden Betrieb zeigen. Im Gegensatz zur *energetischen* Optimierung von Kläranlagen, bei der teilweise deutlich größere Potentiale erschlossen werden konnten (BAUMANN & ROTH 2008), liegen zur betrieblichen Optimierung von Nährstoffrückgewinnungsanlagen noch keine Praxiserfahrungen vor.

Auf Seiten der Düngemittelerlöse wäre in etwa eine Verdoppelung notwendig, um eine wirtschaftliche Verfahrensumsetzung zu gewährleisten. Diese Entwicklung kann aktiv initiiert werden, indem der Wert des Substitutionsdüngers beispielsweise durch einen optimierten Einsatzbereich – der eine vollständige monetäre Anrechnung der Nebennährstoffe ermöglicht – gesteigert wird. Darüber hinaus ist es denkbar, dass die Düngemittelpreise auf dem Weltmarkt überproportional steigen, was sich entsprechend auf den Wert von Substitutionsprodukten auswirkt. Wenngleich diese Entwicklung der Etablierung von Rückgewinnungstechniken ohne Zweifel zu Gute käme, sind steigende Weltmarktpreise aufgrund der unmittelbaren Auswirkungen auf den Düngemiteleinsatz, die Erträge und somit die Nahrungsmittelversorgung (KELLY 2006, SANCHEZ ET AL 1997) vor allem im globalen Maßstab als bedenklich anzusehen.

Durch die Kombination von betrieblichen Optimierungsmaßnahmen und steigenden Erlösen ist in Summe eine deutliche Verbesserung der Kostensituation bis hin zur Gewinnschwelle denkbar. Hierdurch wird wiederum die Hypothese der Arbeit bestätigt, dass bei günstigen bzw. optimierten Rahmenbedingungen bereits heute ein wirtschaftlicher Betrieb der Nährstoffrückgewinnung möglich ist (vgl. auch SARTORIUS 2011).

## 13 Weitergehende Aspekte der Nährstoffrückgewinnungsverfahren

### 13.1 Einsatz neuartiger Sanitärsysteme

#### 13.1.1 Vorbemerkungen

Unter dem Begriff „Neuartige Sanitärsysteme“ (NASS) werden ressourcenorientierte Sanitärsysteme zusammengefasst, deren ‚Grundgedanke die getrennte Erfassung und gezielte Behandlung von Teilströmen [...] ist‘ (DWA 2008). Die wesentlichen Teilströme und ihre Eigenschaften sind in Tabelle 62 dargestellt.

**Tabelle 62: Wesentliche Teilströme des kommunalen Abwassers und jeweiliger Anteil an der Gesamtfracht des Abwassers (nach OTTERPOHL & OLDENBURG 2002)**

Teilstrom	Anteil am Gesamtabwasser in %			
	N	P	CSB	Q
Grauwasser	3	10	41	ca. 99
Urin	87	50	12	ca. 1
Fäzes	10	40	47	ca. 0,1

Das Volumen des kommunalen Abwassers wird somit fast ausschließlich durch den Grauwasserstrom bestimmt, wohingegen Urin und Fäzes (hier jeweils ohne Spülwasser) zur stofflichen Belastung beitragen. Werden letztere Teilströme separiert, ist für den verbleibenden Grauwasserstrom ausschließlich eine C-Elimination erforderlich, die durch einfache, kostengünstige Reinigungsverfahren erreicht werden kann. Die hochkonzentrierten Teilströme können ihrerseits einer separaten Behandlung mit dem Ziel der Nährstoffrückgewinnung bzw. Energiegewinnung genutzt werden. Dies ist auch ein erklärtes und zentrales Ziel von NASS. Neuartige Sanitärsysteme stehen somit in deutlichem Gegensatz zu den konventionellen End-of-Pipe-Strategien der Abwasserreinigung, die durch die *gemeinsame* Ableitung und Behandlung *aller* Abwasserströme charakterisiert sind.

Die zunehmende Bedeutung des Umwelt- und Ressourcenschutzes – der im Falle von Phosphor in globaler Hinsicht zu einer unbedingten Notwendigkeit erwachsen kann – wird somit zu einer Verbreitung von NASS beitragen. Der Bedarf für neuartige Systeme besteht allerdings auch in Regionen, in denen konventionelle Systeme wie die Schwemmkanalisation durch einen zunehmenden Bevölkerungsrückgang an ihre Grenzen geraten (DWA 2008). Unter anderem aufgrund der langen Abschreibungszeiträume konventioneller Abwassertechnik und eines geschätzten Wertes des Kanalnetzes von deutschlandweit etwa 700 Mrd. € (SCHAAF 2012) ist jedoch anzunehmen, dass konventionelle Systeme noch langfristig Bestand haben werden. Nicht-

destotrotz geraten der Systemwechsel zu stoffstromorientierten Konzepten und die zugrundeliegenden Transformationsprozesse zunehmend in den Fokus der Forschung (FELMEDEN ET AL 2009, DOCKHORN 2009B, SIGGLOW 2011).

In diesem Kontext kann ein bereits implementiertes System zur Nährstoffrückgewinnung als Katalysator des Systemwechsels dienen. Durch das Vorhandensein einer zentralen MAP-Fällung und  $\text{NH}_3$ -Stripfung in einem konventionellen System wird es ermöglicht, separiertes Gelbwasser bzw. Urin direkt mit dem Ziel der N- und P-Rückgewinnung zu behandeln. Aufgrund der bereits vorhandenen Behandlungstechnik steigen die Anreize, Toiletten und Hausinstallationen auf eine Urintrennung umzustellen und die hierfür notwendigen Sammel- und Transportsysteme zu schaffen.

Eine Urinabtrennung wirkt sich in großem Maße auf die Dimensionierung der Kläranlage aus, die wesentlich von der Stickstofffracht bestimmt wird. Wie die Nachbemesung des Klärwerks Braunschweigs (Abschnitt 9.4.1) zeigt, können bereits der Behandlung der zentralwasserbürtigen Stickstofffracht 15-20% des Belebungsbeckenvolumens zugeordnet werden. Bei einer vollständigen Abtrennung des Gelbwasserstroms, der über 80% der gesamten N-Fracht enthält, könnte das Beckenvolumen einer üblichen Anlage um 75% reduziert werden, da die Kläranlage dann ausschließlich mit dem Ziel der C-Elimination betrieben werden könnte (DOCKHORN 2007C).

### **13.1.2 Auswirkungen von NASS auf den Betrieb der Nährstoffrückgewinnung**

Im nachstehenden Abschnitt wird untersucht, wie sich eine Urin- bzw. Gelbwasserabtrennung auf die Wirtschaftlichkeit der Nährstoffrückgewinnungsverfahren sowie auf das gesamte Abwasserbehandlungssystem auswirkt. Für die verschiedenen Szenarien wird eine Abtrennung von 10%, 20% und 30% des Urins angenommen; für das Fallbeispiel Braunschweig entspricht dies dem Anschluss von 35.000 EW, 70.000 EW bzw. 105.000 EW an ein Trennsystem. Angesichts der Annahmen von FELMEDEN ET AL (2009), die für eine *vollständige* Transformation einen Zeithorizont von 70 Jahren annehmen, kann ein entsprechender Teilumbau des Systems in möglicherweise 10-20 Jahren erreicht werden. Voraussetzung hierfür ist eine gezielte, sukzessive Systemumstellung bspw. im Rahmen von ohnehin anstehenden Bau- und Modernisierungsmaßnahmen von Kanälen und Versorgungsleitungen sowie die Schaffung rechtlicher und organisatorischer Rahmenbedingungen (DOCKHORN 2009B, SIGGLOW 2011).

Zur Bewertung der betrieblichen und ökonomischen Effekte der Urintrennung wird angenommen, dass der abgetrennte Urin dem Zentratwasser zugemischt und mit diesem in den Nährstoffrückgewinnungsanlagen behandelt wird. Die tägliche Urinmenge wird mit 2 L/EW-d angenommen, die einwohnerspezifischen Nährstofffrachten gemäß ATV-DVWK (2000) mit 11 g/EW-d Stickstoff und 1,8 g/EW-d Phosphor, von denen 87% bzw. 50% auf den Teilstrom Urin entfallen (Tabelle 62). Hierdurch ändern sich die Eingangskonzentrationen und -frachten der Nährstoffrückgewinnung, die in Tabelle 63 zusammengefasst werden.



**Tabelle 63: Eingangsdaten der MAP-Fällung bei der Mitbehandlung von 0% (=Referenz), 10%, 20% und 30% des gesamten anfallenden Urins**

<b>Fracht + Konzentration bei einer Urintrennung von...</b>				
	<b>0% (Referenz)</b>	<b>10%</b>	<b>20%</b>	<b>30%</b>
Q Zentrat+Urin	613 m <sup>3</sup> /d	683 m <sup>3</sup> /d	753 m <sup>3</sup> /d	823 m <sup>3</sup> /d
PO <sub>4</sub> -P	110 kg/d (180 mg/L)	142 kg/d (208 mg/L)	174 kg/d (231 mg/L)	206 kg/d (250 mg/L)
NH <sub>4</sub> -N	662 kg/d (1.080 mg/L)	997 kg/d (1.460 mg/l)	1.332 kg/d (1.769 mg/L)	1.667 kg/d (2.026 mg/l)

Die höheren Zentratwassermengen und Nährstofffrachten wirken sich auf die Betriebskosten der Nährstoffrückgewinnung aus, die weitgehend linear von diesen Faktoren abhängig sind. Gleiches gilt für die Düngemittelproduktion und somit die Erlöse. Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit der Szenarien wurde ferner angenommen, dass die geplante Anlagentechnik ausreichende Reserven zur Behandlung der höheren Zentratwasser-/Urinmengen enthält bzw. durch betriebliche Anpassungen zusätzliche Kapazitäten geschaffen werden können. Die Anlagendimension und die Investitionen sind somit von der Urintrennung unabhängig.

Sofern wie angenommen die zur Behandlung von separiertem Urin notwendige Behandlungs-/Rückgewinnungstechnik bereits vorhanden ist, führt die Urintrennung zu einer Entlastung der konventionellen Reinigung auf dem Klärwerk. Dies ist vor allem dann von Bedeutung, wenn hierdurch Reinvestitionen oder Sanierungsmaßnahmen obsolet werden. Systemwechsel bieten sich somit allgemein ‚bevorzugt zum Ende laufender Investitionszyklen‘ an (DOCKHORN 2009B). Synergieeffekte entstehen dann aus dem Verzicht auf eine konventionelle Erweiterung bzw. Sanierung zugunsten einer Zentratwasserbehandlung.

Zur monetären Anrechnung der Reinigungswirkung kann daher in Analogie zu den vorherigen Betrachtungen ebenfalls der Ansatz über den Starkverschmutzerzuschlag (vgl. Abschnitte 9.4.3 und 9.4.4) gewählt werden. Tabelle 64 fasst alle Kosten und Erlöse der verschiedenen Szenarien zusammen.

Bereits eine Abtrennung von 10% des Urins führt zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung, die sich mit zunehmender Trennschärfe stetig erhöht. Hierfür sind insbesondere die eingesparten Reinigungskosten bzw. Reinvestitionen und somit Synergieeffekte verantwortlich. Mit insgesamt etwa 350.000 €/a bei einer Trennschärfe von 30% haben auch die Erlöse aus der landwirtschaftlichen Verwertung einen wesentlichen Anteil an der Wirtschaftlichkeit.

**Tabelle 64: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse für die verschiedenen Szenarien der Urintrennung**

Posten	Jahreskosten Basisszenario	10% Urintrennung	20% Urintrennung	30% Urintrennung
Kapitalkosten MAP-Fällung	125.800 €/a	125.800 €/a	125.800 €/a	125.800 €/a
Kapitalkosten Strippung	209.700 €/a	209.700 €/a	209.700 €/a	209.700 €/a
Betrieb MAP- Fällung	265.800 €/a	306.200 €/a	346.500 €/a	386.700 €/a
Betrieb Strippung	565.400 €/a	662.500 €/a	759.800 €/a	856.600 €/a
Düngemittelbe- reitstellung	24.900 €/a	35.200 €/a	45.300 €/a	55.100 €/a
Anrechnung Starkverschmut- zerzuschlag*	- 876.000 €/a	- 1.284.000 €/a	-1.687.000 €/a	- 2.097.000 €/a
Erlöse MAP	- 69.700 €/a	- 90.400 €/a	- 110.700 €/a	- 130.900 €/a
Erlöse DAS	- 83.300 €/a	- 127.100 €/a	- 171.100 €/a	- 214.700 €/a
<b>Summe</b>	<b>162.600 €/a</b>	<b>- 162.100 €/a</b>	<b>- 481.700 €/a</b>	<b>- 808.700 €/a</b>

\*vgl. Berechnungsansatz Abschnitte 9.4.3 und 9.4.4, hochgerechnet auf das Preisniveau 2013. Es wurde eine 100% P-Entfernung in der MAP-Fällung und eine entsprechende N-Mitfällung angesetzt. Die Effizienz der NH<sub>3</sub>-Strippung wurde mit 90% angesetzt.

Die generierten bzw. zu erwartenden Erlöse können beispielsweise dazu eingesetzt werden, die Systemumstellung auf der Ebene der Hausanschlüsse und der Abwassersammlung voranzutreiben. Wird der Preis für eine urinseparierende Trenntoilette überschlägig mit 1.000 € angesetzt (STARKL ET AL 2005), könnten mit einem Erlös von rund 800.000 €/a (bei 30% Urintrennung) beispielsweise jährlich etwa 800 Haushalte auf Trenntoiletten umgerüstet werden, wodurch bereits ein Teil der Kosten der Systemumstellung gedeckt werden könnte. Durch den Einsatz der Toiletten bspw. in öffentlichen Gebäuden oder Gaststätten könnten mit den gleichen Ressourcen mehr Einwohner bzw. -werte erreicht werden, wodurch sich analog zu den Betrachtungen in Tabelle 64 die Trennschärfe des Systems sowie die Erlöse der Rückgewinnung weiter erhöhen.

Werden die Erlöse wie in diesem Beispiel *vollständig* reinvestiert, würde sich der Benefit der Akteure „Klärwerk“ und „Landwirtschaft“ vollständig aufheben. Durch einen anderen Verteilungsschlüssel, bei dem ein Teil des Benefits auf Seiten von Klärwerk bzw. Landwirtschaft verbleibt, kann eine Win-Win-Situation für alle Akteure erzeugt werden. Somit kommt auch in diesem Kontext der Integration der Akteure sowie der Schaffung organisatorisch-rechtlicher Rahmenbedingungen eine wesentliche Bedeutung zu. Verständlicherweise wird die großmaßstäbliche Implementierung von NASS von einer Vielzahl technischer, organisatorischer, finanzieller und planerischer Fragestellungen begleitet, deren Diskussion an dieser Stelle zu weit führen würde. Diesbezüglich sei u.a. auf den Themenband „Neuartige Sanitärsysteme“ der DWA (DWA 2008), die Betrachtungen des Forschungsverbundes netWORKS (FELMEDEN ET AL 2009) sowie die Arbeiten von DOCKHORN (2009B) und SIGGLOW (2011) verwiesen.

Abschließend ist zu betonen, dass durch die Behandlung von separiertem Urin innerhalb des Gesamtsystems Erlöse generiert werden können, die als Katalysator zur Verbreitung von NASS wirken können.

### **13.2 Schlammbehandlung und Schlammaufschluss**

Wie bereits in den Literaturkapiteln erläutert und im Fallbeispiel dargestellt, können durch den Einsatz der Phosphorrückgewinnung im Zentratwasserstrom maximal etwa 15-20% der gesamten P-Fracht zurückgewonnen werden (vgl. Tabelle 1). Die Rückgewinnungsquote kann bis auf etwa 70-80% gesteigert werden, wenn die  $PO_4$ -P-Konzentration im Zentratwasser durch eine vorherige gezielte Schlammbehandlung/Nährstoffrücklösung erhöht wird. Von der Untersuchung entsprechender Konzepte wurde im Fallbeispiel abgesehen, da der Standardfall auf üblichen Anlagen mit Bio-P untersucht werden sollte und zusätzliche Verfahrensstufen hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit als kritisch anzusehen sind (vgl. Abschnitt 12.2).

Schlammbehandlungs- und Aufschlussverfahren werden jedoch in der Regel *nicht* zur Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen eingesetzt, wenngleich dies ein häufiger Nebeneffekt ist. Vielmehr zielen diese Verfahren auf die Optimierung der Schlammbehandlung insgesamt ab. Hierfür stehen mechanische, chemische und thermische Aufschlussmethoden zur Verfügung (MÜLLER ET AL 2000; 2003). Je nach Einsatzort und spezifischen Fragestellungen können u.a. die Optimierung des Faulprozesses, der Schlammeigenschaften (z.B. Vermeidung von Schwimmschlamm), des Entwässerungsverhaltens oder auch der Denitrifikation im Zentrum des Interesses stehen.

Großtechnische Verbreitung hat die Thermodruckhydrolyse (TDH) erlangt, die in der Regel zum Aufschluss von Überschussschlamm vor der Schlammfäulung eingesetzt wird. Infolge der Desintegration und Hydrolyse der Bakterienmasse steigt deren Abbaubarkeit und somit die Gasproduktion; gleichzeitig verringert sich die zu entsorgende Feststoffmasse. Darüber hinaus verbessert sich in der Regel die Entwässerbarkeit des Schlammes (ISWW 2012). Der Zellaufschluss führt allerdings auch zu einer erhöhten Freisetzung von C, N und P und somit einer erhöhten Rückbelastung (BORMANN ET AL 2009, RAND ET AL 2008).

Wird das hochkonzentrierte Zentratwasser in den Zulauf der Kläranlage zurückgeführt, kann dies zu einer Überlastung der Belebung führen. Aus diesem Grund ist bei der Implementierung einer TDH in der Regel auch eine separate Behandlung des hochbelasteten Zentratwassers vorzusehen. Es bietet sich an, diese Teilstrombehandlung als Nährstoffrückgewinnung zu konzipieren, da hierdurch – analog zum zentralen Ansatz dieser Arbeit – Synergieeffekte generiert werden können.

Eine bereits vorhandene Anlage zur Zentratwasserbehandlung bzw. Nährstoffrückgewinnung wirkt demzufolge katalysierend auf den Einsatz eines Aufschlussverfahrens, da dann für Stickstoff und Phosphor *keine* separate Behandlung mehr vorgesehen werden muss.

### **13.3 Nicht-monetäre Aspekte**

In Kapitel 4 wurde betont, dass die (noch) geringe Verbreitung von Nährstoffrückgewinnungsverfahren vor allem auf wirtschaftliche Aspekte zurückzuführen ist und diesen demgemäß bei der Verfahrensbewertung eine entscheidende Rolle zuteil wird. In zunehmendem Maße werden jedoch auch nicht-ökonomische Aspekte in die Bewertung von Verfahren und somit die Entscheidungsfindung einbezogen. Dies ist ohne Zweifel auch zur Bewertung der Nährstoffrückgewinnung sinnvoll, da unter anderem die Belange des Umwelt- und Ressourcenschutzes direkt betroffen sind. Über die ökonomischen Aspekte hinausgehend werden im folgenden Abschnitt die wesentlichen nicht-monetären Aspekte der Nährstoffrückgewinnung erörtert.

#### **13.3.1 Preisstabilität**

Innerhalb des dargestellten Systems kann der Preis für die Sekundärrohstoffdünger direkt zwischen Produzent und Nutzer verhandelt werden. Hierdurch sind längerfristige Preisfestlegungen denkbar, die angesichts der hohen Volatilität des globalen Düngemittelmarktes für beide Seiten von Vorteil sein können. Bei einem evtl. längerfristig fixierten Liefervertrag und festgelegten Preisen profitieren die Landwirte jedoch nicht von einem etwaigen Preisverfall auf dem Weltmarkt – sie sind allerdings auch nicht von ansteigenden Preisen betroffen. Dies gilt, mit umgekehrten Vorzeichen, für das Klärwerk als Nährstofflieferant.

Insofern ist bei jedweden vertraglichen Regelungen eine Lösung anzustreben, die *beiden* Akteuren auch langfristig zum Vorteil gereicht. Aufgrund des breiten Preisrahmens, bei dem eine Win-Win-Situation gewährleistet ist (vgl. Abschnitt 9.5 bzw. Tabelle 47), sollte eine entsprechende Lösung leicht umgesetzt werden können.

#### **13.3.2 Versorgungssicherheit**

Sofern die industriellen Einflüsse gering sind, unterliegt die Belastung einer Kläranlage nur geringfügigen Veränderungen. Dementsprechend kann durch die Nährstoffrückgewinnung langfristig eine konstante Menge an Düngemitteln bereitgestellt werden.

Wie bereits im Kontext der Übertragbarkeit diskutiert (Abschnitt 8.3.2), können Sekundärrohstoffdünger somit vor allem im globalen Maßstab einen wesentlichen Beitrag zur Grundversorgung mit Nährstoffen und zur Sicherung der Erträge leisten. Aspekte der Versorgungssicherheit sind jedoch auch auf lokaler Ebene von Relevanz, wenn bspw. in Abhängigkeit von der Marktstruktur und den politischen Gegebenheiten sporadische Engpässe auftreten können, die – ebenso wie der Düngemittelpreis – negative Auswirkungen auf den Düngemiteleinsatz und die landwirtschaftliche Produktion haben (Abschnitt 2.2.2.3).

### 13.3.3 Ökobilanzierung

Durch eine Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) können die Umweltauswirkungen eines Verfahrens oder eines Produktes während des gesamten Lebensweges ‚von der Wiege bis zur Bahre‘ (KLÖPFFER & GRAHL 2009) quantitativ erfasst werden. Die Verfahrensbewertung erfolgt in verschiedenen Wirkungskategorien (bspw. CO<sub>2</sub>-Emission, Eutrophierung oder Humantoxizität), für die jeweils eine separate Kennzahl ermittelt wird. Diese können zu *einem* Indikator zusammengefasst werden, was jedoch aufgrund der unvermeidbaren Subjektivität bei der Gewichtung der Kategorien umstritten ist (UBA 1999, FEHRENBACH & REINHARDT 2011). Die Durchführung einer Ökobilanz folgt einer strengen Vorgehensweise, die u.a. in verschiedenen Normen festgelegt ist. KLÖPFFER & GRAHL (2009) geben hierzu einen ausführlichen Überblick.

Die Methodik der Ökobilanzierung wurde bereits für verschiedene abwassertechnische Fragestellungen angewandt (u.a. FEHRENBACH & REINHARDT 2011, REMY ET AL 2011). Anhand dieser Literaturangaben ist es möglich, umweltrelevante Vor- und Nachteile der Nährstoffrückgewinnung wie z.B. der im Vergleich zu Mineraldüngern geringere Cd-Gehalt von P-haltigen Sekundärrohstoffdüngern zu quantifizieren. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass ein Literaturvergleich nur einer ersten Abschätzung dienen kann. Zum exakten Vergleich der verschiedenen Kriterien wäre eine vollständige Ökobilanz erforderlich, die Zielsetzung und Rahmen dieser Arbeit überschreiten würde.

FEHRENBACH & REINHARDT (2011) untersuchten verschiedene Szenarien zur Phosphorrückgewinnung im Vergleich zur direkten Klärschlammnutzung in der Landwirtschaft bzw. zur Monoverbrennung. Aufgrund der notwendigen Gleichheit der Systemgrenzen umfassen alle Rückgewinnungsszenarien neben der eigentlichen Rückgewinnungstechnik auch die Schlammbehandlung und Entsorgung. Im Ergebnis unterscheiden sich die Szenarien vor allem in der Bleibelastung des Bodens, die bei einer direkten Klärschlammnutzung verfahrensbedingt deutlich höher ist als bei allen anderen Verfahren.

Darüber hinaus kommt die Studie zu dem Schluss, dass keines der untersuchten Rückgewinnungsverfahren ‚zu erheblichen zusätzlichen Umweltbelastungen‘ führt (FEHRENBACH & REINHARDT 2011). Vereinzelte Ausnahmen könnten durch eine Verfahrensoptimierung abgeschwächt werden. Es kann somit auch für das Fallbeispiel

davon ausgegangen werden, dass die Implementierung einer MAP-Fällung auf die Umweltauswirkungen des Gesamtsystems nur einen geringen Einfluss hat.

Diese Ergebnisse werden von REMY ET AL (2011) bestätigt, die die Implementierung einer MAP-Fällung und einer NH<sub>3</sub>-Strippung, jeweils mit der Nutzung der zurückgewonnenen Nährstoffe in der Landwirtschaft, speziell für das Braunschweiger Abwassersystem untersuchten. Die Studie ist somit grundsätzlich gut auf das vorliegende Fallbeispiel übertragbar. Für die MAP-Fällung konnten die Autoren in allen Wirkungskategorien nur einen marginalen Einfluss gegenüber dem Referenzszenario (ohne MAP-Fällung) nachweisen. Demgegenüber wirkt sich die NH<sub>3</sub>-Strippung sowohl positiv, als auch negativ auf den ökologischen Fußabdruck aus. Positive Effekte sind in den Kategorien „Energiebedarf“ und „CO<sub>2</sub>-Fußabdruck“ gegeben. Dies ist im Wesentlichen auf Gutschriften zurückzuführen, da durch die Substitution der Einsatz mineralischer Stickstoffdünger und somit der Energieverbrauch bei deren Produktion (Haber-Bosch-Verfahren; vgl. Abschnitt 2.1.2) sinkt. Der hohe NaOH-Bedarf der Strippung wirkt sich allerdings deutlich negativ auf die Kategorie „Humantoxizität“ aus.

LINDERHOLM ET AL (2012) untersuchten schließlich den ökologischen Einfluss verschiedener Optionen zur Phosphordüngung, insbesondere im Hinblick auf die Energiebilanz. Demgemäß ist der Energieaufwand zur Produktion mineralischer P-Dünger geringer als der Aufwand der MAP-Fällung; in der CO<sub>2</sub>-Bilanz schneidet jedoch der MAP-Dünger günstiger ab, da bei diesem Gutschriften für den enthaltenen Stickstoff angerechnet werden können. Die Rückgewinnung aus Asche wird in beiden Kategorien deutlich ungünstiger bewertet.

Die zitierten Studien legen somit die Vermutung nahe, dass sich die Implementierung der Nährstoffrückgewinnungsverfahren insgesamt nur wenig auf die Ökobilanz des Gesamtsystems auswirkt. Der Einfluss der MAP-Fällung ist in allen Fällen gering; bzgl. der NH<sub>3</sub>-Strippung sind positive Aspekte gegenüber negativen abzuwägen.

#### **13.3.4 Ressourcenschutz**

Die Aspekte des Ressourcenschutzes können ebenfalls in einer Ökobilanz als eigenständige Wirkungskategorie bewertet werden (FEHRENBACH & REINHARDT 2011); aufgrund der großen Bedeutung ist jedoch eine separate Betrachtung sinnvoll.

Durch den Einsatz der MAP-Fällung wird die Rückgewinnung und Nutzung einer essentiellen, nicht-erneuerbaren Ressource ermöglicht, was im globalen Maßstab von außerordentlicher Relevanz ist. Demgegenüber ist der Verbrauch fossiler Energien, die u.a. bei der Produktion der Betriebsmittel eingesetzt werden müssen, abzuwägen (REMY ET AL 2011). Es ist allerdings anzunehmen, dass diese bei einer auch hier drohenden Ressourcenknappheit durch andere Energiequellen ersetzt werden können, sodass der Schutz der nicht-substituierbaren Ressource Phosphor sicherlich höher zu bewerten ist.

Bei der Stickstoffrückgewinnung ist hingegen ausschließlich der Verbrauch von (evtl. fossilen) Energieressourcen von Bedeutung, da der Nährstoff selbst in unbegrenzter Menge verfügbar ist. Zur Berechnung der Betriebskosten der Strippung wurden ein Stromverbrauch von 2 kWh/m<sup>3</sup> und ein Gasverbrauch von 0,6 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (entsprechend ca. 6 kWh/m<sup>3</sup>) Zentrat angesetzt. Bei einer Eliminationsrate von 900 mg/L Stickstoff ergibt sich hieraus ein spezifischer Energiebedarf von knapp 9 kWh/kg N.

Dies ist geringer als der Energiebedarf zur konventionellen Produktion von 1 kg Stickstoffdünger, der gemäß den Angaben von PATYK & REINHARDT (1997) mit im Mittel etwa 12 kWh/kg angesetzt werden kann (vgl. auch Abschnitt 2.1.2). Da der errechnete Bedarf der Rückgewinnung von 9 kWh/kg N allerdings nicht die erforderliche Energie zur Produktion der Betriebsmittel enthält, kann insgesamt davon ausgegangen werden, dass die NH<sub>3</sub>-Strippung in der hier betrachteten Form keinen positiven Effekt auf den Schutz fossiler Energieträger hat.

### **13.3.5 Akzeptanz und Außenwirkung**

Durch die Implementierung der Nährstoffrückgewinnung ist es unter anderem möglich, die nachwievor negativ konnotierten Begriffe „Abwasser“ und „Kläranlage“ mit den positiven Aspekten des Ressourcenschutzes zu verbinden. Hieraus ergibt sich die Möglichkeit, die globale Relevanz des Ressourcenschutzes sowie andere Problemfelder wie bspw. Düngemittelverbrauch und -verfügbarkeit oder Nahrungsmittelproduktion in das Licht der Öffentlichkeit zu rücken.

Voraussetzung hierfür ist, dass die beteiligten Akteure das implementierte System zielgerichtet „vermarkten“. Im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzung der Sekundärrohstoffdünger ist dies zur Schaffung der Akzeptanz ohnehin notwendig. Eine Akzeptanzsteigerung ist ebenfalls erforderlich, wenn die Erweiterung der Reinigungskapazität mit einer Gebührenerhöhung verbunden wäre. Die positiven Nebeneffekte eines hierfür eingesetzten Rückgewinnungsverfahrens sind der Akzeptanz höherer Kosten sicherlich förderlich, zumal eine konventionelle Erweiterung in gleichem Maße zu einer Kostensteigerung – allerdings ohne positive Effekte – führen würde.

Schließlich kann durch ein vergleichsweise neues Konzept ggf. die Akzeptanz für weitergehende Ansätze wie bspw. NASS gesteigert werden (vgl. Abschnitt 13.1).

### **13.3.6 Technischer Fortschritt**

Wie bereits in den Abschnitten 13.1 und 13.3.5 erläutert, kann die Nährstoffrückgewinnung aufgrund einer verbesserten Kostensituation katalysierend auf den Einsatz weitgehender Konzepte wirken. Gleichmaßen kann sie die grundlegende Akzeptanz ebensolcher Ansätze steigern und so einem Umfeld Vorschub leisten, das offen für neue Technologien ist.

Dies gilt nicht nur für den Einsatz zukunftsweisender Technologien, sondern betrifft auch die Verbreitung von Nährstoffrückgewinnungsverfahren selbst. Erfolgreiche,

großmaßstäbliche Umsetzungen können als Referenzprojekte dienen und so die Verbreitung entsprechender Verfahren, Verfahrenskombinationen und Rückgewinnungskonzepte fördern. In der Folge wird sich hierdurch auch die Wirtschaftlichkeit verbessern, da der zunehmende Einsatz zu einer stetigen Verfahrensoptimierung und zu einer Kostendegression führt (SARTORIUS 2011).

### **13.3.7 Betriebliche Flexibilität**

Mit der MAP-Fällung und der  $\text{NH}_3$ -Strippung wird das Verfahrensspektrum der Kläranlage um eine flexibel steuerbare Option erweitert. Die Verfahren zeichnen sich dadurch aus, dass sie relativ leicht an einen steigenden Abwasseranfall (vgl. die Anmerkungen zur Urintrennung, Abschnitt 13.1) angepasst werden können. Ebenso können sie an sinkende Wassermengen angepasst werden, indem bspw. die Anzahl der täglichen Zyklen der MAP-Fällung verringert wird. Bei einer schwankenden Anlagenauslastung ist es somit als vorteilhaft anzusehen, dass die Verfahrenskosten weitgehend von den Betriebs- bzw. Betriebsmittelkosten bestimmt werden, die sich parallel zu den geringeren Abwassermengen verändern.

### **13.4 Zusammenfassung der weitergehenden Aspekte**

Mit der Implementierung einer MAP-Fällung und  $\text{NH}_3$ -Strippung ist eine flexible Möglichkeit gegeben, hochbelastete Teilströme separat zu behandeln und gleichzeitig verwertbare Düngemittel zu produzieren. Dies wirkt demgemäß katalysierend auf alle Verfahren, die auf einen vermehrten Ressourcenschutz abzielen (wie bspw. NASS) und/oder bei denen ein hochbelasteter Teilstrom entsteht, der einer separaten Behandlung bedarf (wie bspw. Schlammaufschlussverfahren). Darüber hinaus wird die generelle betriebliche Flexibilität erhöht, was vor allem im Hinblick auf mögliche demographische Veränderungen sowie zukünftige Systemänderungen von Bedeutung ist.

Grundsätzlich sprechen auch die weiteren dargestellten Aspekte für den Einsatz der Nährstoffrückgewinnungsverfahren, wobei der Schutz einer nicht-substituierbaren Ressource von übergeordneter Bedeutung ist. Leichte Einschränkungen ergeben sich für die  $\text{NH}_3$ -Strippung, die aufgrund ihres hohen Bedarfs an Betriebsmitteln in einzelnen Kategorien einer LCA eher negativ bewertet wird. Dies ist angemessen zu berücksichtigen, wobei anzunehmen ist, dass innerhalb des Gesamtsystems die positiven (Neben-)Effekte die negativen deutlich überwiegen.

In Anbetracht der Tatsache, dass die Nährstoffrückgewinnung in dem zentralen Kriterium „Ökonomie“ je nach Rahmenbedingungen bereits an der Schwelle zur Wirtschaftlichkeit steht, können die nicht-ökonomischen Aspekte somit den entscheidenden Auslöser zur Implementierung von Nährstoffrückgewinnungsverfahren darstellen.



## 14 Zusammenfassung und Ausblick

Es besteht kein Zweifel daran, dass Ressourcenschutzaspekte mittlerweile fest in der Abwasserwirtschaft verankert sind. Grundsätzlich sind alle Abwasserinhaltsstoffe – einschließlich des Wassers selbst – als Ressource anzusehen, wobei der Fokus dieser Arbeit auf den landwirtschaftlichen Nährstoffen Stickstoff und Phosphor lag.

In den ersten Kapiteln der Arbeit wurde der ressourcenökonomische Kontext dieser Nährstoffe dargestellt. Beiden Elementen ist gemein, dass sie in Form mineralischer Düngemittel primär in der Landwirtschaft Verwendung finden und sich ihr Einsatz stark auf Quantität und Konstanz der Flächenerträge auswirkt. Aufgrund des weltweiten Bevölkerungswachstums und der globalen Zunahme einer ressourcenintensiven (insbesondere einer fleischlastigen) Ernährungsweise steigt die globale Nachfrage nach landwirtschaftlichen Erzeugnissen stetig an; parallel hierzu der Bedarf an N- und P-Düngern. Sicherlich: Der hohe und weiterhin steigende Düngemittelbedarf ist in erheblichem Maße auf nicht-angepasste Düngestrategien sowie die frag- und kritikwürdigen Aspekte einer globalisierten und industrialisierten Landwirtschaft zurückzuführen. Da diesbezügliche Optimierungsmaßnahmen jedoch – wenn überhaupt – nur langfristig Wirkung zeigen können, wird die Versorgung der Weltbevölkerung auch weiterhin in starkem Maße vom intensiven Einsatz mineralischer Düngemittel abhängig bleiben.

Einen angepassten, umweltgerechten Dünger- bzw. Ressourceneinsatz vorausgesetzt, stellt die Mineraldüngung nicht per se ein Problem dar. Da jedoch die Produktion von Stickstoffdüngern stark von fossilen Energierohstoffen abhängig ist und – unzweifelhaft von größerer Bedeutung – Phosphor selbst nur aus fossilen und absehbar endlichen Lagerstätten gewonnen werden kann, ist der Druck auf beide Düngemittelrohstoffe hoch. Diese Situation spiegelt sich bereits heute in steigenden Düngemittelpreisen und einer insgesamt sehr volatilen Marktsituation wider, was sich insbesondere in finanzschwächeren Entwicklungs- und Schwellenländern direkt auf den Düngemittleinsatz sowie die Flächenproduktivität auswirkt.

In Anbetracht dieser Ausgangssituation ist es naheliegend und notwendig, die Rückgewinnung beider Nährstoffe zu intensivieren. Da sie in hohen Konzentrationen im häuslichen Abwasser vorliegen und die weitgehende Entfernung dieser „Schmutzfracht“ im abwasserrechtlichen Sinne ohnehin erforderlich ist, bietet sich das kommunale Abwasser als Quelle zur Produktion N- und P-haltiger Sekundärrohstoffdünger an. Berechnungen zeigen, dass durch die im Abwasser weltweit enthaltenen Frachten etwa  $\frac{1}{4}$  des globalen Bedarfs an N- und P-Düngern gedeckt werden könnten.

Wenngleich somit die Ausgangssituation für N und P durchaus vergleichbar ist, gibt es im Hinblick auf den aktuellen Stand der Rückgewinnungsforschung und -technik augenfällige Unterschiede. Dies ist wenig überraschend, da die *unmittelbare* Verknappung und Endlichkeit ausschließlich den Rohstoff Phosphor betreffen wird und

die Rückgewinnung aus Abwasser bzw. anderen Stoffströmen somit mittelfristig unabdingbar ist. Dies wurde auch auf politisch-institutioneller Ebene erkannt und spiegelt sich in groß angelegten Förderinitiativen auf Bundes- und EU-Ebene wider. Außerhalb von Europa konzentrieren sich die Forschungsaktivitäten auf Nordamerika und Japan. Auch nach über 10 Jahren intensiver Forschung ist das Fachgebiet nachwievor von einer großen Dynamik geprägt.

In technischer Hinsicht kann die Phosphorrückgewinnung für die gängigen Einsatz- bzw. Ansatzstellen mittlerweile als weitgehend bekannt angesehen werden. Aufgrund der oft fehlenden Wirtschaftlichkeit schreitet die flächendeckende, großtechnische Umsetzung allerdings nur zögerlich voran. Theoretische Berechnungen sowie mehrere Umsetzungen prozessintegrierter Rückgewinnungsverfahren (u.a. Ostara Pearl®, AirPrex®, DHV Chrystalactor®) belegen jedoch, dass bereits heute bei günstigen Rahmenbedingungen eine wirtschaftliche Umsetzung möglich ist. Im Falle der dargestellten Verfahren ist dies vor allem darauf zurückzuführen, dass diese *auch* bzw. *primär* als Reinigungsverfahren bzw. zur Betriebsoptimierung eingesetzt werden. Neben diesen prozessintegrierten Konzepten erfahren Verfahren zur Rückgewinnung aus der Klärschlammasche aufgrund des großen Rückgewinnungspotentials von >90% der Zulauffracht ebenfalls erste großtechnische Verbreitung.

Die Situation der Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen kann hingegen leicht zusammengefasst werden: Sie ist kaum von Relevanz. Im Gegensatz zur Phosphorrückgewinnung ist dies nicht die Folge technisch-ökonomischer Aspekte, sondern vor allem eine Frage der Interpretation. Verfahren wie die NH<sub>3</sub>-Strippung sind zur Teilstrombehandlung unter bestimmten Rahmenbedingungen bereits heute konkurrenzfähig; es besteht nur keine Notwendigkeit, die hierdurch entfernten – bzw. zurückgewonnenen – Stickstofffrachten einer zielgerichteten Verwendung zuzuführen.

Die üblichen Endprodukte der wichtigsten N- und P-Rückgewinnungsverfahren – Diammoniumsulfat (DAS) und Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) – eignen sich grundsätzlich gut zur direkten landwirtschaftlichen Verwendung. DAS entspricht ohnehin einem Mineraldünger („schwefelsaures Ammoniak“); für MAP wurde in mehreren Vergleichsstudien nachgewiesen, dass seine Pflanzenverfügbarkeit gängigen Phosphordüngern entspricht, die Schwermetallgehalte jedoch deutlich niedriger sind.

Basierend auf Literaturlauswertung und Praxiserfahrungen konnten verschiedene Defizite herausgestellt werden, die sich bisher negativ auf die Implementierung von Rückgewinnungsverfahren und deren Wirtschaftlichkeit ausgewirkt haben. Hierunter sind vor allem die fehlende gesamtsystemische Betrachtung der Verfahren, die mangelnde Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Belange sowie die fehlende Optimierung der Stellgrößen zu nennen. Es wurde für die vorliegende Arbeit die These formuliert, dass *sowohl* die Phosphor-, *als auch* die Stickstoffrückgewinnung *wirtschaftlich* auf üblichen Kläranlagen implementiert werden kann, wenn die erkannten Defizite behoben werden.

Zur Untersuchung dieser These wurden eine  $\text{NH}_3$ -Strippung sowie eine MAP-Rückgewinnung zum Einsatz im Zentratwasserstrom einer kommunalen Kläranlage der Größenklasse 5 konzipiert und die explizite Nutzung der Rückgewinnungsprodukte in der Landwirtschaft vorgesehen. Für den Einsatz im Zentratwasser liegen großtechnische Erfahrungen sowie für das gewählte, repräsentative Fallbeispiel Braunschweig eigene Untersuchungen sowie weitere Planungen vor, sodass für die Anlagenauslegung und die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ein konsistenter Datensatz vorhanden ist. Unabhängig von der Intention „Nährstoffrückgewinnung“ ist der Einsatz der Verfahren aus Gründen der Abwasserreinigung notwendig, sodass grundsätzliche Synergieeffekte innerhalb des Gesamtsystems zu erwarten sind.

Zur Erfassung des landwirtschaftlichen Nährstoffbedarfs konnte auf die Schlagkarteien des Abwasserverbands Braunschweig und somit ebenfalls auf ein konkretes Fallbeispiel zurückgegriffen werden. Feldfruchtspezifisch wurden Art, Menge und Aufbringungszeitpunkt der verwendeten Mineraldünger erfasst. Diese Untersuchungen stellen die Basis für konkrete Konzepte zur Verwendung der Sekundärrohstoffdünger sowie die Grundlage der Abstimmung von Produzent und Abnehmer dar.

Durch  $\text{NH}_3$ -Strippung und MAP-Fällung können im untersuchten Fallbeispiel in einem Jahr rund 200 t Stickstoff (entsprechend 2.315 DAS-Lösung) sowie 40 t Phosphor (entsprechend 317 t MAP) zurückgewonnen werden. Dies entspricht jeweils etwa 15% der N- und P-Zulaufmenge und somit dem typischen Rückgewinnungspotential aus dem Zentratwasser. Durch die Teilstrombehandlung wird rechnerisch ein Beckenvolumen von über 10.000  $\text{m}^3$  eingespart, das zur Nitrifizierung und Denitrifikation dieser Stickstoffmenge in der biologischen Reinigungsstufe erforderlich wäre. Weiterhin werden Belüftungs- und Fällmittelkosten eingespart. Alle Einsparungen können den Rückgewinnungsverfahren als Benefit angerechnet werden.

Der angestrebte Einsatz der Sekundärrohstoffdünger auf den Flächen des Abwasserverbandes ist nur dann zielführend, wenn sowohl das Klärwerk, als auch die Landwirte hiervon profitieren. Auf landwirtschaftlicher Seite ist dies der Fall, wenn der Sekundärrohstoffdünger unter Berücksichtigung *aller* Folgekosten und -erlöse der Substitution kostengünstiger ist als der entsprechende Mineraldünger. Folgekosten entstehen beispielweise, wenn der Substitutionsdünger geringere N- oder P-Konzentrationen als der substituierte Dünger aufweist und sich hierdurch der zeitliche und finanzielle Aufwand der Düngeraufbringung erhöht. Demgegenüber steigt der Wert des Substitutionsdüngers, wenn er zusätzliche Nährstoffe – wie Mg im MAP – enthält.

Hieraus ergibt es sich, dass der Wert eines Sekundärrohstoffdüngers vom jeweiligen Einsatzzweck bzw. Standort abhängig ist. Hierfür wurde in der vorliegenden Arbeit der Begriff des „Substitutionswertes“ eingeführt, der den Wert eines Sekundärrohstoffdüngers innerhalb eines spezifischen Substitutionskonzeptes beschreibt. Auf diesen kann durch eine entsprechende Auswahl des Einsatzbereiches gezielt Einfluss genommen werden.

Aufgrund der geringen N-Gehalte von DAS ist die Substitution gängiger, hochkonzentrierter Mineraldünger wie AHL, Harnstoff oder KAS in allen Fällen mit einer deutlichen Erhöhung der Aufbringungskosten verbunden. Für das Fallbeispiel wurde der Einsatz von DAS zur Substitution von AHL vorgesehen, da dann nur eine vergleichsweise moderate Kostensteigerung zu erwarten ist. Darüber hinaus muss die stark bodenversauernde Wirkung von DAS durch eine zusätzliche Kalkung kompensiert werden, was sich ebenfalls negativ auf den Substitutionswert auswirkt. Dieser konnte für das vorliegende Fallbeispiel mit rund 50 €/t beziffert werden, der Substitutionswert von MAP zur Substitution von DAP kann mit 290 €/t angesetzt werden.

Sind die Landwirte bereit, diese Preise an den Produzenten (das Klärwerk) zu zahlen, dann entstünden für sie aus der Substitution der Mineraldünger keine ökonomischen Vorteile. Es ist daher zielführend, die Substitutionsdünger zu einem geringeren Preis anzubieten, was zudem der Akzeptanz und der Verbreitung neuer Produkte dienlich ist. Im vorliegenden Fallbeispiel wurde der Preis der Düngemittel mit jeweils 75% des Substitutionswerts angesetzt. Aus Sicht des Düngemittelproduzenten liegt der hiermit erzielbare Erlös weiterhin deutlich über den Erlösen einer anderweitigen Düngemittelvermarktung, sodass mit diesem Ansatz für beide Akteure eine ökonomische Win-Win-Situation gegeben ist. Über die Ökonomie hinausgehend konnte zudem durch den hier verwendeten Ansatz das Defizit der fehlenden Abstimmung von Düngemittelproduzent und -abnehmer behoben werden. Das Vorgehen zur Abstimmung von Angebot- und Bedarfsseite sowie zur Preisfestlegung kann somit grundsätzlich als zielführend angesehen werden.

Auf Basis aller Kosten und Erlöse bzw. Einsparungen wurde eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung durchgeführt. Demgemäß ist die Implementierung von MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung und deren ganzjähriger Betrieb mit Jahreskosten von 160.000 € verbunden. Im Umkehrschluss würde dies bedeuten, dass es kostengünstiger wäre, anstatt der N- und P-Rückgewinnung ein konventionelles Reinigungsverfahren zu implementieren, obschon dann keine Erlöse aus der Düngemittelvermarktung generiert werden können.

Auf Detailebene führt die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung jedoch zu einer wesentlich differenzierteren Bewertung der Nährstoffrückgewinnung. Werden MAP-Fällung und NH<sub>3</sub>-Strippung als separate Teilsysteme aufgefasst, so ist die MAP-Fällung unter Anrechnung *aller* Erlöse mit verbleibenden Jahreskosten von etwa +/- 0 Euro wirtschaftlich umsetzbar. Für dieses Teilsystem wird somit die formulierte Arbeitshypothese bestätigt und insbesondere die häufig getroffene Aussage bzgl. der Unwirtschaftlichkeit der P-Rückgewinnung widerlegt.

Die insgesamt resultierenden Jahreskosten sind somit vollständig dem Teilsystem „Strippung“ zuzuordnen, das demgemäß – trotz der anrechenbaren Düngemittelerlöse – gegenüber einer konventionellen Behandlungsalternative unwirtschaftlicher ist. Verschiedene Angaben aus Literatur und Praxis deuten jedoch darauf hin, dass eine NH<sub>3</sub>-Strippung unter günstigeren, einzelfallspezifischen Rahmenbedingungen wirt-

schaftlich konkurrenzfähig sein kann. Demzufolge sollte die Strippung, ebenso wie die MAP-Fällung, als Verfahrensalternative zur Behandlung des Zentratwassers grundsätzlich in Erwägung gezogen werden.

Ohne Zweifel gilt für beide Rückgewinnungsverfahren, dass diese nur dann konkurrenzfähig sein können, wenn das Defizit der fehlenden gesamtsystemischen Betrachtung behoben wird und die Verfahrensimplementierung auch im Hinblick auf die Abwasserreinigung bzw. auf betriebliche Aspekte erfolgt. Die hierdurch erzielbaren Erlöse (bzw. Gutschriften) übersteigen die Erlöse aus der Düngemittelvermarktung um ein Vielfaches. Eine Implementierung alleine zum (Selbst-)Zweck der Nährstoffrückgewinnung – gemäß dem teilweise noch verbreiteten Ansatz – kann somit im gegebenen Rahmen kaum bzw. nicht wirtschaftlich sein. In Anbetracht des insgesamt geringen Abstandes zu einer wirtschaftlichen Verfahrensumsetzung können die Erlöse aus der landwirtschaftlichen Verwertung trotz ihres eher geringen absoluten Betrages den entscheidenden Ausschlag für die Wirtschaftlichkeit geben, sodass der Integration der landwirtschaftlichen Belange in allen Fällen eine wesentliche Bedeutung zukommt.

Als zentrales Ergebnis der Sensitivitätsanalysen ist festzuhalten, dass sich die zukünftigen Entwicklungen eher negativ auf die Wirtschaftlichkeit der eingesetzten Verfahren auswirken. Zwar ist davon auszugehen, dass sich die Erlöse parallel zu den mutmaßlich steigenden Düngemittelpreisen entwickeln; dies gilt jedoch in gleichen Maße für die Kosten, die stark von den Betriebsmitteln dominiert werden. Durch „klassische“ Sensitivitätsparameter wie unterschiedliche Zinssätze und Abschreibungszeiträume wird die Verfahrensbewertung hingegen nur wenig beeinflusst, da der Anteil der Investitionen insgesamt eher gering ist. Die Kernaussage dieser Arbeit sollte daher um den Zusatz ergänzt werden, dass den variablen Kosten sowie deren Optimierung und Entwicklung besondere Aufmerksamkeit zuteil werden sollte.

Nicht zuletzt aus diesem Grund wurden die Break-Even-Analysen mit einem besonderen Augenmerk auf die Betriebsmittelkosten durchgeführt. In diesem Kontext konnte gezeigt werden, dass bei einer durchaus realistischen Senkung der Betriebsmittelkosten in der Größenordnung von etwa 25-30% – bspw. durch Optimierung des laufenden Betriebes oder die Verwendung kostengünstiger Betriebsmittel – beide Verfahren auch bei ungünstigen (Kosten-)Entwicklungen wirtschaftlich sind. Die Düngemittelerlöse müssten hingegen um etwa 110-120% steigen, um einen rechnerisch und langfristig wirtschaftlichen Betrieb zu gewährleisten. In Anbetracht der mit dem Einsatz der Sekundärrohstoffdünger verbundenen Zusatzkosten (vgl. Substitutionswert) sowie der notwendigen Win-Win-Preisfestsetzung kann diese Steigerung auch unter optimalen Bedingungen mutmaßlich nicht erzielt werden, wenn nicht zusätzliche äußere Einflüsse zu einer deutlichen Erhöhung der Düngemittelpreise insgesamt führen.

Im Rahmen der Break-Even-Analysen konnte ebenfalls nachgewiesen werden, dass die Anlagendimensionierung nur einen geringen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit

des Gesamtverfahrens hat. Erst bei einer Vervierfachung der Anschlussgröße auf 1,4 Mio. EW sinken die Kosten von im Fallbeispiel 160.000 €/a auf etwa +/-0 €/a; das Verfahren ist dann in ökonomischer Hinsicht gleichwertig zu der konventionellen Behandlung. Demgegenüber wirken sich die Nährstoffkonzentrationen im Zentratwasser stark auf die Wirtschaftlichkeit aus. Bei ansonsten gleichen Annahmen (dies impliziert den Verzicht auf eine vorherige gezielte Nährstoffrücklösung) ist die Verfahrenskombination bereits bei etwa 20% höheren  $\text{NH}_4\text{-N}$  bzw.  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen wirtschaftlich.

Insbesondere für neue bzw. „alternative“ Verfahren ist es zweckmäßig, die Verfahrensbewertung über die meist dominierende Ökonomie hinausgehend auf nicht-ökonomische Aspekte auszuweiten. Dies gewinnt zusätzliche Relevanz durch die Tatsache, dass im Fallbeispiel weder die Nährstoffrückgewinnung, noch die „konventionelle“ Alternative in ökonomischer Hinsicht eindeutig präferiert werden konnte. Die erörterten nicht-ökonomischen Aspekte sprechen in Summe deutlich für die Nährstoffrückgewinnungsverfahren; sie können somit – eine entsprechende Gewichtung vorausgesetzt – den Ausschlag für die Verfahrenswahl geben. Zu betonen sind die konkreten Vorteile auf der betrieblichen Ebene, da die Teilstrombehandlung grundsätzlich gut an veränderte Belastungen angepasst und daher auch zur Behandlung/Rückgewinnung hochkonzentrierter Teilströme eingesetzt werden kann. Sie bietet somit die Grundlage für weitergehende, zukunftsweisende Konzepte wie NASS oder Schlammaufschlussverfahren, bei denen diese Teilströme anfallen.

#### *Ausblick*

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass durch die Kombination von Reinigung und Rückgewinnung unter geeigneten Rahmenbedingungen eine wirtschaftliche Implementierung beider Verfahren auf üblichen Kläranlagen möglich sein kann. Vor diesem Hintergrund sollte der Fokus von Forschung und Praxis weiter auf der Schaffung großtechnischer Referenzanlagen liegen, um Stellgrößen und Einflussfaktoren zu erfassen, Rahmenbedingungen zu optimieren und durch die zu erwartende Kostendegression die Wirtschaftlichkeit weiter zu verbessern. Weiterhin ist es notwendig, rückgewinnende Verfahren als grundsätzliche Option zur Teilstrombehandlung zu etablieren und hierfür ein Bewusstsein zu schaffen. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund zu sehen, dass beide Verfahren – in einem anderen Kontext – bereits etabliert sind.

In technischer Hinsicht sollte sich die Forschung verstärkt mit der physikalischen Produktqualität von Sekundärrohstoffdüngern befassen, die insbesondere bei Feststoffdüngern wie MAP wesentlich deren landwirtschaftliche Verwertbarkeit bestimmt. Außerhalb der patentierten bzw. lizenzierten Verfahren ist es weitgehend unbekannt, durch welche betrieblichen Einstellungen, Aufbereitungs- und Trocknungsverfahren eine „gute“ physikalische Produktqualität erreicht werden kann. Generell besteht bzgl. der für einen bestimmten Einsatzzweck erforderlichen Produktqualität, den Möglichkeiten, Einschränkungen und Kosten der dezentralen Düngemittelaufberei-

tung sowie der Ausgestaltung einer etwaigen zentralen Düngemittelaufbereitung noch fachübergreifender Forschungs- und Abstimmungsbedarf.

Durch eine gesamtsystemische Betrachtungsweise können ökonomische Vorteile generiert, Win-Win-Situationen geschaffen sowie Akzeptanz und Verbreitung eines Verfahrens gesteigert werden. Ansätze wie neuartige Sanitärsysteme oder Schlammaufschlussverfahren, die mutmaßlich eine zentrale Bedeutung in der Abwasserwirtschaft der Zukunft einnehmen werden, erfordern ebenfalls einen zeitlich und räumlich umfassenden Betrachtungsrahmen. Eine wesentliche Aufgabe der Zukunft wird daher darin bestehen, die beteiligten Akteure für diese Ansätze zu sensibilisieren und die notwendigen Rahmenbedingungen für deren weitreichende Implementierung zu schaffen.

## 15 Literatur und Quellen

ABFKLÄRV (2010): Klärschlammverordnung, 2. Arbeitsentwurf zur Neufassung, Stand 20.08.2010. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

ABwV (1997): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung). Neugefasst durch Bekanntmachung vom 17.06.2004, zuletzt geändert am 24.02.2012

ADAM, C., VOGEL, C., WELLENDORF, S., SCHICK, J., KRATZ, S., SCHNUG, E. (2009): Phosphorus recovery by thermochemical treatment of sewage sludge ash – Results of the European FP6-project SUSAN. In: Ken Ashley et al (Eds.): International conference on nutrient recovery from wastewater streams, IWA Publishing, London, pp. 417-430

ASHDEC (2008): Erneuerbare Phosphatdünger aus Klärschlammaschen. Vortrag der AshDec Umwelt AG in der Reihe „Abfallwirtschaft und Altlastensanierung heute und morgen“, Universität für Bodenkultur Wien, 18.11.2008

ATEMIS (2013): Referenzliste des Ingenieurbüros Atemis, Aachen; verfügbar unter [http://www.atemis.net/ref/abwasser/Straubing\\_Luftstrippung\\_Saure\\_Waesche.pdf](http://www.atemis.net/ref/abwasser/Straubing_Luftstrippung_Saure_Waesche.pdf); .../Spittal\_Strippung\_Saure\_Waesche.pdf und .../Wallau\_Strippung\_Saure\_Waesche.pdf (Abruf 19.02.2013)

ATV (1983): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. 3. überarbeitete Auflage, Band III: Grundlagen für Planung und Bau von Abwasserkläranlagen und mechanische Klärverfahren. Verlag Ernst & Sohn, Berlin/München

ATV (1990): Starkverschmutzerzuschläge –Technisch-wissenschaftliche Grundlagen der Gebührenermittlung für industrielle Nutzer öffentlicher Abwasseranlagen. Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 7.4; KA Korrespondenz Abwasser Nr. 9 (37), 1990, pp. 1075-1079

ATV-DVWK (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, Hennef, Mai 2000

AVBS (Abwasserverband Braunschweig, 2009a): Satzung vom 20.12.2009

AVBS (Abwasserverband Braunschweig, 2009b): Auszüge aus den Schlagkarteien des Anbaujahres 2009, zur Verfügung gestellt von verschiedenen Landwirten des Verbandes

AVBS (Abwasserverband Braunschweig, 2010): Auszüge aus den Schlagkarteien des Anbaujahres 2010, zur Verfügung gestellt von verschiedenen Landwirten des Verbandes

AVBS (Abwasserverband Braunschweig, 2013): Homepage des Abwasserverbandes Braunschweig, <http://www.abwasserverband-bs.de/was-wir-machen/klaerwerk/> (Abruf 07.03.2013)



- AVBS (Abwasserverband Braunschweig, o.J.): Informationen zur Landwirtschaft im Verbandsgebiet (mündliche Auskünfte aus verschiedenen Besprechungen)
- BANNICK, C.G., EICHMANN, C., FRIEDRICH, J., ODAU, R., ROTH, M. (RED., 2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schafstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. UBA-Texte 59/01, Berlin
- BAUERFELD, K. (2010): Regelungen zur Klärschlamm Entsorgung in Deutschland und Europa. DWA-WasserWirtschafts-Kurs N/4, 5.-7.10.2010, Kassel, pp. 20-32
- BAUMANN, P. (2003): Phosphatelimination aus Abwasser. Oldenbourg Industrieverlag München
- BAUMANN, P., ROTH, M. (2008): Senkung des Stromverbrauchs auf Kläranlagen. Leitfaden für das Betriebspersonal, Heft 4. DWA-Landesverband BaWü, Juli 2008
- BAUMGÄRTEL, G. (2010): Rentabilität von Phosphor- und Kali-Düngung. Pflanzenschutz- und Düngemittelhandelstag des BVA, 03./04.11.2010, Warberg
- BAYERLE, N. (2009): P-Recycling in Gifhorn mit dem modifizierten Seaborne-Prozess. Baltic 21-Konferenz, 28.-30.09.2009, Berlin
- BAYERLE, N. (o.J.): Klärschlammaufbereitung mit Nährstoffrückgewinnung der Kläranlage Gifhorn; Vortrag des ASG Gifhorn, ohne Jahresangabe
- BERGS, C.G. (2013): Novellierung der Klärschlammverordnung – Phosphorstrategie der Bundesregierung. In: 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 232, Aachen 2013, pp. 14/1-14/12
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2011): Neue Schadstoffregelungen für Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate und Pflanzenschutzmittel. Stellungnahme des wiss. Beirates für Düngungsfragen beim BMELV, Februar 2011
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2012): Stellungnahme Ernährungssicherung und nachhaltige Produktivitätssteigerung. Wiss. Beirat für Agrarpolitik beim BMELV, Januar 2012
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2013): Daten und Tabellen zur Landwirtschaft, Tabelle SJT-3060210-0000 „Inlandsabsatz von Handelsdünger“, Stand 06.02.2013. Verfügbar unter <http://www.bmelv-statistik.de/index.php?id=139&stw=D%C3%BCngemittel> (Abruf 16.10.2013)
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2011): Entwurf für ein Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRes). Entwurf/Beschlussvorlage Version 3.0 vom 11.10.2011, BMU Berlin
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2012): Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRes). Beschluss des Bundeskabinetts vom 29.02.2012, BMU Berlin

BMWI (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2010): Energie in Deutschland – Trends und Hintergründe zur Energieversorgung. Aktualisierte Ausgabe August 2010, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Berlin

BMWI (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2012): Preisträger des Deutschen Rohstoffeffizienzpreises 2012. Festschrift zur Verleihung am 29.11.2012 im BMWI, Berlin

BÖHLER, M., SIEGRIST, H. (2008): Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen. Gutachten der EAWAG im Auftrag der Europa Fachhochschule Fresenius und des HLUg; Dübendorf, Mai 2008

BÖHM, B. (2009): Prozesswasserbehandlung. In Günthert et al: Kommunale Kläranlagen – Bemessung, Erweiterung, Optimierung, Betrieb und Kosten. 3., völlig neu bearbeitete Auflage 2009, Expert-Verlag, Renningen, pp. 126-143

BORMANN, H., SIEVERS, M., EWERT, W. (2009): Auswirkungen der thermischen Klärschlammhydrolyse und der prozessintegrierten Nährstoffrückgewinnung auf die Stoffstrom- und Energiebilanzen auf Kläranlagen. Abschlussbericht zum DBU-Projekt AZ 24507- 23, Hamburg, Clausthal

BÖRSE EXPRESS (2010): Beko- und Andritz-Beteiligung Ash Dec insolvent. Mitteilung des Informationsdienstes „Börse Express“ vom 10.09.2010, online unter <http://www.boerse-express.com/pages/905142> (Abruf 02.04.2013)

BPB (Bundeszentrale für politische Bildung, 2009): Welternährung – auf dem Acker wächst genug für alle. Dossier „Umwelt“ der BPB, online unter <http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/dossier-umwelt/61268/welternaehrung> (Abruf 23.10.2012)

BRETT, S., GUY, J., MORSE, G.K., LESTER, J. N. (1997): Phosphorus removal and recovery technologies. Centre Européen D'Études des Polyphosphates, Selper Publications, London

BREUER, J., MÜLLER, T. (2005): Anforderungen an die Nutzung von rückgewonnenem P aus der Sicht der Landwirtschaft. In: 75. Darmstädter Seminar 12./13.11.2005, Schriftenreihe WAR 167, Darmstadt, pp. 57-70

BRITTON, A.T., SACLUTI, F., OLDHAM, W.K., MOHAMMED, A., MAVINIC, D.S., KOCH, F.A. (2007): Value from waste – Struvite recovery at the city of Edmonton's Gold Bar WWTP. In: IWA Biosolids Management Conference, Moncton, Canada, pp. 575-581

BSZ (Bayerische Staatszeitung, 2012): Phosphat aus Klärschlamm. Artikel von Heinz Wraneschitz, Bayerische Staatszeitung (BSZ) Nr. 19 vom 11. Mai 2012, p. 17

BÜCHEL, K.H., MORETTO, H.-H., WODITSCH, P. (1999): Industrielle anorganische Chemie. 3. Auflage 1999, Wiley-VCH, Weinheim u.a.

BUNDESRAT (2012): Beschluss des Bundesrates vom 02.11.2012, Drucksache 435/12: Änderungen und Entschließung zur Düngemittelverordnung.

- BÜTTNER, S., BÖHLER, M. (2011): Stickstoffrückgewinnung am Beispiel der ARA Kloten/Opfikon. Vortrag zur Kantonalen Tagung Zürcher Klärwerkspersonal 21.11 – 23.11.2011, Zürich
- BWB (Berliner Wasserbetriebe, 2012): Informationen zur „Berliner Pflanze“; online unter <http://www.bwb.de/content/language1/html/6946.php> (Abruf 31.10.2012)
- CEEP (Centre Européen D'Études des Polyphosphates, 2003): Scope Newsletter No. 53 (October 2003)
- CELEN, I., TÜRKER, M. (2001): Recovery of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents. *Environmental Technology*, Vol. 22 (11), pp. 1263-1272
- CLAASSEN, N., STEINGROBE, B., CABEZA-PEREZ, R. (2011): Phosphorreycling – Charakterisierung der Düngewirkung recycelter Phosphatdünger in Feld- und Gefäßversuchen. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt 02WA0786, Göttingen
- CULTAN (2013): Informationen zur Cultan-Düngung, verfügbar unter [http://www.cultan.de/inhalt/c\\_duenger/c\\_dueng\\_mineral.html](http://www.cultan.de/inhalt/c_duenger/c_dueng_mineral.html) (Abruf 07.03.2013)
- DESTATIS (Statistisches Bundesamt, 2013a): Fachserie 17 Reihe 4 „Preisindizes für die Bauwirtschaft“, Stand November 2012 (4. Vierteljahresausgabe). Wiesbaden 2013
- DESTATIS (Statistisches Bundesamt, 2013b): Daten zur Energiepreisentwicklung, lange Reihen von Januar 2000 bis Juni 2013, erschienen am 26.07.2013. Wiesbaden 2013
- DHV (2012): Projektdatenblatt zur Umsetzung des Crystalactors bei Alto Dairy, USA; verfügbar unter <http://www.dhv.com/dhvcom/files/6f/6f5a1638-bdfa-4c2c-83ae-682c5a96fb60.pdf> (Abruf 31.10.2012)
- DICHTL, N. (2012): Abwägen statt Verteufeln: Klärschlamm in der Landwirtschaft kann sinnvoll sein. Magazin „nahdran. Aus Branche und Unternehmen“, Hrsg.: Veolia Wasser GmbH, Ausgabe Sept., 2012, p. 6
- DITTRICH, B., KLOSE, R. (2008): Bestimmung und Bewertung von Schwermetallen in Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten. Schriftenreihe der sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 03/2008
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.), 2006): N-Düngung effizient gestalten. DLG-Merkblatt Nr. 350, 1. Auflage 12/2006
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.), 2008): Grunddüngung effizient gestalten. DLG-Merkblatt Nr.349, 1. Auflage 11/2008
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.), 2012a): Hinweise zur Kalkdüngung. DLG-Merkblatt Nr. 353, 5. Auflage 01/2012
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.), 2012b): Schwefel-Düngung effizient gestalten. DLG-Merkblatt Nr. 373, 1. Auflage 05/2012

DOCKHORN, T. (2007a): Abwasser und seine Ressourcen – Stoffstrombilanzen und ökonomisch Relevanz. Beitrag zum Internationalen Symposium „Abwasserrecycling“, Braunschweig, 10.-12.10.2007

DOCKHORN, T. (2007b): Rückgewinnung von Phosphat aus Abwasser und Klärschlamm mit dem Peco-Verfahren. Müll und Abfall 08/2007; pp. 380-386

DOCKHORN, T. (2007c): Neuartige Sanitärsysteme und Möglichkeiten des Stoffstrommanagements. Beitrag zum Internationalen Symposium „Abwasserrecycling“, Braunschweig, 10.-12.10.2007

DOCKHORN, T. (2008): Ökonomische Aspekte des Phosphorrecyclings. Beitrag zu den Braunschweiger Nährstofftagen 2008 „Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft“, JKI-Institut Braunschweig, 10.-11.11.2008

DOCKHORN, T. (2009a): About the economy of phosphorus recovery. In: Ken Ashley et al (Eds.): International conference on nutrient recovery from wastewater streams, IWA Publishing, London, pp. 145-158

DOCKHORN, T. (2009b): Ökonomische Aspekte eines Systemwandels in der Abwasserwirtschaft. In: 2. Int. Symposium Abwasserrecycling, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 77, pp. 167-182

DOYLE, J.D., PARSONS, S.A. (2002): Struvite formation, control and recovery. Water research 36 (2002), pp. 3925-3940

DRUILHE, Z., BARREIRO-HURLÉ, J. (2012): Fertilizer subsidies in sub-Saharan Africa. ESA-Working paper 12-04, Food and agriculture organisation of the United Nations (FAO), Rome

DÜMV (2003): Düngemittelverordnung, Stand 2003. Bundesgesetzblatt 2003 Teil 1 Nr. 57, Bonn, 4. Dezember 2003, pp. 2373-2437

DÜMV (2012): Düngemittelverordnung, Beschlussvorlage des Bundesrates vom 01.08.12, Drucksache 435/12

DUNBAR, W.PH. (1954): Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. 3. Auflage, Oldenbourg-Verlag, München

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, 2008): DWA-Themenband Neuartige Sanitärsysteme. DWA, Hennef

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, 2010): 23. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2010. DWA, Hennef

EBENHÖCH, J. (2007): Alternativen zum Rohphosphat – Voraussetzungen für deren Verwendung bei der Mineraldüngerproduktion. In: Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger - Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen, Tagung der VLK und des BAD, Würzburg, 24.-25.04.2007, pp. 93-98

EEA (European Environmental Agency, 2007): Europe's environment – The fourth assessment. European Environmental Agency, Copenhagen

EFMA (European Fertilizer Manufacturers Association, 2000): Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry. Booklet 5 "Production of Urea and Urea Ammonium Nitrate" und Booklet 6 "Production of Ammonium Nitrate and Calcium Ammonium Nitrate. EFMA Brussels, Belgium

EG (2007): Verordnung (EG) 2003/2003 des europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel in der Fassung vom 12.03.2007

EGGERS, T. (2008): Verregnung von geklärtem Abwasser auf 3000 ha landwirtschaftlich genutzten Flächen. GWF Wasser/Abwasser 149 (2008). Nr. 13, pp. 25-31

EGLE, L., REICHEL, M. (2012): Stand und Trends bei der Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen. ÖWAV-Seminar "Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft", Wien, 23./29.02.2012

EGLE, L., RECHBERGER, H., ZESSNER, M. (2013): (Comparative) technical, environmental and economic assessment of phosphorus recycling technologies from waste water. In: 4. Int. Symposium „Re-Water Braunschweig“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 84, pp. 35-56

ELSNER, H. (2008): Stand der Phosphat-Reserven weltweit. Beitrag zu den Braunschweiger Nährstofftagen 2008 „Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft“, JKI-Institut Braunschweig, 10.-11.11.2008

ERDGASRECHNER (2013): Aktuelle Erdgaspreise; verfügbar unter <http://www.kwhpreis.de/gas/gastarifrechner?phpurl=Gasrechner.php> (Abruf 16.05.2013)

ESEMEN, T. (2012): Untersuchungen zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoffrückgewinnung aus Klärschlamm. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 83

ETH (Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 2008): Informationen der Arbeitsgruppe Plant Nutrition, online unter <http://www.plantnutrition.ethz.ch/pk/people/ashdec> (Abruf 02.04.2013)

EUROSTAT (2013): Europe in figures – Eurostat yearbook. Online-Publikation, verfügbar unter [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics\\_explained/index.php/Agricultural\\_products](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Agricultural_products) (Abruf 24.09.2013)

EVERDING, W. (2011): Kostenabschätzung und ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren. In: Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland. Gemeinsamer Abschlussbericht des BMBF-Projektes FKZ 02WA0805 bis -08, Aachen, pp.163-248

EWERT, W. (2009): Verfahren zur Optimierung der anaeroben Schlammbehandlung bei Anwendung der biologischen Phosphatelimination. Tagungsband 6. Klärschlammstage Fulda, 12.-14. Mai 2009, DWA Hennef

FAO (Food and agriculture organisation of the United Nations, 2008): Current world fertilizer trends and outlook to 2012. FAO, Rome

FAOSTAT (2010): Länderspezifische Ertragsdaten für den Indikator „Cereals total“ für das Jahr 2010, Datenbank verfügbar unter <http://faostat3.fao.org/home/index.html#DOWNLOAD> (Abruf 27.11.2012)

FEHRENBACH, H., REINHARDT, J. (2011): Ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren. In: Pinnekamp (Hrsg.): Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe...“; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228, Aachen 2011, pp. 11/1-11/20

FELMEDEN, J., LIBBE, J., KLUGE, T., MICHEL, B. (2009): Transformationsoptionen der wasserwirtschaftlichen Systeme unter veränderten Rahmenbedingungen. In: 2. Int. Symposium Abwasserrecycling, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 77, pp. 223-240

FINCK, A. (1989): Dünger und Düngung: Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen. 1. Nachdruck der 1. Auflage, VCH-Verlag, Weinheim

FINCK, A. (2007): Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten, 6. Auflage. Borntraeger Verlag, Berlin, Stuttgart

FREDE, H.-G. (2005): Nährstoffversorgung der Böden in Deutschland. In: 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198, Aachen 2005, pp. 72/1-72/9

GALLER, J. (2008): Phosphat – Düngung und Eutrophierung. Praxisratgeber, Hrsg.: Landwirtschaftskammer Salzburg

GALLER, J. (2010): Auswirkung vernachlässigter Grunddüngung auf das Dauergrünland. In: Phosphor- und Kaliumdüngung – Brauchen wir neue Düngekonzepte? Tagung der VLK und des BAD, Würzburg, 20.-21.04.2010, pp. 93-116

GANDORFER, M., MEYER-AURICH, A., HEIßENHUBER, A. (2006): Die Bedeutung veränderter Preis-Kosten-Relationen für die Stickstoffdüngung. Schule und Beratung, Heft 7/2006, pp. III-7-III-9

GIESEN, A., DE BOER, R., GAILLARD, A. (2005): Practical experience with recovery of Phosphates from wastewater using crystallisation technology. In: 75. Darmstädter Seminar 12./13.11.2005, Schriftenreihe WAR 167, Darmstadt, pp. 103-116

GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X., STICHER, H. (1997): Bodenökologie, 2. Auflage. Thieme Verlag, Stuttgart

GNIRSS, R., HEINZMANN, B., FRANZKE, U., LENGEMANN, A., IRMER, A. (2012): Phosphorrückgewinnung und Vermarktung bei den Berliner Wasserbetrieben – Ergebnisse einer bedarfsorientierten Forschung. In: 45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 230, Aachen 2012, pp. 21/1-21/9

- GRÖMPING, M. (2001): Praxisbeispiele zur Behandlung der Stickstoffrückbelastung auf Kläranlagen – Leistung, Auswirkungen und Kosten. In: Der Stickstoff im Wasser, Abwasser. Hrsg.: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 166, pp. 87-96)
- GRÖMPING, M. (2012): Der Weg zu einer energieautarken Kläranlage – die Deammonifikation als Baustein. Seminar „Energieeffizienz auf Kläranlagen“ des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie...; Frankfurt, 07.09.2012
- GRÖMPING, M., SEYFRIED, A. (2003): Entscheidungskriterien und Wirtschaftlichkeitsaspekte zur Einbindung der Stickstoffrückbelastung in den Klärwerksprozess. In: Stickstoffrückbelastung – Stand der Technik 2003, 5. Aachener Tagung 7.-8.1.2003, Fulda
- GSPONER, R. (1990): Schwermetalle in Düngemitteln: Ein Diskussionsbeitrag. Direktion der öffentlichen Bauten des Kantons Zürich, Zürich
- GÜNTHERT, F.W., REICHERTER, E. (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg-Industrieverlag, München
- GUŠTIN, S., MARINŠEK-LOGAR, R. (2011): Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. Process Safety and Environmental Protection 89 (2011), pp. 61–66
- HEINZMANN, B., ENGEL, G. (2005): Stand der Phosphorrückgewinnung bei Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination der Berliner Wasserbetriebe. In: 75. Darmstädter Seminar 12./13.11.2005, Schriftenreihe WAR 167, Darmstadt, pp. 117-134
- HEINZMANN, B., LENGEMANN, A. (2011a): Stand der Phosphorrückgewinnung in Berlin – von wissenschaftlichen Untersuchungen zur großtechnischen Anwendung. In: 3. Int. Symposium „Re-Water Braunschweig“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 81, pp. 81-98
- HEINZMANN, B., LENGEMANN, A. (2011b): Stand der Phosphorrückgewinnung in Berlin – von wissenschaftlichen Untersuchungen zur großtechnischen Anwendung. Vortrag am 3. Int. Symposium „Re-Water Braunschweig“, 21.11.2011
- HERRMANN, L. (2009): Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung – Eine Bestandsaufnahme. Umwelt-Wissen Nr. 0929, Bundesamt für Umwelt, Bern
- HUBER, I. (2008): Forschungs- und Entwicklungs-Aktivitäten beim Phosphor-Recycling. Wasser+Abfall 1-2/2008, pp.11-13
- HuK (Informationsdienst „Humuswirtschaft und Kompost“, 2010): BMU stellt Novelle der Klärschlammverordnung vor. H&K aktuell, Ausgabe 11/2010, pp. 3-5
- HuK (Informationsdienst „Humuswirtschaft und Kompost“, 2012): Revision der EU-Düngemittelverordnung. H&K aktuell, Ausgabe 03/2012, p. 6

IFA (International Fertilizer Industry Association, 2012): Produktion und Verbrauch von Düngemitteln im Jahre 2010. Datenbank der IFA, verfügbar unter <http://www.fertilizer.org/ifa/ifadata/search> (Abruf 05.11.2012)

IMHOFF, K., IMHOFF, K.R. (1993): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 28. Auflage. Oldenbourg Verlag, München, Wien

INDEXMUNDI (2013A): Düngemittelpreise für TSP, Harnstoff und DAP; Datenbank-download unter <http://www.indexmundi.com/commodities/> (letzter Abruf 15.10.2013)

INDEXMUNDI (2013B): Wechselkurs Schweizer Franken/Euro, verfügbar unter <http://www.indexmundi.com/xrates/graph.aspx?c1=CHF&c2=EUR&days=3650&lang=de> (Abruf 19.02.2013)

INRES (Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, 2006): Bericht „Phosphordüngung im Topfversuch“ zum Forschungsvorhaben AZ IV 9 042423 „Phosphorrecycling – Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm“. Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Bonn

ISWW (Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, 2005): Untersuchung der Behandlungsmöglichkeiten von Zentratwasser aus der Schlammentwässerung auf dem Gelände des Klärwerks Steinhof. Unveröffentlichte Studie, Mai 2005

ISWW (Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, 2012): Optimisation of Energy- and Nutrient Recovery in Wastewater Treatment Schemes. Abschlussbericht zum Projekt „CoDiGreen“, Arbeitspaket 3, unveröffentlicht (Kurzfassung verfügbar unter [http://www.kompetenzwasser.de/fileadmin/user\\_upload/pdf/forschung/CoDiGreen/CoDiGreen\\_Executive\\_Summary\\_Deutsch\\_final\\_-\\_Kopie.pdf](http://www.kompetenzwasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/CoDiGreen/CoDiGreen_Executive_Summary_Deutsch_final_-_Kopie.pdf))

ISWW (Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, 2013): Zukunftskonzept Abwasserrecycling Braunschweig. Studie im Auftrag des Abwasserverbandes Braunschweig, unveröffentlicht

IVA (Industrieverband Agrar e.V., 2012): Jahresbericht 2011/2012. IVA Frankfurt

JARDIN, N., ARNOLD, E., BEIER, M., GRÖMPING, M., KOLISCH, G., KÜHN, V., MEYER, S., ROLFS, T., SCHMIDT, F., WETT, B., OTTE-WITTE, R. (2005): Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung. 4. DWA-Klärschlammstage, Würzburg, April 2005

JU, X.T., XING, G.X., CHEN, X.P., ZHANG, S.L., ZHANG, L.J., LIU, X.J., CUI, Z.L., YIN, B., CHRISTIE, P., ZHU, Z.L., ZHANG, F.S. (2009): Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. Proceedings of the National Academy of Science (PNAS) Vol. 106, No. 9, pp. 3041-3046

KABBE, C. (2012): Chancen und Perspektiven des Phosphorrecyclings aus Abwasserteilströmen – die internationale Perspektive. Beitrag zur 31. Berliner Wasserwerkstatt des KWB Berlin, Berlin, 23.08.2012



- KAYSER, R. (1983): Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation-Denitrifikation. *gwf Wasser-Abwasser*, 124, Nr. 9 (1983), pp. 419-427
- KELLY, V.A. (2006): Factors affecting demand for fertiliser in sub-Saharan Africa. Agricultural and rural development discussion paper 23, World Bank, Washington DC
- KLÖPFFER, W., GRAHL, B. (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfadens für Ausbildung und Beruf. WILEY-VCH, Weinheim
- KLOTEN (O.J.): Stickstoffrückgewinnung und Düngerherstellung aus Faulwasser. Informationsbroschüre der ARA Kloten/Opfikon, Hunziker Betatech u.a. ([http://www.klaeranlage.ch/documents/admis/2006968584/FlyerNRueckgewinnung\\_200912410112.pdf](http://www.klaeranlage.ch/documents/admis/2006968584/FlyerNRueckgewinnung_200912410112.pdf))
- KOLLBACH, J.S., GRÖMPING, M. (Hrsg., 1996): Stickstoffrückbelastung – Stand der Technik 1996/97 und zukünftige Entwicklungen. Tagungsband zur Veranstaltung am 26./27.11.1996, TK-Verlag Neuruppin
- KÖRDEL, W., HERRCHEN, M. (2006): Organische Schadstoffe: Verhalten im Boden und Wirkung auf Bodenorganismen nach Eintrag über Klärschlämme und andere Düngemittel. BMU-Tagung „Perspektiven der Klärschlammverwertung – Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung“. 6.-7. Dezember 2006, Bonn
- KRATZ, S., SCHNUG, E. (2005): Schwermetalle in P-Düngern. In: Recent advances in agricultural chemistry. FAL Braunschweig, Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft Nr. 286, pp.37-45
- KRATZ, S., SCHNUG, E. (2009): Zur Frage der Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor in Düngemitteln. *Journal für Kulturpflanzen* 61 (1), 2009, pp. 2-8
- KREUTZBERGER, S., THURN, V. (2011): Die Essensvernichter: Warum die Hälfte aller Lebensmittel im Müll landet und wer dafür verantwortlich ist. 1. Auflage, Verlag Kiepenheuer & Witsch
- KRUGMAN, P.R., OBSTFELD, M. (2004): Internationale Wirtschaft. Theorie und Politik der Außenwirtschaft, 6. Auflage, Pearson Studium, München
- KrWG (2012): Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24.02.2012, BGBl. I, S. 212; 45
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, 2013): Feldarbeitsrechner. Kostenpflichtiger Zugang unter <http://www.ktbl.de/index.php?id=806> (letzter Abruf 19.08.2013)
- KÜCKE, M. (Hrsg., 2001): Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN): Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen. Beiträge des Workshops am 29. November 2001 in Braunschweig. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft Nr. 245
- LANGENOHL, T., HECK, A., KÖNEMANN, R. (2012): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung – Aktuelle und zukünftige Herausforderungen der Klärschlamm- und Düngemittelverordnung. *KA Korrespondenz Abwasser/Abfall* Nr. 3, 2012 (59), pp. 221-224

LANGER, H., HOPPENSTEDT, A., BAUER, M., REHFELDT, G., HELMKE, R. (1981): Ökologisches Gutachten zur Situation der Braunschweiger Rieselfelder. Studie der Planungsgruppe Ökologie & Umwelt im Auftrag der Stadt Braunschweig; Hannover, Okt. 1981 (unveröff.)

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Hrsg. 2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 7. überarbeitete Auflage, Kulturbuchverlag Berlin GmbH

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 2013): Bodenübersichtskarte 1:500.000; online unter <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=906#> (Abruf 11.01.2013)

LEI, X., SUGIURA, N., FENG, C., MAEKAWA, T. (2007): Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. *Journal of Hazardous Materials* 145 (2007), pp. 391-397

LFL (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), 2007): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, Gelbes Heft. 8. überarbeitete Auflage März 2007

LIEBI, C. (2009): Stickstoff-Rückgewinnung und Düngerherstellung aus Faulwasser/Zentrat. Tagung der Aracom, Konstanz 2009; verfügbar unter [http://www.optum.de/download/konstanz\\_ara\\_kloten.pdf](http://www.optum.de/download/konstanz_ara_kloten.pdf) (Abruf 06.12.12)

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

LWKNRW (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2011): Stickstoffdüngemittel. Ratgeber 2011 der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (<http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/>)

LWKNRW (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2012): Unterfußdüngung im Mais. Ratgeber 2012 (<http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/mais/unterfussduengung-pdf.pdf>)

LWKNS (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2009): Welche Intensität bei Stickstoff fahren? Ratgeber von Dr. Karsten Möller, verfügbar unter <http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/322,f85eae81-ae48-009e-720932d587e8fb5a~pdf.html> (Abruf 06.12.12)

LWKNS (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2010): Düngeempfehlungen Stickstoff. Faltblatt der Landwirtschaftskammer, Stand März 2010 (<http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/341/article/14022.html>)

LWKSH (Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 2012): Spätdüngung in Winterweizen – Spagat zwischen hohem Ertrag, hohem Proteingehalt und niedriger N-Bilanz. Information der Landwirtschaftskammer, Dr. U. Obenauf, verfügbar unter [http://www.lksh.de/fileadmin/dokumente/Landwirtschaft/Pflanze/Getreide/Winterweizen/2012/N-Spaetduengung\\_2012.pdf](http://www.lksh.de/fileadmin/dokumente/Landwirtschaft/Pflanze/Getreide/Winterweizen/2012/N-Spaetduengung_2012.pdf) (Abruf 06.12.12)

MACKENZIE, F.T. (1998): Our changing Planet. An introduction to earth system science and global environmental change. 2nd edition, Prentice Hall, Upper Saddle River 1998

MAURER, M., SCHWEGLER, P., LARSEN, T.A. (2003): Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. Water Science and Technology Vol. 48, Nr. 1 (2003), pp. 37-46

MEYER, C., PREYL, V., STEINMETZ, H. (2011): Pilotanlage zur großtechnischen Phosphorrückgewinnung (MAP) aus Klärschlämmen mit simultaner Phosphat-Elimination mittels Eisensalzen. In: Tagungsband zum 3. Int. Symposium Re-Water Braunschweig, Veröffentlichungen des ISWW, Band 81, pp. 45-58

MLU (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 2012): Monatliche Düngepreise Raum Hannover. Information der Professur für landw. Betriebslehre, verfügbar unter [http://lb.landw.uni-halle.de/preise/p\\_duengemittel.pdf](http://lb.landw.uni-halle.de/preise/p_duengemittel.pdf) (Abruf 28.11.2012)

MONTAG, D.M. (2008): Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen. Dissertation an der RWTH Aachen, Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 212, Aachen 2009

MONTAG, D. (2009): Phosphor-Recycling bei Kläranlagen. Vortrag entsorga-enteco 30.10.2009, Köln

MORCK, T. (2011): Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften des KIT. Schriftenreihe SWW Band 140, Karlsruhe

MÜLLER, F. (Hrsg., 2000): Agrochemicals: Composition, Production, Toxicology, Applications. Wiley-VCH Weinheim, New York

MÜLLER, J., TIEHM, A., EDER, B., GÜNTHER, F.W., HRUSCHKA, H., KOPP, J., KUNZ, P.M., OTTE-WITTE, R., SCHMELZ, K.G., SEILER, K. (2000): Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlamm-Desintegration. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 3.1.6, KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 47. Jahrgang, Ausgabe 4/2000, pp. 570-577

MÜLLER, J., TIEHM, A., BÖCKER, K., EDER, B., KOPP, J., KUNZ, P.M., NEIS, U., OLES, J., OTTE-WITTE, R., SCHMELZ, K.G., SEILER, K. (2003): Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6, KA Abwasser/Abfall 50. Jahrgang, Ausgabe 6/2003, pp. 796-804

MÜLLER, J. (2005): Umsetzung des Seaborne-Verfahrens auf der Kläranlage Gifhorn. In: 75. Darmstädter Seminar 12./13.11.2005, Schriftenreihe WAR 167, Darmstadt, pp. 233-238

NKWM (Nährstoffkontor Westmünsterland, 2009): Produktinformation Ammoniumsulfat-Lösung; Stand April 2009, verfügbar unter <http://www.nkwm.de/data-download/5-produktdatenblatt-claer-asl17.pdf> (Abruf 07.03.2013)

OHLMÜLLER, DR., ORTH, A. (1894): Die Errichtung von Rieselfeldern für die Stadt Braunschweig. Gutachten des Kaiserlichen Gesundheitsamtes, Sonderabdruck aus dem Monatsblatt für öff. Gesundheitspflege, 17. Jahrgang 1894, Nr. 11+12

OSTARA (2012): Unternehmenswebseite. <http://www.ostara.com/nutrient-management-solutions/installations> (Abruf 31.10.2012)

OTTERPOHL, R., OLDENBURG, M. (2002): Innovative Technologien zu Abwasserbehandlung in urbanen Gebieten. KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 49. Jahrgang, Ausgabe 10/2002, pp. 1364-1371

PATYK, A., REINHARDT, G.A. (1997): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlag, Braunschweig

PETZET, S., CORNEL, P., BEIER, M., ROSENWINKEL, K.-H. ET AL (2011): BMBF-Verbundprojekt ProPhos: Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung. In: Pinnekamp (Hrsg.): Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe...“; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228, Aachen 2011, pp. 5/1-5/24

PFI (Planungsgemeinschaft für Ingenieurbau, 2012): Persönliche Auskunft per E-Mail vom 07.06.2012

PINNEKAMP, J. (Hrsg., 2007): Studie „Stand der Phosphorelimination bei der Abwasserreinigung in NRW sowie Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und aus Prozesswässern der Schlammbehandlung“, Förderkennzeichen AZ IV – 9 – 042 423. Aachen; Mai 2007

PINNEKAMP, J. (Hrsg., 2011): Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe...“, Schlusspräsentation. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228, Aachen 2011 (der Gesamtband beinhaltet mehrere im Quellenverzeichnis aufgeführte Artikel)

PINNEKAMP, J. (2013): Phosphorstrategie der Bundesregierung – Vorschläge der DWA-Arbeitsgruppe. In: 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 232, Aachen 2013, pp. 15/1-15/6

PINNEKAMP, J., GETHKE, K., MONTAG, D. (2005): Stand der Phosphorrückgewinnung. In: 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198, Aachen 2005, pp. 73/1-73/8

PINNEKAMP, J., EVERDING, W., GETHKE, K., MONTAG, D., WEINFURTNER, K., SARTORIUS, C., VON HORN, J., TETTENBORN, F., GÄTH, S., WAIDA, C., FEHRENBACH, H., REINHARDT, J. (2011): Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für

Deutschland. Gemeinsamer Abschlussbericht des BMBF-Projektes FKZ 02WA0805 bis -08, Aachen

RAND, W., DOCKHORN, T., DICHTL, N. (2008): Untersuchungen zur Klärschlammdeintegration mittels Thermodruckhydrolyse. Müll und Abfall 09/2008; pp. 456-461

RAUTENBACH, R., GEBEL, J., FRYE, A., KOLLBACH, J.S., DAHM, W. (1994): Ammoniakrecycling aus den Prozesswässern der Schlammmentwässerung - ein Beitrag zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit kommunaler Kläranlagen. KA Korrespondenz Abwasser 41. Jahrgang, Ausgabe 04/94, pp. 576-584

RAUTENBACH, R., GEBEL, J., FRYE, A., KOLLBACH, J.S., DAHM, A. (1995): Bilanzierung einer Ammoniak-Strippkolonnen unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammoniak/Ammonium. Korrespondenz Abwasser 42. Jahrgang, Ausgabe 01/95, pp. 48-55

REICHERTER, E. (2009): Spezifische Kosten der Abwasserbehandlung zur Ermittlung der wirtschaftlichsten Variante. In Günthert et al: Kommunale Kläranlagen – Bemessung, Erweiterung, Optimierung, Betrieb und Kosten. 3., völlig neu bearbeitete Auflage 2009, Expert-Verlag, Renningen, pp. 144-170

REMY, C., LESJEAN, B., SIEMERS, C. (2011): Evaluation and optimisation of the environmental footprint of the Braunschweig sanitation concept with Life Cycle Assessment. In: 3. Int. Symposium „Re-Water Braunschweig“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 81, pp. 241-264

REUTERS (2011): Outotec acquired phosphorus recycling technology business of ASH DEC Umwelt AG. Pressemeldung vom 16.02.2011, online unter <http://www.reuters.com/article/2011/02/16/idUS125224+16-Feb-2011+HUG20110216> (Abruf 03.04.2013)

RÖHLING, S. (2007): Wie lange reichen die Rohstoffe für die Mineraldüngerproduktion noch aus? In: Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger - Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen, Tagung der VLK und des BAD, Würzburg, 24.-25.04.2007, pp. 19-30

RÖMER, W. (2006): Vergleichende Untersuchung der Phosphatverfügbarkeit von Produkten des P-Recyclings und bekannter Phosphatdünger. KA Korrespondenz Abwasser/Abfall Nr. 5, 2006 (53), pp. 483-489

RÖMPP (1995): Römpp Chemie-Lexikon, 6. Auflage Band 1-6. Hrsg. von J. Falbe und M. Regitz, Thieme Verlag Stuttgart/New York

ROSKOSCH, A. (2011): Stand und Resümee der technischen Umsetzungen. Beitrag zur Abschlusstagung „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe – insbesondere Phosphor“, 14.09.2011, Berlin (Tagungsband: Pinnekamp (Hrsg.), 2011)

RULKENS, W.H., KLAPWIJK, A., WILLERS, H.C. (1998): Recovery of valuable nitrogen compounds from agricultural liquid wastes: potential possibilities, bottlenecks and future technological challenges. Environmental pollution 102, S1 (1998), pp. 727-735

RWI, FRAUNHOFER ISI, BGR (2006): Trends der Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen. Projektbericht des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Essen

SANCHEZ, P.A., SHEPHERD, K.D., SOULE, M.J., PLACE, F.M., BURESH, R.J., IZAC, A.M. N., MOKWUNYE, A.U., KWESIGA, F.R., NDIRITU, C.G., WOOPER, P.L. (1997): Soil fertility replenishment in Africa – An investment in natural resource capital. In: Replenishing Soil Fertility in Africa, SSSA Special Publication Nr. 51, Madison, Wisconsin, pp. 1-46

SANDER, T. (2003): Ökonomie der Abwasserbeseitigung. Springer Verlag Berlin, Heidelberg

SANIRESCH (2013): Informationen zum Projekt „Saniresch“, verfügbar unter <http://www.saniresch.de/de/projektkomponenten/qualitaet-der-produkte> (Abruf 19.08.2013)

SAROCCO, G., GENON, G. (1994): High temperature ammonia stripping and recovery from process liquid wastes. Journal of Hazardous Materials 37 (1994), pp. 191-206

SARTORIUS, C. (2011): Technologievorausschau und Zukunftschancen durch die Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien in Deutschland. In: Pinnekamp (Hrsg.): Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe...“; Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228, Aachen 2011, pp. 12/1-12/20

SARTORIUS, C., TETTENBORN, F. (2011): Zukunftschancen durch Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien in Deutschland. In: Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland. Gemeinsamer Abschlussbericht des BMBF-Projektes FKZ 02WA0805 bis -08, Aachen, pp. 309-343

SARTORIUS, C., VON HORN, J. (2011): Analyse der Preisentwicklung von Phosphat. In: Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland. Gemeinsamer Abschlussbericht des BMBF-Projektes FKZ 02WA0805 bis -08, Aachen, pp. 21-62

SCHAAF, O. (2012): Abwasserkanäle – die Stiefkinder der Infrastruktur? Interview des Magazins wasserwirtschaft-wassertechnik (wwt) mit dem Präsident der DWA. Online-Ausgabe 11/2012, verfügbar unter <http://www.wwt-online.de/abwasserkanaele-die-stiefkinder-der-infrastruktur> (Abruf 30.08.2013)

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

SCHILLING, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung. Ulmer Verlag, Stuttgart

SCHUBERT, S. (2011): Pflanzenernährung. Grundwissen Bachelor, 2. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

SCHULZE-RETTMER, R., YAWARI, T. (1998): Versuche mit dem Verfahren der Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat aus verschiedenen Abwässern. Vom Wasser 71 (1998), pp. 41-54

SE/BS (Stadtentwässerung Braunschweig GmbH, 2005): Vorplanung/ Kostenschätzung einer MAP-Fällung zum Einsatz auf dem Klärwerk Steinhof, unveröffentlicht, Dez. 2005

SE/BS (Stadtentwässerung Braunschweig GmbH, 2008-2012): Betriebstagebücher Abwasserreinigung und Schlammbehandlung des Klärwerks Steinhof

SE/BS (Stadtentwässerung Braunschweig GmbH, o.J.): Mündliche Auskunft von Mitarbeitern des Klärwerks Steinhof

SIEGRIST, H. (1996): Nitrogen removal from digester supernatant – comparison of chemical and biological methods. Water Science and Technology Vol. 34, Nr. 1-2, pp. 399-406

SIEVERS, M., BORMANN, H., EWERT, W. (2005): Klärschlammhydrolyse (Cambi) mit anschließender Stickstoffstrippung und basischer Phosphorextraktion. In: 75. Darmstädter Seminar 12./13.11.2005, Schriftenreihe WAR 167, Darmstadt, pp. 189-198

SIGGLOW, J. (2011): Integration Neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand – Hemmnisse und Akteure einer Transformation. In: 3. Int. Symposium „Re-Water Braunschweig“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Band 81, pp. 283-300

SIMONS, J. (2008): Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler und dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel. Dissertation an der Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn vom 16.04.2008 (Elektronische Publikation der ULB Bonn)

SOMMER, K. (2001): Grundlagen des Cultan-Verfahrens. In: Kücke, M. (Hrsg., 2001): Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN): Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen. Beiträge des Workshops am 29. November 2001 in Braunschweig. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft Nr. 245, pp. 1-22

STARKL, M., BINNER, E., FÜRHACKER, M., HOLUBAR, P., KOECK, S., LENZ, K., MASCHER, F., ORNETZEDER, M., POLLAK, M., HABERL, R. (2005): Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Endbericht u.a. im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Wien, August 2005

STEINMETZ, H., PREYL, V., MEYER, C. (2012): Großtechnische Phosphorrückgewinnung in Baden-Württemberg. IFAT-Entsorga 2012, Innovationsforum Wasserwirtschaft, Mai 2012

STILGENBAUER, H. (2007): Preisentwicklung bei den Rohstoffen für Mineraldünger. In: Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger - Perspektiven unter hohen Energiekosten

und begrenzten Ressourcen, Tagung der VLK und des BAD, Würzburg, 24.-25.04.2007, pp. 41-60

STRATFUL, I., BRETT, S., SCRIMSHAW, M., LESTER, J. (1999): Biological phosphorus removal, its role in phosphorus recycling. *Environmental Technology*, 20 (7), pp. 681-695

STUMPF, D. (2007): Phosphorrecycling durch MAP-Fällung im kommunalen Faulschlamm. Publikationen des Umweltbundesamtes, Berlin 2007

TEISER, B. (2009): Wasser- und Bioenergiekreislauf durch Abwasserverregnung und räumliche Trennung der Biogasproduktion von seiner Nutzung. Vortrag zur Tagung „Metropolregion trifft... Bioenergie“, 13. April 2009, Braunschweig

TIMETRIC (2013): Informationen zum ‚Producer Price Index‘; verfügbar unter <https://timetric.com/index/OT-POF3qR1GSGflxduCrHw/> (Abruf 20.08.2013)

THÖLE, D., SCHMITT, F., ROSENWINKEL, K.H., CORNELIUS, A. (2005): Leistungsfähigkeit der Deammonifikation. 23. Bochumer Workshop „Optimierung von Kanalnetz und Kläranlage bei knappen Kassen“. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Bd. 49, pp. 95-114

THUN, R. (1941): Die Untersuchung von Böden. In: Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungsanstalten (Hrsg.): Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik Bd. 1, Neumann Verlag, Neudamm/Berlin

TROTT, H. (2008): Kalkwert von Düngemitteln – eine Bewertung von Düngesystemen. Vortrag Düngekalk-Hauptgemeinschaft, 19.02.2008, Fulda

UBA (Umweltbundesamt (Hrsg.), 1999): Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. UBA-Texte 92/99

UBA (Umweltbundesamt (Hrsg.), 2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm. Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes von Pinnekamp et al; 2. Auflage, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

UBA (Umweltbundesamt, 2012): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Broschüre des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau

UDERT, K., LARSEN, T. (2010): Cleantech: Neue Ansätze für die Abwasserreinigung. Vortrag beim 31. Assistententreffen der siedlungswasserwirtschaftlichen Institute in Zürich, Sept. 2010

UENO, Y., FUJII, M. (2001): Three years operation experience selling recovered struvite from a full-scale plant. *Environmental Technology*, Vol. 22 (11), pp. 1373-1381

UNEP (United Nations Environment Programme, 2007): Global Environment Outlook „Geo4“. UNEP 2007, Nairobi/Kenia



USGS (United States Geological Survey, 2009): Mineral commodity summaries 2009. Eds.: United States Geological Survey (USGS). US Government Printing Office, Washington

USGS (United States Geological Survey, 2012): Mineral commodity summaries 2012. Eds.: United States Geological Survey (USGS), Reston/Virginia

VHE (Verband der Humus- und Erdenwirtschaft, 2013): Wert des Kompostes/Reinnährstoffpreise. Ständig aktualisierte Informationen; verfügbar unter <http://www.vhe.de/aktuelles/kompostwert-der-kompostpreis/> (mehrfache Abrufe; letzter Abruf 18.04.2013)

VON HORN, J. (2006): Arbeitsbericht zum Forschungsvorhaben AZ IV 9 042 423 „Phosphorrecycling – Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm“. Bauhaus-Universität Weimar

VON HORN, J., SARTORIUS, C., TETTENBORN, F. (2010): Technologievorausschau für Phosphorrecyclingtechnologien. Projektbericht für das Projekt „PhoBe“ im Auftrag des BMBF (FKZ 02WA0807), Karlsruhe, Juni 2010

WAIDA, C., GÄTH, S.A. (2011): Bewertung verschiedener Behandlungsverfahren von Abwasser und Klärschlamm zur Herstellung von phosphorhaltigen Sekundärrohstoff-Düngern. In: Pinnekamp (Hrsg.): Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe...“; Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228, Aachen 2011, pp. 8/1-8/17

WAIDA, C., WEINFURTNER, K. (2011): Untersuchung der in der Förderinitiative erzeugten Produkte. In: Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland. Gemeinsamer Abschlussbericht des BMBF-Projektes FKZ 02WA0805 bis -08, Aachen, pp. 97-162

WAGNER, M. (2005): Rohphosphat – Verfügbarkeit und Verbrauch. In: 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198, Aachen 2005, pp. 71/1-71/11

WEIDELNER, A. (2010): Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP). Hrsg.: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 202)

WEIGAND, H., BERTAU, M., HÜBNER, W., BOHDICK, F., BRUCKERT, A. (2012): Recophos: Full-scale fertilizer production from sewage sludge ash. Waste Management xxx (2012) (article in press)

WEINFURTNER, K. (2011): Bewertung von Sekundärphosphaten aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche hinsichtlich Wirkung auf Bodenparameter und technische Produktqualität. In: Pinnekamp (Hrsg.): Förderinitiative „Kreislaufwirt-

schaft für Pflanzennährstoffe...“; Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228, Aachen 2011, pp. 9/1-9/14

WIECHMANN, B. (2012): Notwendiger Abschied: Entsorgung auf dem Acker ist nicht mehr zeitgemäß. Magazin „nahdran. Aus Branche und Unternehmen“, Hrsg.: Veolia Wasser GmbH, Ausgabe Sept., 2012, p. 7

WILSENACH, J.A., SCHUURBIERS, C.A.H., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2007): Phosphate and potassium recovery from source separated urine through Struvite precipitation. *Water Research* 41 (2007), pp. 458-466

WORLD BANK (2009): Fertilizer consumption. Länderspezifische Daten für 2009; verfügbar unter <http://data.worldbank.org/indicator/AG.CON.FERT.ZS> (Abruf 27.11.2012)

XU, K., WANG, C., LIU, H., QIAN, Y. (2011): Simultaneous removal of phosphorus and potassium from synthetic urine through the precipitation of magnesium potassium phosphate hexahydrate. *Chemosphere* 84 (2011), pp. 207-212

XU, K., WANG, C., WANG, X., QIAN, Y. (2012): Laboratory experiments on simultaneous removal of K and P from synthetic and real urine for nutrient recycle by crystallization of magnesium–potassium–phosphate–hexahydrate in a draft tube and baffle reactor. Technical note, *Chemosphere* 88 (2012), pp. 219-223

ZORN, W. (2007): Auswirkungen der Düngerpreise auf den Nährstoffeinsatz - eine ökonomische und pflanzenbauliche Bewertung. In: Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger - Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen, Tagung der VLK und des BAD, Würzburg, 24.-25.04.2007, pp. 61-72

# Abkürzungen und Begriffe

## Elemente und Verbindungen

Ca bzw. $\text{Ca}^{2+}$	Calcium
Cd	Cadmium
$\text{CH}_4$	Methan
$\text{CO}_2$	Kohlendioxid
$\text{Cl}^-$	Chlorid-Ion
Fe	Eisen
$\text{FeCl}_3$	Eisen(III)chlorid; Fällmittel zur P-Fällung auf Kläranlagen
H bzw. $\text{H}_2$	Wasserstoff
$\text{H}_2\text{SO}_4$	Schwefelsäure
K	Kalium
$\text{K}_2\text{O}$	In der Landwirtschaft übliche Form zur Angabe des Kaliumgehaltes eines Düngemittels; Umrechnungsfaktor $\text{K}_2\text{O} \rightarrow \text{K}$ : 0,83
Mg bzw. $\text{Mg}^{2+}$	Magnesium
$\text{MgCl}_2$	Magnesiumchlorid
$\text{MgO}$	Magnesiumoxid; in der Landwirtschaft übliche Form zur Angabe des Magnesiumgehaltes eines Düngemittels; Umrechnungsfaktor $\text{MgO} \rightarrow \text{Mg}$ : 0,60
N bzw. $\text{N}_2$	Stickstoff
NaOH	Natronlauge
$\text{NH}_3$	Ammoniak (gasförmig)
$\text{NH}_4^+$	Ammonium (gelöstes Ion)
$\text{NH}_4\text{-N}$	Ammoniumstickstoff; Anteil oder Masse des in Ammoniumform vorliegenden Stickstoffs (jeweils bezogen auf den Reinnährstoff N) Analog: $\text{NO}_3\text{-N}$ , $\text{NO}_2\text{-N}$ u.a.
O bzw. $\text{O}_2$	Sauerstoff
P	Phosphor
$\text{P}_2\text{O}_5$	In der Landwirtschaft üblichen Form zur Angabe des Phosphorgehaltes eines Düngemittels; Umrechnungsfaktor $\text{P}_2\text{O}_5 \rightarrow \text{P}$ : 0,435
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei

## Abkürzungen und Begriffe

PO <sub>4</sub> -P	Anteil oder Masse des als Phosphat-Ion vorliegenden Phosphors (jeweils bezogen auf den Reinnährstoff P)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Phosphat-Ion
S	Schwefel
U	Uran
Zn	Zink

### Düngemittel

AHL	Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung; Stickstoffdünger mit ca. 26-30% N (davon jeweils ¼ NO <sub>3</sub> -N und NH <sub>4</sub> -N sowie ½ Harnstoff-N)
DAP	Diammoniumphosphat; fester Phosphordünger mit 18% N und 46% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (auch NPK 18-46-0); weltweit wichtigster P-Dünger
DAS	Diammoniumsulfat (auch Ammoniumsulfat); flüssiges Produkt der NH <sub>3</sub> -Strippung mit 8,7% N und ca. 9% S; als kristallines Salz handelsüblicher Stickstoffdünger mit 21% N und 24% S
Harnstoff	Global wichtigster Stickstoffdünger; Feststoff mit 46% N
KAS	Kalkammonsalpeter; kristalliner Stickstoffdünger mit insgesamt 27% N (als NH <sub>4</sub> -N und NO <sub>3</sub> -N) und Calcium als Calciumcarbonat
KMP	Kalium-Magnesium-Phosphat („K-Struvit“); bisher nur im Labormaßstab erforschtes, alternatives Produkt der P-Rückgewinnung
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat (Struvit); gängigstes Produkt der P-Rückgewinnung aus der Flüssigphase; Phosphor- bzw. Mehrnährstoffdünger mit 29% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ; 6% N und 16% MgO
NPK X-Y-Z	Kombinationsdünger der drei Hauptnährstoffe mit X% Stickstoff, Y% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> und Z% K <sub>2</sub> O
SSA	Schwefelsaures Ammoniak; Stickstoffdünger, Festform von DAS
SSP	(Single-)Superphosphat; bedeutender Phosphordünger aus Ca-Hydrogenphosphat und Ca-Sulfat mit 16-22% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
TSP	Triple Superphosphat; Phosphordünger aus Ca-Hydrogenphosphat mit bis zu 46% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>

### Formelzeichen und Einheiten

a	Jahr, jährlich
a	Im Rahmen der KVR: Annuität bzw. Betrachtungszeitraum
AfS	Abfiltrierbare Stoffe
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
c	Konzentration
c	Centi- (10 <sup>-2</sup> )

CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	Tag, täglich
dt	Dezitonne = 100 kg
€	Euro
EW	Einwohnerwert
g	Gramm
G	Giga- ( $10^9$ )
ges	Index für „gesamt“ (z.B. $N_{ges}$ = Gesamtstickstoff)
h	Stunde, stündlich
ha	Hektar (10.000 m <sup>2</sup> bzw. 0,01 km <sup>2</sup> )
i	Zinssatz (im Rahmen der KVR)
k	Kilo- ( $10^3$ )
kg	Kilogramm
kWh	Kilowattstunde
L	Liter
m	Milli- ( $10^{-3}$ )
μ	Mikro- ( $10^{-6}$ )
M	Mega- ( $10^6$ )
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
mg	Milligramm
Mio.	Million
n	Nano- ( $10^{-9}$ )
pH	pH-Wert
Q	Volumen, Zulaufstrom
t	Zeitpunkt (Betrachtungsjahr), v.a. bei der KVR
t	Tonne
TKN	Total-Kjeldahl-Stickstoff; umfasst NH <sub>4</sub> -N sowie organischen Stickstoff
TR	Trockenrückstand; Einheit %
TM	Trockenmasse; Einheit z.B. kg oder t
US-\$	US-Dollar
W	Watt
WS	Wirksubstanz (bei Polymeren)

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Globale Verteilung der Phosphatreserven (eigene Darstellung nach Daten des BGR; in ELSNER 2008) .....	4
Abbildung 2: Preisentwicklung von Diammoniumphosphat (DAP) und Harnstoff seit Mrz. 1998; a) absolute Preise; b) Preisindex (Mrz.12-Mrz.13 = 100%); nach Daten von INDEXMUNDI (2013A).....	11
Abbildung 3: Mögliche Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung (eigene Darstellung nach PINNEKAMP ET AL (2005) und MONTAG (2009), verändert). (1) Ablauf Kläranlage; (2) Zentratwasser, flüssiger Faulschlamm; (3) Faulschlamm nach Entwässerung; (4) Klärschlammasche .....	16
Abbildung 4: Klärwerk Steinhof (Kartenmitte), Einzugsgebiet des Klärwerks (hell hinterlegt) sowie Verbands- bzw. Verregnungsgebiet (schraffiert) im Nordwesten von Braunschweig (Darstellung nach TEISER 2009; verändert) .....	54
Abbildung 5: Aufsummierter N-Bedarf eines Winterroggen-Schlages für ein Jahr (Datengrundlage: AVBS 2010) .....	57
Abbildung 6: Aufsummierter, mittlerer N-Bedarf aller ausgewerteten Winterroggen-Schläge (Datengrundlage: AVBS 2009B und 2010).....	58
Abbildung 7: Veränderung der prozentualen Anteile verschiedener Feldfrüchte im Verbandsgebiet von 1996-2012 (Datengrundlage: AVBS) .....	60
Abbildung 8: Spezifischer Stickstoffbedarf [kg/ha] der vier wichtigsten Feldfrüchte des Verbandsgebietes (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010). Auf die Darstellung der über die Verregnung aufgebrauchten N-Mengen wurde verzichtet.....	62
Abbildung 9: Spezifischer Phosphorbedarf (angegeben als $P_2O_5$ ) [kg/ha] der vier wichtigsten Feldfrüchte des Verbandsgebietes (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010). Auf die Darstellung der über die Verregnung aufgebrauchten Phosphormengen wurde verzichtet .....	63
Abbildung 10: Aufsummierter Stickstoffbedarf der vier wichtigsten Feldfrüchte für die gesamte, jeweilige Anbaufläche .....	64
Abbildung 11: Aufsummierter Stickstoffbedarf der vier wichtigsten Feldfrüchte und linear extrapolierter Gesamtbedarf des Verbandsgebietes (2.711 ha) .....	65
Abbildung 12: Aufsummierter Phosphorbedarf (angegeben als $P_2O_5$ ) der vier wichtigsten Feldfrüchte und linear extrapolierter Gesamtbedarf des Verbandsgebietes (2.711 ha) .....	65
Abbildung 13: Aufsummierter Bedarf der wichtigsten N-Düngemittel für die vier wichtigsten Feldfrüchte .....	67

Abbildung 14: Aufsummierter DAP- bzw. sonstiger Düngemittelbedarf für die vier wichtigsten Feldfrüchte .....	68
Abbildung 15: Wesentliche Elemente des Klärwerks Braunschweig; vereinfachte, schematische Darstellung nach Daten der SE/BS (ÜS-Überschussschlamm, PS-Primärschlamm). Im Bereich der Schlammbehandlung ist neben dem – für die Nährstoffrückgewinnung relevanten – Winterbetrieb auch der Sommerbetrieb (Faulschlammverregnung) dargestellt .....	72
Abbildung 16: Zusammenhang zwischen PO <sub>4</sub> -P- und Chloridkonzentration im Zentratwasser der Faulschlammmentwässerung .....	74
Abbildung 17: Verfahrensschema einer Anlage zur MAP-Fällung mit den wesentlichen Komponenten und Stoffströmen .....	81
Abbildung 18: Dissoziationsgleichgewicht NH <sub>3</sub> -N/NH <sub>4</sub> -N in Abhängigkeit von pH und Temperatur nach RAUTENBACH ET AL (1994) .....	87
Abbildung 19: Grundsätzlicher Aufbau einer Ammoniakstrippung mit saurer Wäsche nach LIEBI (2009) und ATEMIS (2013).....	88
Abbildung 20: Schematische Darstellung der Anlagentechnik zur Nährstoffrückgewinnung und Düngemittelbereitstellung auf dem Klärwerk Steinhof	95
Abbildung 21: Substitution von DAP durch MAP, bezogen auf den DAP-Phosphorbedarf der Maisflächen des Verbandsgebietes .....	97
Abbildung 22: Möglicher Einsatz des Substitutionsdüngers DAS für Winterroggen	105
Abbildung 23: Möglicher Einsatz des Substitutionsdüngers DAS für Winterweizen	105
Abbildung 24: Aufteilung der Jahreskosten von MAP-Fällung und NH <sub>3</sub> -Strippung bei einem 175-tägigen Betrieb (alle Angaben in €/a; Summe: 780.000 €/a; Erlöse nicht dargestellt).....	129
Abbildung 25: Anteile der MAP-Fällung bzw. NH <sub>3</sub> -Strippung an den Kosten und Erlösen .....	129
Abbildung 26: Aufteilung der Jahreskosten von MAP-Fällung und NH <sub>3</sub> -Strippung bei einem Ganzjahresbetrieb (alle Angaben in €/a; Summe: 1.191.600 €/a; Erlöse nicht dargestellt).....	132
Abbildung 27: Anteile der MAP-Fällung bzw. NH <sub>3</sub> -Strippung an den Kosten und Erlösen .....	133
Abbildung 28: Zusammenfassung der Kostenersparnisse bei konventioneller bzw. synergetische Betrachtungsweise, bezogen auf den Jahresbetrieb .....	135
Abbildung 29: Entwicklung der Jahreskosten bei einer Steigerung der Betriebsmittelkosten um 1% bis 4% pro Jahr .....	144

Abbildung 30: Entwicklung der Jahreskosten bei einer Steigerung aller Betriebskosten um 1% bis 4% pro Jahr (Steigerungsrate der Reinigungswirkung 0,5%/a bis 2%/a) .....	145
Abbildung 31: Entwicklung der Jahreskosten bei einer Verringerung aller Betriebskosten um 1%/a bis 4%/a (Ansatz bzgl. der Reinigungswirkung 0,5%/a bis 2%/a) .....	146
Abbildung 32: Abschätzung der Gewinnschwelle für den Parameter „Betriebsmittelkosten“; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a bzw. 0%/a bis 2%/a (vgl. Abschnitt 11.3.2).....	149
Abbildung 33: Resultierenden Projektkosten (über 25 Jahre) mit einem Kostenansatz für Mg = 500 €/t, ansonsten keine Veränderung der Eingangskosten; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a bzw. 0%/a bis 2%/a (vgl. Abschnitt 11.3.2).....	150
Abbildung 34: Abschätzung der Gewinnschwelle für den Parameter „Betriebsmittelkosten“; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a bzw. 0%/a bis 2%/a (vgl. Abschnitt 11.3.2); Kostenansatz Mg = 500 €/t .....	151
Abbildung 35: Abschätzung der Gewinnschwelle für den Parameter „Düngemittelerlöse“; Steigerungsrate 0%/a bis 4%/a (bzw. 0%/a bis 2%/a für die Anrechnung der Reinigungswirkung).....	155



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Wesentliche Eigenschaften der wichtigsten Einsatzstellen zur P-Rückgewinnung (nach Angaben von PINNEKAMP ET AL 2005, HERRMANN 2009, EGLE & REICHEL 2012).....	17
Tabelle 2: Verfahren und Verfahrensansätze zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Flüssigphase, Klärschlamm und Klärschlammasche (nach Daten von UBA 2012; verändert und ggf. ergänzt u.a. aus HERRMANN 2009, ESEMEN 2012)* .....	19
Tabelle 3: Spezifische Produktionskosten großtechnisch produzierter Phosphor-Recyclingprodukte, ohne Erlöse .....	23
Tabelle 4: Großtechnische Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung und Produktverwertung .....	24
Tabelle 5: Wesentliche Grenzwerte der DüMV und AbfKlärV .....	31
Tabelle 6: Übersicht über die wichtigsten N- und P-Düngemittel.....	34
Tabelle 7: Ergebnisse der Keimpflanzenversuche von RÖMER (2006).....	37
Tabelle 8: Schwermetallgehalte von Phosphordüngern, Sekundärrohstoffdüngern und Rohphosphaten; eigene Zusammenstellung aus verschiedenen Quellen (siehe Fußnoten).....	41
Tabelle 9: Mittlere Schwermetallgehalte je kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> für Sekundärrohstoffdünger (MAP) bzw. Mineraldünger .....	42
Tabelle 10: Schwermetallgehalte industrieller Stickstoffdünger.....	44
Tabelle 11: Preise wichtiger Mineraldünger in Deutschland (nach VHE 2013, gerundet). In Klammern das prozentuale Verhältnis zum aktuellen Preis (02/2013) 46	
Tabelle 12: Beispielhafter Auszug einer Schlagkartei für Winterroggen (Quelle: AVBS 2010, verändert) .....	56
Tabelle 13: Stickstoffdüng Praxis für das Beispiel „Winterroggen“.....	58
Tabelle 14: Anbaufläche der wesentlichen Feldfrüchte 2008-2012 (Datengrundlage: AVBS).....	60
Tabelle 15: Übliche, mittlere Stickstoffdüng Praxis (=Stickstoffbedarf) der vier wichtigsten Feldfrüchte sowie Schwankungsbreite (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010) .....	61
Tabelle 16: Übliche, mittlere Phosphordüng Praxis (=Phosphorbedarf) der vier wichtigsten Feldfrüchte sowie Schwankungsbreite (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010) .....	63

Tabelle 17: Aufschlüsselung des Stickstoffbedarfs der Hauptfeldfrüchte auf die verwendeten Düngemittelformen. Alle Angaben in t pro Jahr, gerundet auf 1 t (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010) .....	66
Tabelle 18: Aufschlüsselung des Phosphorbedarfs ( $P_2O_5$ ) der Hauptfeldfrüchte auf die verwendeten Düngemittelformen. Alle Angaben in t pro Jahr, gerundet auf 1t... 68	68
Tabelle 19: Jahresmittelwerte 2008-2012 der Zulaufkonzentrationen und -frachten des Klärwerks* (nach Daten der SE/BS 2008-2012). Alle Werte gerundet auf drei signifikante Stellen.....	73
Tabelle 20: Wesentliche Kennwerte des Zentratwassers; dargestellt ist die Bandbreite der Tageswerte 2009-2012 (Datengrundlage: SE/BS 2009-2012*; drei signifikante Stellen). Die wichtigsten Eingangsgrößen für die MAP-Fällung sind fettgedruckt.....	75
Tabelle 21: Eingangsdaten für die $NH_3$ -Strippung (Datengrundlage: SE/BS 2009-2012 bzw. hierauf basierende eigene Berechnungen; drei signifikante Stellen) .....	76
Tabelle 22: Tages- und Gesamtmengen des auf dem Klärwerk Steinhof anfallenden Zentratwassers (eigene Berechnungen nach Daten von SE/BS 2008-2012) .....	77
Tabelle 23: Wichtige Stofffrachten bzw. maximales Rückgewinnungspotential im Zentratwasser (Mittelwerte), gerundet auf drei signifikante Stellen. Die wesentlichen Nährstofffrachten sind hervorgehoben .....	77
Tabelle 24: Tatsächliche Nährstoffrückgewinnung und Düngemittelproduktion auf dem Klärwerk Steinhof bei einem 175-tägigen Anlagenbetrieb .....	78
Tabelle 25: Zusammenfassung der Substitution einer DAP-Gabe durch MAP .....	98
Tabelle 26: Einfluss der Düngemittelsubstitution auf die Ausbringungskosten .....	99
Tabelle 27: Einfluss der Substitution auf die Stickstoffbilanz.....	100
Tabelle 28: Einfluss der Substitution auf die Magnesiumbilanz.....	101
Tabelle 29: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von DAP durch MAP.....	102
Tabelle 30: Im Verbandsgebiet verwendete Stickstoffdünger sowie deren Anteile am gesamten N-Bedarf der jeweiligen Feldfrucht. Alle Angaben in t Stickstoff pro Jahr, gerundet auf 1 t. Differenz zu 100% = sonstige Düngemittelformen. Datenbasis: AVBS 2009B und 2010 .....	102
Tabelle 31: Substitution einer AHL-Gabe durch DAS für die vier wichtigsten Feldfrüchte; eingesetzte DAS-Mengen sowie Anteil des Substitutionsdüngers (Datenbasis: AVBS 2009B und 2010).....	104
Tabelle 32: Zusammenfassung der Substitution <i>einer</i> AHL-Düngegabe durch DAS für die verschiedenen Feldfrüchte.....	106
Tabelle 33: Einfluss der Düngemittelsubstitution auf die Ausbringungskosten.....	106

Tabelle 34: Hektarbezogene Zusatzkosten der Substitution jeweils einer AHL-Gabe durch DAS und resultierende Zusatzkosten je m <sup>3</sup> Substitutionsdünger.....	107
Tabelle 35: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von AHL durch DAS.....	109
Tabelle 36: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von TSP durch MAP.....	110
Tabelle 37: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse der Substitution von Harnstoff durch DAS.....	112
Tabelle 38: Investitionen und entsprechende Kapitalkosten der Nährstoffrückgewinnungsanlagen mit KFAKR = 0,05743 (i=3; a=25) für die Bautechnik und KFAKR = 0,09712 (i=3; a=12,5) für die EMSR- und Maschinenteknik; gerundet auf 100 €.....	117
Tabelle 39: Jahreskosten der MAP-Fällung, gerundet auf 100 €; jeweils bezogen auf 175 Betriebstage pro Jahr.....	117
Tabelle 40: Jahreskosten der NH <sub>3</sub> -Strippung, gerundet auf 100 €; jeweils bezogen auf 175 Betriebstage pro Jahr.....	118
Tabelle 41: Investitionen und entsprechende Kapitalkosten für Düngemittelaufbereitung und -speicherung mit KFAKR = 0,05743 (i=3; a=25) für die Bautechnik und KFAKR = 0,09712 (i=3; a=12,5) für die EMSR- und Maschinenteknik; gerundet auf 100 €.....	119
Tabelle 42: Wesentliche Ergebnisse der Nachbemessung der Belegung des KWS mit bzw. ohne den Einfluss des Zentratwassers.....	121
Tabelle 43: Investitionen und entsprechende Kapitalkosten für die Ersatzinvestition „Erweiterung der Klärwerks“ mit KFAKR = 0,05743 (i=3; a=25) für die Bautechnik und KFAKR = 0,09712 (i=3; a=12,5) für die EMSR- und Maschinenteknik; gerundet auf 100 €.....	122
Tabelle 44: Wesentliche Betriebskosten der „konventionellen“ Zentratwasserbehandlung; gerundet auf 100 €, bezogen auf 175 Betriebstage.....	123
Tabelle 45: Erhöhter Reinigungsaufwand zur Behandlung des Zentratwassers bzw. der MAP-Fällung/NH <sub>3</sub> -Strippung anrechenbare Einsparungen.....	125
Tabelle 46: Gesamtkosten der Verfahrensalternative „konventionelle Erweiterung“	126
Tabelle 47: Minimaler, maximaler sowie angesetzter Preis/Erlös von MAP und DAS im Rahmen der dargestellten Substitutionskonzepte.....	127
Tabelle 48: Zusammenstellung der Kosten und Erlöse für das dargestellte Fallbeispiel und einen Betriebszeitraum von 175 Tagen, inkl. Bewertung der Kostenansätze.....	128

Tabelle 49: Zusammenstellung und Vergleich der Kosten und Erlöse für das dargestellte Fallbeispiel bei einem Betriebszeitraum von 175 bzw. 365 Tagen (Kostenansätze siehe Text).....	131
Tabelle 50: Verbesserung der Kostensituation von MAP-Fällung und NH <sub>3</sub> -Strippung durch deren Bewertung als Rückgewinnungs- und Reinigungsverfahren („synergetische Betrachtung“); im Gegensatz zur konventionellen Bewertung der Verfahren (vgl. Text).....	134
Tabelle 51: Spezifische Rückgewinnungskosten des Fallbeispiels und Vergleich mit Literaturangaben (Phosphorrückgewinnung); Literaturangaben gerundet.....	136
Tabelle 52: Spezifische Reinigungs- bzw. Rückgewinnungskosten des Fallbeispiels und Vergleich mit Literaturangaben (Stickstoffrückgewinnung).....	138
Tabelle 53: Auswirkungen geänderter Kapitalzinsen $i$ auf die Kapitalkosten sowie die resultierenden Jahreskosten, gerundet auf 100 €. Im Fallbeispiel gewählter Zinssatz (Referenz) = 3%; gleichbleibende Kosten und Erlöse nicht dargestellt .....	141
Tabelle 54: Auswirkungen geänderter Abschreibungszeiträume $a$ auf die Kapitalkosten sowie die resultierenden Jahreskosten; Zinssatz $i=3\%$ in allen Fällen, gerundet auf 100 €. Im Fallbeispiel gewählter Abschreibungszeiträume (Referenz) = 12,5 bzw. 25 Jahre .....	142
Tabelle 55: Jahreskosten am Ende des Betrachtungszeitraums und gesamte Netto-Jahreskosten innerhalb von 25 Jahren bei einer Steigerung der Betriebsmittelkosten um 1% bis 4% pro Jahr.....	144
Tabelle 56: Jahreskosten am Ende des Betrachtungszeitraums und gesamte Netto-Jahreskosten innerhalb von 25 Jahren bei einer Steigerung der gesamten Betriebskosten um 1%/a bis 4%/a (Für die Steigerung der Erlöse aus der Anrechnung der Reinigungswirkung wurde eine Steigerungsrate von 0,5%/a bis 2%/a angenommen) .....	146
Tabelle 57: Eingangsdaten der Nährstoffrückgewinnung bei einer Verdoppelung / Vervielfachung der Auslegungsgröße .....	153
Tabelle 58: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse bei der Implementierung der Nährstoffrückgewinnung auf Anlagen mit 350.000 EW, 700.000 EW und 1,4 Mio. EW .....	154
Tabelle 59: Mögliche Steigerung der Erlöse durch eine Erhöhung des Preisansatzes von 75% auf 85% des Substitutionswertes.....	156
Tabelle 60: Mögliche Steigerung der Erlöse durch eine vollständige Anrechnung von Mg und S mit/ohne Erhöhung des Preisansatzes von 75% auf 85% des Substitutionswertes .....	156
Tabelle 61: Auswirkung der Preissteigerung auf das Niveau von 2008 auf die Erlöse der Düngemittelvermarktung .....	157

Tabelle 62: Wesentliche Teilströme des kommunalen Abwassers und jeweiliger Anteil an der Gesamtfracht des Abwassers (nach OTTERPOHL & OLDENBURG 2002)	159
Tabelle 63: Eingangsdaten der MAP-Fällung bei der Mitbehandlung von 0% (=Referenz), 10%, 20% und 30% des gesamten anfallenden Urins	161
Tabelle 64: Zusammenfassung der Kosten und Erlöse für die verschiedenen Szenarien der Urintrennung	162



## Veröffentlichungen

des Instituts für Stadtbauwesen, Abt. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Heft 1*	R. Kayser Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen (1967)	
Heft 2	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen – Grundlagen und Modellversuche (1969)	13,- Euro
Heft 6*	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen II – Die Übertragbarkeit von Laboratoriumsergebnissen auf den technischen Betrieb (1970)	
Heft 15	J. Knoch Untersuchung und biologische Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien (1974)	13,- Euro
Heft 19*	FESTSCHRIFT FÜR HEINRICH HABEKOST	
	Teil 2: Siedlungswasserwirtschaft (1976)	
Heft 21*	R. Stegmann Auswertung und Prognose von Gewässergütedaten, dargestellt am Beispiel von Meßwerten der Oker und ihrer Nebenflüsse (1976)	13,- Euro
Heft 23	K. Korn Metallgehalte im Sickerwasser von Mülldeponien Ergebnisse von zweijährigen Untersuchungen an 14 Deponien (1977)	13,- Euro
Heft 25*	D. Bahrs Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren (1978)	13,- Euro
Heft 26*	H.-J. Ehrig Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien (1978) zweite erweiterte Auflage (1980)	
Heft 27*	R. Stegmann Reinigung und Verregnen von Müllsickerwasser unter Betriebsbedingungen - dargestellt am Beispiel der Deponie Venneberg/Lingen (1979)	
Heft 28*	W. Walther Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lössböden (1979)	
Heft 29*	ASPEKTE DES STADTBAUWESENS zum 70. Geburtstag von Heinrich Habekost	
	Teil B: Siedlungswasserwirtschaft	
Heft 33	Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien INTERNATIONALE FACHTAGUNG (29.09.-01.10.1982) in Braunschweig	20,- Euro
Heft 34*	Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien 1982 TAGUNG (14.-15. Oktober 1982) in Braunschweig	
Heft 35*	G. Ermel Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation (1983)	
Heft 38	Ablagerung umweltbelastender Stoffe	20,- Euro
	Fachseminar 06.-07. Februar 1985 in Braunschweig	
Heft 39*	Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung –	
	Fachtagung 21.-22. März 1985 in Braunschweig	
Heft 40	W. Walther, B. Scheffer und B. Teichgräber Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzen-Versuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers (1985)	15,- Euro
Heft 41	H.-J. Ehrig Weitergehende Reinigung von Sickerwässern aus Abfalldeponien (1987)	20,- Euro
Heft 42*	Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen Weiterbildungsseminar 26.-27. März 1987 in Braunschweig	20,- Euro

Nach Abtrennung der Abt. Siedlungswasserwirtschaft vom Institut für Stadtbauwesen wird die Reihe ab Heft 43 weitergeführt als:

## Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.

Heft 43	Rashed M. Y. Al-Sa'ed Untersuchungen zur Nitrifikation von Abwässern mit hohem Ammoniumgehalt in Belebungsanlagen	20,- Euro
	INVESTIGATIONS ON NITRIFICATION PROCESS OF AMMONIUM-RICH WASTEWATER IN SINGLE STAGE ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS Braunschweig (1987)	
Heft 44*	Artur Mennerich Beitrag zur anaerob-aeroben Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien (1988)	
Heft 45*	Burkhard Teichgräber Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität (1988)	
Heft 46	Reiner Boll Zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren (1988)	20,- Euro
Heft 47	R. Kayser, Ch. Wolffson (Herausgeber) Kläranlagen zur Stickstoff- und Phosphorelimination Weiterbildungsseminar 16.-17. März 1989	20,- Euro
Heft 48*	W. Walther (Herausgeber) Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien Weiterbildungsseminar, 21.-22. Februar 1990	
Heft 49	Henning Albers Zur biologischen Reinigung von Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien (1991)	20,- Euro
Heft 50	Rolf Kayser (Herausgeber) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen Fachtagung 09.-10. September 1991	20,- Euro
Heft 50 E	Rolf Kayser (Editor) Workshop Nitrogen Removal and Aeration Guarantees, September 9 and 10, 1991 (Englische Originalbeiträge)	15,- Euro
Heft 51	Heribert Dernbach Nutzung von Deponiegas mit hohem HKW-Gehalt und Möglichkeiten der Behandlung (1991)	20,- Euro
Heft 52	Christian Wolffson Denitrifikation von speziellen Abwässern mit externen Kohlenstoffquellen (1992)	20,- Euro
Heft 53	Michael Werner Deponiegas zur Denitrifikation von Sickerwasser aus Mülldeponien (1993)	20,- Euro
Heft 54	Klaus Kruse Langfristiges Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien (1994)	20,- Euro
Heft 55	Joseph Hölscher Stickstoffbilanz für ein durch Kiesgewinnung gestörtes Grundwasser in einem Wassereinzugsgebiet (1994)	20,- Euro
Heft 56	Gösta Ladiges Expertensysteme für Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffelimination in einstufigen Belebungsanlagen (1994)	20,- Euro
Heft 57	Thomas Teichfischer Der Einfluß schwankender Abwasserzusammensetzungen auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung (1994)	20,- Euro
Heft 58	Hartmut Wicht N <sub>2</sub> O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen (1996)	20,- Euro
Heft 59	Thomas Nellenschulte Modell zur Charakterisierung des Entwässerungsergebnisses von Klärschlämmen (1996)	20,- Euro
Heft 60	Bernd Zacharias Biologische Stickstoffelimination hemmstoffbelasteter Abwässer am Beispiel eines Eisenhüttenwerks (1996)	20,- Euro
Heft 61	J. Müller, N. Dichtl, J. Schwedes (Herausgeber) Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung Fachtagung 10./11. März 1998	20,- Euro
Heft 62	Liendel Chang Auslegung von einstufigen Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien (1998)	20,- Euro



Heft 63	Martin Steensen Chemische Oxidation und biologische Nachreinigung zur weitergehenden Sickerwasserbehandlung (1998)	20,- Euro
Heft 64	Thomas Dockhorn CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens (1999)	20,- Euro
Heft 65	Franziska Gromadecki Anwendungsorientierte Betriebsoptimierung von Sickerwasserreinigungsanlagen (2000)	20,- Euro
Heft 66	Julia Kopp Wasseranteile in Klärschlammuspensionen – Messmethode und Praxisrelevanz – (2001)	20,- Euro
Heft 67	Lars Keudel Bestimmung des Absetzverhaltens von belebtem Schlamm zur Bemessung von Kläranlagen nach dem Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren (2002)	20,- Euro
Heft 68	Markus Engelhart Anaerober Abbau mechanisch desintegrierten Überschussschlammes (2002)	20,- Euro
Heft 69	Rolf Kloss Vergleich von Verfahren und Reaktoren zur anaeroben Behandlung von Substraten mit hohem Anteil an groben suspendierten Feststoffen (2002)	20,- Euro
Heft 70	Anke Winter Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfäulung – Großtechnische Vergleiche – (2003)	20,- Euro
Heft 71	Matthias Wittenberg Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerks (2003)	20,- Euro
Heft 72	Uwe Moshage Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz- (2004)	20,- Euro
Heft 73	Rayko Jordan Vegetative Behandlung anaerob stabilisierter Klärschlämme (2005)	20,- Euro
Heft 74	Thomas Dockhorn Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft (2007)	20,- Euro
Heft 75	Samir Naser Hag Ibrahim Structure, Function and Formation of Anaerobic Granular Sludge (2008)	20,- Euro
Heft 76	Stefanie Wolter Untersuchungen zur Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten (2009)	20,- Euro
Heft 77	2. Internationales Symposium Abwasserrecycling 04. - 06.11.2009 "Abwasserrecycling – Chancen und Risiken" Tagungsband	20,- Euro
Heft 78	Kai Klinksieg Charakterisierung des Absetzverhaltens von kommunalen Klärschlämmen mit Hilfe rheologischer Messungen (2010)	20,- Euro
Heft 79	Lars Günther Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Klärschlämmen (2011)	20,- Euro
Heft 80	Mohamed Rabie Mohamed Ghazy Sustainable Sewage Sludge Management in Egypt Based on Life Cycle Assessment (2011)	20,- Euro
Heft 81	3. Internationales Symposium Abwasserrecycling 21. - 22.11.2011 "Re-Water Braunschweig" Tagungsband	20,- Euro
Heft 82	Katrin Bauerfeld Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung (2012)	20,- Euro
Heft 83	Timur Esemien Untersuchungen zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoffrückgewinnung aus Klärschlamm (2012)	20,- Euro
Heft 84	4th International Symposium "Re-Water Braunschweig" – Quality, Reuse, Global Aspects, 06. - 07.11.2013 Conference Proceedings (2013)	20,- Euro
Heft 85	Daniel Klein Bewertung der Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung im Gesamtsystem aus Abwasserreinigung und Landwirtschaft (2015)	20,- Euro

\*) vergriffen

**Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft  
der Technischen Universität Braunschweig**

**Heft 85**

**Herausgeber:  
Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft  
an der Technischen Universität Braunschweig e.V.**

**This work is licensed under a [CC-BY 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).**

**Braunschweig 2015**

**ISSN 0934-9731**

**DOI 10.24355/dbbs.084-202103230746-0**